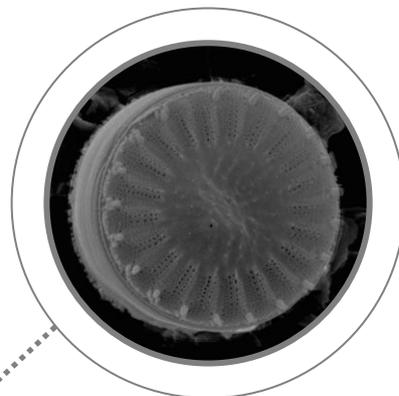
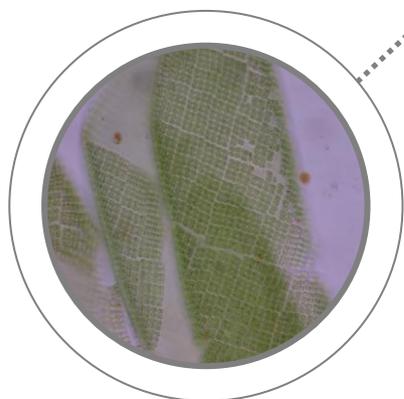


EMPLEO DE DESCRIPTORES FITOPLANCTÓNICOS
COMO BIOMONITORES EN LA
EVALUACIÓN DE LA CALIDAD
DEL AGUA EN LA COSTA DEL
RÍO DE LA PLATA
(FRANJA COSTERA SUR)



LIC. MARÍA BELÉN SATHICQ

DIRECTORA: DRA. NORA GÓMEZ

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE DOCTORA EN CIENCIAS NATURALES
2017

Agradecimientos

Este trabajo de tesis no hubiera sido posible sin el apoyo y la compañía de mucha gente que se cruzó en mi camino y puso su granito de arena, a todos ellos gracias y espero no olvidarme de nadie...

Agradezco infinitamente a mi familia, a mi hermano Gabriel por incentivar mi interés por las ciencias, a mis padres que apoyaron ese interés y me dieron todo lo necesario para que pudiera estudiar, a mi abuela que sé que estaría muy orgullosa de mi.

Le agradezco a Nora, directora y mamá científica, porque como bien ella dice “Nadie nació de un repollo en la ciencia”, por su dedicación y su guía para que este trabajo fuera posible.

A Juaco, compañero incondicional de laboratorio y de la vida, porque tuvo trabajo doble y una paciencia infinita. Gracias por hacer todos mis días más lindos.

A los técnicos que cumplieron un papel más que importante para esta tesis: Delia por las largas horas de microscopio enseñándome a identificar y contar fitoplancton, a Jorge por los análisis de nutrientes que tan necesarios fueron y a Palito por los meses, semanas, días y horas de ayuda en el trabajo de campo.

A mis compañeros de Plancton, a Mechi y Ro, porque con ellas se puede charlar de ropa, zapatos o ciencia con el mismo entusiasmo y seriedad, a Male que fue una gran compañera de lab, siempre dispuesta a ayudar en todo.

Al ILPLA y toda su gente, a los que saludan en los pasillos, los que preguntaron un millón de veces cómo iba la tesis, los que comparten mates, los becarios y las reuniones, la gente de secretaría que ayuda con todo lo burocrático, a los que comparten proyectos e ideas...

A Darío Andrinolo y su grupo de trabajo del laboratorio de Ecotoxicología (UNLP) por su ayuda con los análisis de cianotoxinas y su buena predisposición constante.

A mis anclas, compañía fundamental en mi vida.

A los amigos, a Estefi, Anita, Cris, Noe y el Chino (y a Lucía, mi ahijadita hermosa), Alejandro, Clau, Nico, Ro A., a las españolas Rachel y Moni...

A Vinilo y Botitas, los niños de la casa.

A los after office, happy hours, chori days y toda actividad social y recreativa que me ayudó a mantenerme mentalmente estable.

A Postgrado (FCNyM-UNLP) por el impecable trabajo realizado.

A los jurados, por los aportes realizados a este manuscrito que mejoraron notablemente su versión final, por la buena predisposición y el tiempo dedicado.

Al CONICET que me becó para que subsistiera estos 5 años y a los proyectos que financiaron el trabajo de laboratorio: Proyecto CONICET PIP-296 (Dir.: Dra. Nora Gómez) y Proyecto UNLP 2014-2017 (Dir.: Dra. Nora Gómez). A ACUMAR por el financiamiento de las campañas embarcadas.

El presente trabajo de tesis fue realizado en el laboratorio de Plancton y Biofilms del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA).

CONTENIDO

Resumen	5
Abstract.....	9
1. Introducción.....	12
1. 1. Importancia de los estuarios, del Río de la Plata en particular	13
1. 2. Amenazas al recurso	14
1. 3. Fitoplancton	17
1. 4. Estudios sobre el fitoplancton del Río de la Plata	19
1. 5. Uso del fitoplancton como biomonitor	20
1. 6. Objetivos e Hipótesis.....	24
Objetivos específicos.....	24
Hipótesis	25
2. Metodologías y área de estudio	27
2. 1. a. Área de estudio	28
Sitios de estudio costeros, características del hábitat	30
Fichas descriptivas por sitio	34
2. 2. a. Recolección de muestras y parámetros de campo	41
2.2. b. Nutrientes	43
2.2. c. Clorofila <i>a</i>	43
2. 2. d. Análisis del fitoplancton	44
2. 2. e. Análisis estadístico.....	45
Correlaciones	46
Análisis multivariados (Análisis de ordenación/gradiente).....	46
3. Los ensambles de fitoplancton y su relación con la calidad de las aguas costeras.....	49
3. 1. a. Introducción	50
3. 1. b. Objetivos	52
3.2 Materiales y métodos	52
Variables medidas.....	54
Análisis estadístico	55
Cálculo de óptimos y tolerancias	55
3.3. Resultados	57
3. 3. a. Características ambientales	57
3. 3. b. Composición específica.....	59
3. 3. c. Fitoplancton y variables ambientales	61

3.3.d. Óptimos y tolerancias de las especies indicadoras	66
3.4. Discusión	71
3.5. Síntesis de los resultados	74
4. Influencia de fenómenos climáticos sobre el fitoplancton costero: el fenómeno El Niño-Southern Oscillation (ENSO)	75
4.1.a. Introducción	76
4.1.b. Objetivos	77
4.2. Materiales y métodos	77
Variables medidas	78
Análisis estadístico	79
4.3. Resultados	80
4.3.a. Datos hidrológicos, meteorológicos, físicos y químicos	80
4.3.b. Densidad de fitoplancton y biomasa	82
4.3.c. Composición y diversidad de fitoplancton	83
4.4. Discusión	88
4.5. Síntesis de los resultados	93
5. Escalas temporales en el estudio de las cianobacterias en la costa del Río de la Plata: algunas implicancias en el monitoreo	94
5.1.a. Introducción	95
5.1.b. Objetivos	95
5.2. Materiales y métodos	96
Recolección de muestras de fitoplancton	96
Variables analizadas	97
Microcistinas	98
Análisis estadístico	99
5.3. Resultados	100
5.3.a. Parámetros físicos y químicos	100
5.3.b. Datos meteorológicos y de marea	102
5.3.c. Composición específica de cianobacterias	102
5.3.d. Clorofila <i>a</i> y microcistinas	104
5.3.e. Densidad de cianobacterias y su relación con las variables ambientales	105
5.3.f. Escalas temporales	106
5.4. Discusión	109
5.5. Síntesis de los resultados	113
6. Efecto del cromo hexavalente sobre las microalgas y bacterias del plancton costero: una experiencia <i>ex situ</i>	114

6. 1. a.	Introducción	115
6. 1. b.	Objetivos	117
6. 2.	Materiales y métodos	117
	Variables medidas.....	118
	Determinación de cromo hexavalente.....	119
	Conteo de bacterias vivas y muertas.....	119
	Producción potencial de oxígeno (PPO)	120
	Análisis estadístico	122
	Porcentaje de inhibición de crecimiento algal	122
6. 3.	Resultados	124
6. 3. a.	Condiciones iniciales.....	124
6. 3. b.	Condiciones finales.....	124
6. 4.	Discusión	130
6. 5.	Síntesis de los resultados	134
7.	Consideraciones finales.....	135
	Bibliografía	144
	Anexos	145

Resumen

El presente trabajo de tesis doctoral centró su interés en las respuestas del fitoplancton de la zona de agua dulce de la Franja Costera Sur del Río de la Plata a cambios en la calidad del agua.

El área de estudio abarcó la zona de agua dulce de la Franja Costera Sur, unidad geomorfológica del sector costero argentino comprendido entre el río Luján y el Cabo San Antonio, representado por un plano inclinado que se extiende entre la costa y la isobata de los 6-9 m. Este sector del estuario posee una gran importancia desde el punto de vista socio-económico.

Entre las amenazas a las que está expuesto este sector se encuentran algunas claramente atribuibles a la acción del hombre, tales como la contaminación y ciertas alteraciones en el medio ambiente físico y otras cuyo origen se deben a una combinación de factores naturales y antrópicos.

En este sentido, los cambios en la composición del fitoplancton son indicadores importantes de la condición ecológica y la salud del ambiente. Además de su importancia ecológica, las algas presentan una serie de atributos por los cuales son consideradas buenos indicadores de disturbios ambientales. Entre los más conocidos se puede mencionar sus cortos tiempos generacionales, su rápida respuesta a cambios ambientales, su abundancia y su ubicuidad.

En base a las consideraciones detalladas anteriormente, se propuso como objetivo general del presente trabajo de tesis explorar respuestas estructurales y funcionales del fitoplancton costero del sector de agua dulce del estuario del Río de la Plata (Franja

Costera Sur) relacionándolo con cambios en la calidad del agua con la finalidad de reconocer biomonitores para el diagnóstico y monitoreo.

En el capítulo 2 se detallan las metodologías utilizadas y el diseño de muestreo que consideró un total de 36 sitios, de los cuales 18 fueron sobre la línea de costa (distribuidos a lo largo de 170 km) y los restantes 18 aguas adentro de la misma (dispuestos a 500, 1500 y 3000 m.). Los 18 sitios costeros cuentan con usos del suelo muy variados y distintos grados de conservación de la costa que fueron resumidos en fichas descriptivas confeccionadas para cada sitio de muestreo.

El objetivo principal del capítulo 3 fue analizar la composición y características del ensamble del fitoplancton costero e identificar especies capaces de detectar los cambios en la calidad del agua relacionados al aumento en la concentración de nutrientes y materia orgánica. Para esta finalidad se analizó la relación entre la abundancia de las distintas especies y las calidades de agua y usos del suelo en la costa. Asimismo se exploraron las características morfofuncionales de las especies, como su forma, tamaño y estrategias de vida, y se calcularon los óptimos y rangos de tolerancia de las especies a distintas variables físicas y químicas para contribuir al conocimiento de su autoecología y así poder realizar un diagnóstico más completo de la calidad del agua. Se pudo reconocer un grupo de 24 especies tolerantes que aumentaron su abundancia relativa a medida que la calidad del agua empeoraba, actuando como bioindicadores del aumento en la concentración de nutrientes, al superar el 30% de abundancia relativa en los sitios con mala calidad del agua.

En el capítulo 4 se analizaron las respuestas del fitoplancton (densidad, diversidad, biomasa, composición del ensamble, ocurrencia de especies tóxicas) en relación a las condiciones ambientales (variables físicas, químicas, hidrológicas y meteorológicas), medidas bajo distintos escenarios causados por el fenómeno El Niño-Oscilación Sur en el período comprendido entre los años 2005 a 2012. En este sentido se pudieron observar

cambios en la estructura del fitoplancton en el área de estudio, tales como una reducción significativa de la diversidad y la biomasa durante los ciclos El Niño. Las características morfofuncionales de los ensambles de cada período también fueron distintas, siendo más abundantes las formas filamentosas durante El Niño, y las formas coloniales y mucilaginosas durante La Niña. Sin embargo, no fue posible diferenciar ensambles específicos de cada período, sugiriendo que el fitoplancton es resiliente a los cambios impuestos por el fenómeno.

En el capítulo 5 se analizaron aquellas variables ambientales que modularon el desarrollo de las cianobacterias y su distribución en la costa, empleando distintas escalas temporales (semanal, diaria y horaria). Los resultados obtenidos indicaron que aquellas variables forzantes primarias para el desarrollo de estos organismos fueron temperatura, pH, penetración de luz (turbidez y radiación fotosintéticamente activa), conductividad y nutrientes (particularmente NO_3^- y NH_4^+). Sumado a estas forzantes, los vientos provenientes del Sudeste y la marea alta fueron aquellas variables que empujaron la masa de agua y con ella a las cianobacterias hacia la costa.

En el capítulo 6 se empleó el ensamble fitoplanctónico y el bacterioplancton de la Franja Costera Sur para la implementación de bioensayos. Se analizó la respuesta del fitoplancton y del bacterioplancton al ser expuestos durante 72 hs a una concentración de $80 \mu\text{g L}^{-1}$ de Cr^{+6} (concentración hallada en sitios muy contaminados del área de estudio). Los resultados obtenidos demostraron, en el caso del fitoplancton, una reducción significativa en la biomasa (clorofila *a*) y en la densidad algal, y cambios en la composición específica del ensamble, al igual que una reducción en la producción potencial de oxígeno. En lo que respecta al bacterioplancton, se observó una disminución de la densidad total y de la proporción de bacterias viables con respecto a las inviables.

Finalmente en el capítulo 7 se expusieron las consideraciones finales correspondientes a cada objetivo particular y al objetivo general planteados en el presente trabajo de tesis.

En síntesis, los resultados obtenidos ponen en relevancia la vulnerabilidad del sector costero respecto a los cambios en el fitoplancton. La conspicua riqueza de especies halladas a lo largo del presente estudio, con más de 400 taxa identificados, y la utilidad del fitoplancton como indicador de la calidad del agua en la zona costera del Río de la Plata, enfatizan la necesidad de profundizar los estudios sobre estos microproductores primarios. Esto permitirá contribuir a la preservación de la integridad biótica del nivel trófico basal costero y del recurso acuático.

Abstract

This PhD manuscript focuses on the responses of the phytoplankton of the freshwater area of the Franja Costera Sur of the Río de la Plata to water quality changes.

The study area of this manuscript includes the freshwater zone of the Franja Costera Sur, a geomorphological unit of the Argentinean coast of The Río de la Plata estuary, between the Luján River and Cape San Antonio, represented by a tilted plane between the coast and the 6-9m isobath. This sector of the estuary has great importance from a socio-economic perspective. Among the factors that threaten this environment, some are clearly linked to anthropogenic activities, such as pollution and certain physical habitat alterations, and others are a combination of both natural and man-driven pressures.

In this sense, changes in the phytoplanktonic composition are important indicators of the ecological condition and environmental health. Besides their ecological importance, algae present a series of attributes by which they are considered good indicators of environmental disturbances; among the most known ones are their short generational time, their quick response to urban pollution, their abundance and their ubiquity.

The general objective of this PhD manuscript was to explore the structural and functional responses of the phytoplankton of the freshwater coastal Río de la Plata estuary (Franja Costera Sur) by relating it to changes in water quality, to recognize possible biomonitors useful for diagnostic and monitoring purposes.

In chapter 2, the methodologies employed and the experimental design are detailed, which consisted of a total of 36 sites; 18 of them were located along the coastline, and the other 18 were pelagic, both covering an area 170km in length. The sample extraction of the water sites was organized in transects, and samples were collected 500m, 1500m and

3000m away from the shoreline. These sites are impacted by a wide range of land uses and different degrees of coastline preservation, also summed up in chapter 2.

The main objective of chapter 3 was to analyze the composition and the characteristics of the phytoplanktonic assemblage, to identify which species were sensitive to water quality changes related to nutrient and organic matter increments. For this end, the relation between the abundance of the different species, the water quality characteristics and the land uses of the shore were analyzed. Also, the morphofunctional characteristics of the species, such as shape, size and life strategies, were explored, along with their optima and tolerance ranges to multiple physical and chemical variables to increase the knowledge of their ecology and attempt to establish a more complete water quality assessment. A group of 24 species that, given by their increase in relative abundance due to a decrease in water quality, can act as bioindicators of the increase of nutrient concentration, representing over 30% of the total abundance in those sites with the worse water quality.

In chapter 4, different variables of the phytoplanktonic assemblage (density, diversity, biomass, composition, frequency of the toxic species) in relation to the environmental conditions (physical, chemical, hydrological and meteorological) measured under different scenarios of the El Niño-Southern Oscillation phenomenon between the years 2005 and 2012.

In this aspect, changes in the structure of the phytoplankton of the study area were observed, such as a significant reduction of the diversity and biomass during the El Niño cycles. The morphofunctional characteristics of the assemblage during each period were also different, being the filamentous algae more abundant during the El Niño periods, and the colonial and mucilaginous forms more abundant during the La Niña periods. However, it was not possible to differentiate characteristic assemblages for each period, suggesting that the species present have a greater resilience than the changes imposed by the climatic phenomenon.

In chapter 5, those environmental variables that modulate the development of cyanobacteria and their distribution in the shore were explored, by considering different time scales for sampling (weekly, daily and hourly). The results obtained indicate that those primary modulating variables are temperature, pH, light penetration (turbidity and photosynthetically active radiation), conductivity and nutrients (particularly NO_3^- y NH_4^+). Secondary modulating variables include the intensity of the southeast wind and the tide regime, which pushes the water mass and toxic cyanobacteria along with it, to the shore.

Related to the use of the phytoplanktonic assemblage of the Franja Costera Sur in bioassays, in chapter 6 the community of a little disturbed site was exposed during 72hs to the hexavalent chromium concentrations found in the study area. The results obtained show that phytoplankton exposed to 80 μg of Cr^{+6} presents a reduced biomass and algal density, changes in the specific composition of the assemblage and a reduction in the potential production of oxygen. In the bacterioplankton, there was a decrease in total density, along with a decrease in the proportion of viable bacteria to the unviable ones.

Finally, in chapter 7 the final considerations are exhibited, which correspond to each particular and general objective of the manuscript.

Briefly, the results obtained show the sensitivity of the coastal area by the changes in the phytoplankton. The conspicuous richness in species found in the study area, with over 400 identified taxa, and the usefulness of the phytoplankton as an indicator of the water quality of the freshwater area of the Río de la Plata, emphasize the need to study further these primary microproducers. This will contribute to the preservation of the biotic integrity of the basal trophic levels and of the aquatic resources.



1. INTRODUCCIÓN



1. 1. Importancia de los estuarios, del Río de la Plata en particular

La palabra estuario proviene del latín *aestus* que significa marea. Un estuario es un entrante de mar que se introduce en un valle fluvial, río arriba, hasta el límite donde se dejan sentir las mareas (Fairbridge, 1980). La mezcla con el ambiente marino y los intercambios entre la interfase sedimento-agua inducen variabilidad física y biogeoquímica en la columna de agua (Cloern y Dufford, 2005).

Al menos la mitad de la población mundial vive en zonas estuariales, y esta proporción continua creciendo (Adams, 2005). Los servicios ecosistémicos que brindan estos ambientes son muchos y muy variados, y se pueden clasificar en bienes de consumo (pesca, agua para potabilización y producción de materias primas), servicios de uso directo (turismo, recreación, educación e investigación, receptor de descargas de aguas residuales) y de uso indirecto (protección de costas, control de la erosión, control de inundaciones, reservorio de biodiversidad, etc.) (Barbier *et al.*, 2011).

El rápido crecimiento de las poblaciones humanas y la diversificación de los aportes de origen antropogénico tales como la agricultura, acuicultura, urbanización y expansión industrial son la causa primaria del deterioro en la calidad ambiental en los estuarios (Nixon, 1995; Paerl, 2006). Dada la importancia socio-económica y la dinámica natural de los ecosistemas estuariales hay una necesidad urgente de desarrollar indicadores sensibles y ampliamente aplicables para detectar cambios en la calidad de agua y en la condición ecológica general.

Entre los ecosistemas estuariales con síntomas de estrés antropogénico se encuentra el Río de la Plata, un estuario de llanura con un área de 35.500 km², de los cuales el 37% está ocupado por agua dulce, naturalmente rico en nutrientes y tróficamente dominado por plancton (López Laborde y Nagy, 1999). Su importancia regional ha sido objeto de muchos

programas de investigación que intentan comprender los diferentes aspectos de su medio ambiente (Framiñan *et al.*, 1999; Mianzan *et al.*, 2001). Pero por su importancia socioeconómica, ha sido más estudiado desde el punto de vista de su navegabilidad o de la potabilidad de sus aguas que como hábitat de comunidades biológicas.

En tal sentido cabe destacar que sobre la costa bonaerense más de 11 millones de personas habitan en los numerosos centros urbanos que allí se ubican, como las ciudades de Buenos Aires y La Plata, entre las más importantes, constituyéndose el Río de la Plata en el principal suministro de agua potable (alrededor del 89% del recurso) (INDEC, 2010). Las plantas de tratamiento del agua del estuario para la provisión de agua potable se ubican en las localidades de Palermo, Bernal y Punta Lara, y aportan en conjunto aproximadamente 6.000.000 m³/día de agua (www.aguasbonaerenses.com.ar; www.aysa.com.ar).

Además de proveer agua para consumo, este cuerpo de agua es utilizado para navegación, irrigación y recreación, y está vinculado a importantes actividades tanto económicas como recreativas y ofrece el acceso aguas arriba a los puertos ubicados a lo largo de los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay.

1. 2. Amenazas al recurso

Entre las amenazas a las que está expuesto el Río de la Plata, se encuentran algunas claramente atribuibles a la acción del hombre, tales como la contaminación y ciertas alteraciones en el medio ambiente físico como la construcción de balnearios, murallones, escolleras y caminos costeros; y otras cuyo origen se debe a una combinación entre factores naturales y antrópicos, tal es el caso de la introducción de especies exóticas, las floraciones algales nocivas y la presencia del agente etiológico del cólera en el agua,

representando una amenaza significativa tanto para la biota como para la salud humana (FREPLATA, 2005). El efecto antrópico más común ejercido sobre los estuarios es el enriquecimiento con nutrientes, el cual juega un papel importante en la regulación de los productores primarios, promoviendo la eutrofización (Cloern, 2001).

La costa argentina del ecosistema ha estado expuesta durante décadas a un desarrollo demográfico acelerado, siendo esta zona del Río de la Plata la que cuenta con mayor desarrollo urbano e industrial. Esta margen, de características particulares, es altamente vulnerable, no sólo por las actividades antrópicas sino también por acción de fenómenos naturales como las sudestadas y erosión por acción mecánica causada por las mareas, siendo notorio el cambio sufrido en la línea de costas sobre la ribera, desde la zona del Delta hasta Punta Piedras (Camilloni y Bidegain, 2005). Por otra parte la mayoría de los establecimientos industriales correspondientes al área metropolitana de Buenos Aires y al Gran La Plata vuelcan sus efluentes directamente a los ríos, arroyos y canales receptores que finalmente desaguan en la costa. Sólo en el área metropolitana de Buenos Aires se estima que se vierte a los arroyos y redes cloacales aproximadamente 588.106 m³/año de efluentes industriales líquidos, 6,56x10⁵ toneladas de residuos semisólidos y 2,8x10⁵ toneladas de residuos sólidos sin tratamiento previo por año (PSI, 1998). A escala del ecosistema, los efectos de los diferentes aportes de contaminantes sobre la calidad del agua y comunidades biológicas correspondientes al área de estudio se ven aminorados por el gran efecto de dilución del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Sin embargo, a nivel local, tienen extrema importancia ya que frecuentemente los efectos sobre el ambiente son significativos, afectando la calidad del agua y los sedimentos de la Franja Costera Sur.

En tal sentido es posible identificar a lo largo de la Franja Costera Sur varios canales, ríos y desagües, cuya carga de contaminantes genera problemas importantes en la costa, entre ellas podemos mencionar el río Luján que recibe los aportes del río Reconquista, que luego de la Cuenca del Matanza-Riachuelo es la más industrializada. En el caso de la cuenca

Matanza-Riachuelo, son vertidos aproximadamente 5 m³/s de efluentes cloacales, además de efluentes industriales correspondientes a aproximadamente 800 industrias altamente contaminantes (incluyendo al Polo Petroquímico de Dock Sud) y contaminantes derivados de la actividad portuaria (puertos de Buenos Aires y Dock Sud), aportando una alta carga de metales pesados entre los que se destaca el cromo (aproximadamente 0,6 toneladas de cromo/día). Los canales Santo Domingo y Sarandí reciben efluentes, tanto de origen industrial como cloacal. En tanto el emisario cloacal de Berazategui, vierte los líquidos cloacales a 2,5 km de la costa, provenientes del área metropolitana de Buenos Aires correspondientes a más de 5.000.000 de personas, con un escaso tratamiento previo. Asimismo el Colector Mayor de Berisso conduce los efluentes cloacales sin tratamiento previo correspondientes a aproximadamente 200.000 personas y vierte sus aguas sobre la costa. También el río Santiago (Arroyo del Gato-Zanjón y Canal Oeste), que recibe aportes de contaminantes de origen industrial (ej. Polo Petroquímico de la Ciudad de La Plata), cloacal y derivados de la actividad portuaria (Puerto de La Plata) se vierte en la costa. Estas descargas, en conjunto, aportan más del 80% del total de la carga de contaminantes que ingresa a la Franja Costera Sur (FREPLATA, 2005).

Todos los aportes al sector costero descriptos precedentemente afectan a la Franja Costera Sur desde el punto de vista ecológico, económico y paisajístico teniendo mayor incidencia entre la línea de costa y los 2.000 m (FREPLATA, 2005).

Otra de las amenazas a este ecosistema lo constituyen las floraciones algales nocivas, que en el Río de la Plata son cada vez más frecuentes y pueden producir impactos drásticos sobre los recursos pesqueros, la biodiversidad en general, la salud pública y, consecuentemente, sobre el uso de espacios costeros para recreación, turismo y/o como fuente de agua potable. En relación al desarrollo de cianobacterias se percibe un aumento en la representatividad de este grupo en los monitoreos (Gómez, 2014). Mientras el riesgo potencial de floraciones tóxicas en grandes ríos templados es bajo, algunos sistemas con

un largo tiempo de residencia o conectados con sistemas eutróficos pueden ser propensos al desarrollo de floraciones (Timms y Moss, 1984). A modo de ejemplo en el verano del año 2000 se advirtió una importante floración de *Microcystis aeruginosa* que afectó un amplio sector de la costa bonaerense. Este fenómeno persistió por varios días como consecuencia de las condiciones de estabilidad de la columna de agua, acarreando una serie de inconvenientes que afectaron a los distintos usos del agua. El riesgo de la posible expansión de las floraciones tóxicas debe ser considerada en la evaluación de la calidad del agua, sobre todo en el Río de la Plata donde el tiempo de residencia del agua es de alrededor de un mes y la disponibilidad de nutrientes no sería un factor limitante (Gómez y Bauer, 2000).

1. 3. Fitoplancton

El plancton domina los ecosistemas pelágicos, los cuales cubren más del 70% de la superficie del planeta, y se define como el conjunto de organismos adaptados a pasar parte de su vida, o toda su vida en suspensión, en las aguas abiertas de océanos, lagos, estanques, estuarios y ríos (Reynolds, 2006); dentro de esta definición, la fracción autotrófica se denomina fitoplancton.

La denominación “fitoplancton” responde a una definición funcional, ya que agrupa a un conjunto de organismos autotróficos de origen polifilético. Este ensamble de organismos es esencial para el funcionamiento del sistema ya que representa la mitad de la producción primaria del planeta (Falkowski *et al.*, 2003; Arrigo, 2005).

Los cambios en la composición del fitoplancton son indicadores importantes de la condición ecológica y la salud del ambiente, ya que juegan un papel importante en los procesos de eutrofización, el ciclado de nutrientes, la calidad del agua y la dinámica de las

tramas tróficas (EPA, 2005). Además de su importancia ecológica, las algas presentan una serie de atributos por los cuales son consideradas como buenos indicadores de cambios ambientales, entre los más relevantes se puede mencionar que poseen cortos tiempos generacionales, responden rápidamente a cambios ambientales pudiendo proveer señales de alerta temprano, manifiestan de manera sensible y confiable al estado trófico; además la mayoría de las especies son cosmopolitas, suelen ser abundantes y por lo general ubicuistas (Mc Cormick y Cairns, 1994; Resh, 2008).

Dado el hecho de que el fitoplancton se encuentra en suspensión y es transportado a través de la columna de agua, es capaz de integrar los impactos ambientales de un área geográfica amplia por lo que su utilización como indicador de calidad de agua y de la integridad del ecosistema puede ser más apropiada para evaluar a mediana o gran escala ecosistemas donde es un componente importante (Stevenson y White, 1995). Por otra parte los cambios en la estructura y la actividad del fitoplancton a menudo preceden cambios a gran escala o a largo plazo en la función del ecosistema (Paerl y Peierls, 2008).

Los ambientes costeros están influenciados por distintos factores que modulan el desarrollo del fitoplancton, entre ellos el efecto de la marea, que sobre el sistema pelágico de estuarios someros es mayor debido a la continua interacción con el fondo (remoción de sedimentos, nutrientes y bentos) y a la alta tasa de mezcla vertical (de Jonge y van Beusekom, 1995; Lucas *et al.*, 1999). Conjuntamente con las condiciones ambientales, las estrategias de adaptación, el comportamiento y los procesos fisiológicos determinan la composición y estructura del fitoplancton en un determinado ambiente (Litchman *et al.*, 2007).

Las adaptaciones de los integrantes del fitoplancton al medio acuático son muchas y muy variadas. Han surgido numerosas clasificaciones en base a distintas características emergentes, tales como tamaño, morfología, pigmentos, forma, estrategias de vida etc. (Margalef, 1978; Sieburth *et al.*, 1978; Reynolds 1984, 1997; Van Den Hoek *et al.*, 1995;

Kruk *et al.*, 2010; Salmaso *et al.*, 2015). Estas clasificaciones son de utilidad a la hora de emplear el fitoplancton como indicador de calidad de agua ya que se asume que las especies responden al ambiente de manera independiente y los ensamblajes están principalmente influenciados por las condiciones locales (Hillebrand y Azovsky, 2001; Beisner *et al.*, 2006). Dichas condiciones entonces deberían favorecer grupos de especies con características adaptativas similares (Webb *et al.*, 2002).

En ciertos casos las cianobacterias y las algas eucariotas del fitoplancton pueden crecer exponencialmente bajo determinadas condiciones ambientales aumentando su biomasa en valores significativos con respecto a la concentración original. Este fenómeno se denomina floración (en inglés: bloom) (Smayda, 1997) y puede generarse en períodos que van desde pocas horas a varios días, y desaparecer en un plazo similar. Sin embargo algunas floraciones pueden permanecer por períodos más largos como todo el verano o incluso establecerse de forma permanente (Chorus y Bartram, 1999). Particularmente, las floraciones de cianobacterias requieren especial atención, ya que pueden producir toxinas. La alta biomasa concentrada en las floraciones sumada a la presencia de cianotoxinas puede representar un problema para los otros organismos del medio acuático y para la salud humana.

1. 4. Estudios sobre el fitoplancton del Río de la Plata

Según Gómez (2014) los primeros artículos sobre el fitoplancton del Río de la Plata se remontan a la primera mitad del siglo XX, y contenían listados de especies y descripciones taxonómicas mayormente de diatomeas, destacándose los trabajos de Frenguelli (1933, 1941, 1945). A partir de la década del 40 comienzan las citas de otros grupos algales como dinoflagelados y clorofitas.

En lo que se refiere al sector de agua dulce del estuario y particularmente a la costa argentina, se encuentra el estudio de Guarrera (1950) donde se describe el fitoplancton a nivel de género y lo relaciona con variables ambientales. En 1951 y 1952 Guarrera y Kühnemann, publican algunas observaciones limnológicas sobre el Río de la Plata y analizan el plancton por debajo del nivel de género, en el contexto de estudios relacionados con la contaminación en el área. Más recientemente Roggiero (1988) analizó las características ecológicas de las clorofitas y las cianobacterias en la Franja Costera Sur.

También se cuenta con la caracterización ecológica del plancton, incluyendo estudios sobre la composición, abundancia, diversidad y distribución espacio-temporal de las microalgas que lo conforman (Gómez y Bauer, 1998; Gómez *et al.*, 2002; Gómez *et al.*, 2004; Gómez, 2014). Asimismo merece mencionarse los estudios sobre las poblaciones de cianobacterias, algunas de las cuales se reportaron como toxigénicas, realizados por FREPLATA (2005), Andrinolo *et al.* (2007) y Gianuzzi *et al.* (2012), entre otros.

1. 5. Uso del fitoplancton como biomonitor

Actualmente se acepta que el conocimiento físico y químico de los ambientes a estudiar es de suma utilidad en la tipificación de los ecosistemas pero debe conocerse también cuál es el estado de las comunidades residentes a través de la información de la estructura y dinámica de las mismas.

Los factores bióticos y abióticos generan situaciones de estrés natural en los organismos, que resultan determinantes en la estructuración de los diferentes niveles de organización biológica. Sin embargo, la actividad que desarrolla el hombre puede modificar estos factores de estrés y además puede aportar nuevos estresores, ajenos al cuerpo de agua. Cuando la capacidad de amortiguar estos cambios por parte de los ecosistemas se ve

alterada, las comunidades biológicas comienzan a modificar su composición favoreciendo organismos tolerantes capaces de afrontar las nuevas condiciones (Markert *et al.*, 2003). Teniendo en cuenta estas consideraciones es posible advertir el rol de los organismos acuáticos en la evaluación del ambiente, ya que ellos son capaces de registrar y sintetizar los cambios que ocurren más allá de que los agentes contaminantes lleguen al sistema en forma continua o discontinua (Lorenz, 2003).

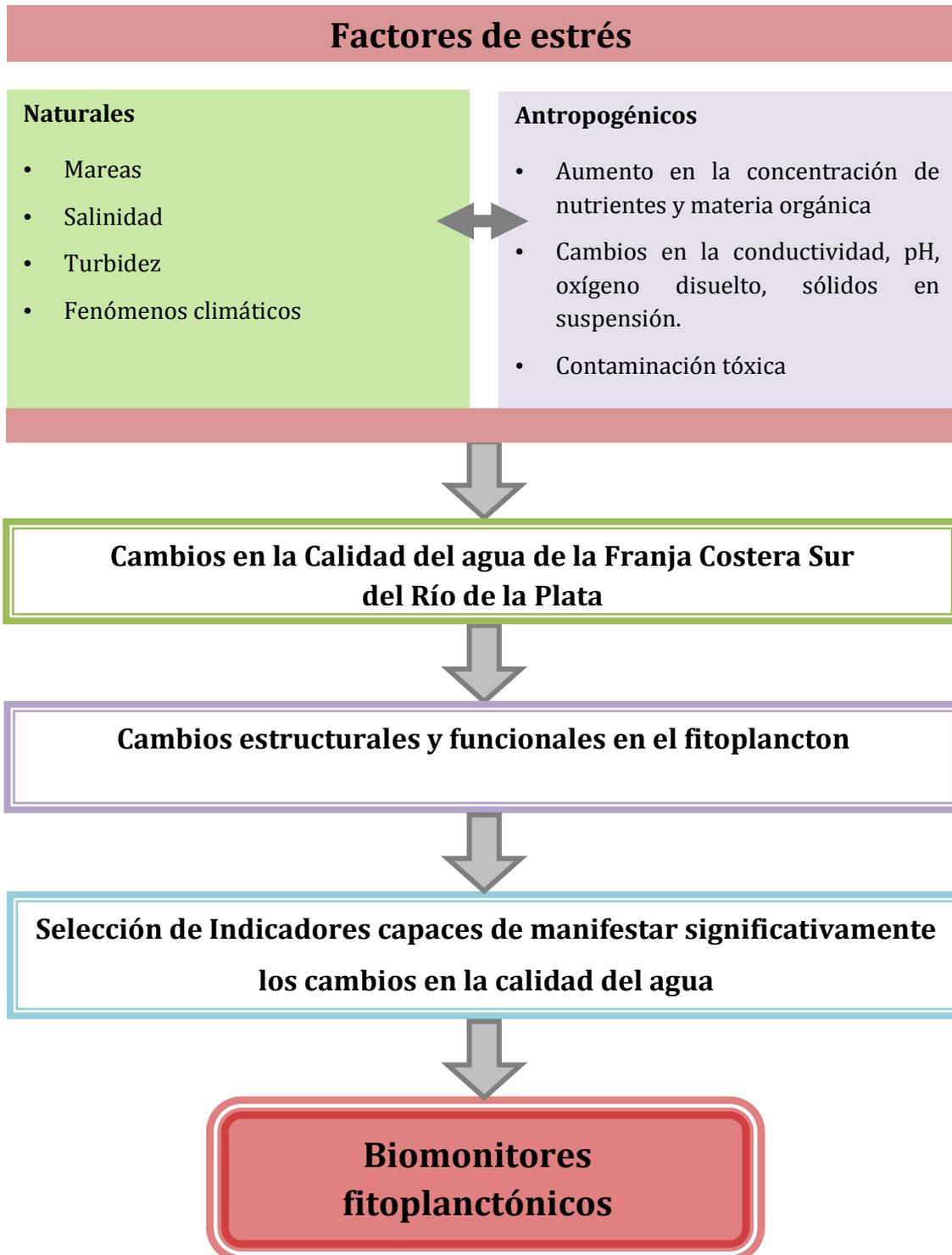
En este desafío de emplear organismos en la evaluación del ambiente es necesario diferenciar lo que es un bioindicador y un biomonitor. El primero es un organismo, una parte de un organismo o de una comunidad que contiene información sobre la calidad del ambiente o de una parte del ambiente. En tanto que el segundo ofrece información sobre los aspectos cuantitativos de la calidad ambiental (Markert *et al.*, 2003) es decir, que nos permite cuantificar el daño como una medida del estrés ambiental. Tomando en cuenta las distintas respuestas de los organismos a los cambios ambientales se pueden distinguir diferentes métodos biológicos para evaluar la calidad del agua tales como: métodos ecológicos, fisiológicos y bioquímicos y los referidos a la bioacumulación. El empleo de los organismos acuáticos para detectar cambios ambientales en los ecosistemas acuáticos tiene varias ventajas, entre las más importantes se destacan: i) reúnen información que los análisis fisicoquímicos no detectan, es decir, las especies y comunidades bióticas responden a efectos acumulativos intermitentes que en determinado momento un muestreo de variables químicas o físicas pasan por alto. ii) La vigilancia biológica evita la determinación regular de un número excesivo de parámetros físicos y químicos, ya que los organismos sintetizan una buena parte de la información aportada por aquellas variables. iii) Los indicadores biológicos permiten detectar la aparición de elementos contaminantes nuevos o insospechados ya que muchas sustancias se acumulan en el cuerpo de ciertos organismos, por lo tanto su concentración en esos indicadores puede reflejar el nivel de contaminación ambiental. iiiii) Como resulta imposible extraer muestras de toda la biota

acuática, la selección de algunas pocas especies indicadoras simplifica y reduce los costos de la valoración sobre el estado del ecosistema, favoreciendo la captura de información pertinente, desechando así una cantidad de datos difícil de manejar e interpretar (Gómez, 2016).

Existen numerosos estudios sobre las respuestas estructurales del fitoplancton frente a factores de estrés antropogénicos. Por ejemplo, Smith *et al.* (1999) y Smith (2003) destacaron como efecto de la eutrofización en sistemas fluviales el aumento de la biomasa y los cambios en la composición específica. Por otro lado, Fleeger *et al.* (2003) diferenciaron efectos tóxicos directos e indirectos de hidrocarburos, metales pesados y pesticidas sobre la estructura del fitoplancton en sistemas acuáticos. Los efectos tóxicos directos pueden provocar: declinación de las especies sensibles, aumento en la fracción algal de menor tamaño y reducción de la abundancia, pero el efecto indirecto de los tóxicos, por el contrario, puede aumentar la abundancia algal cuando los microorganismos pastoreadores son selectivamente eliminados. Asimismo Xu *et al.* (1999), como resultado del estrés químico debido a la acidificación y la contaminación con cobre, hidrocarburos y pesticidas en sistemas de agua dulce, consignaron cambios en: la biomasa y abundancia total, la ocurrencia de floraciones, el tamaño celular, la composición y dominancia de los grandes grupos taxonómicos, la riqueza y diversidad. Estos autores también señalaron que en relación a un ecosistema contaminado, un ecosistema saludable tendrá, en cuanto a estructura, un fitoplancton con alta diversidad específica y/o baja biomasa.

Considerando a los estuarios áreas naturalmente ricas en materia orgánica, su biota muestra similitudes con la de áreas que reciben materia orgánica proveniente de la actividad humana (Borja *et al.*, 2012), esta característica es la que dio origen a la “paradoja de calidad de los estuarios” (Dauvin, 2007; Elliott y Quintino, 2007) que expresa que las comunidades bióticas de los estuarios reflejan la variabilidad de áreas naturalmente estresadas, mostrando similitudes con las características observadas en áreas cuyo estrés

es de origen antropogénico. Teniendo en cuenta estas consideraciones se esquematiza para esta tesis el siguiente marco conceptual:



1. 6. Objetivos e Hipótesis.

Objetivo general: Explorar respuestas estructurales y funcionales del fitoplancton costero del sector de agua dulce del estuario del Río de la Plata (Franja Costera Sur) en relación a cambios en la calidad del agua con la finalidad de contribuir a la evaluación de la misma y de la integridad biótica de la costa.

Objetivos específicos:

- Analizar la composición específica y las características del ensamble del fitoplancton costero e identificar especies capaces de detectar los cambios en la calidad del agua relacionados al aumento en la concentración de nutrientes y materia orgánica.
- Determinar el óptimo y los rangos de tolerancia de las especies más tolerantes que componen el fitoplancton de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, a distintas variables físicas y químicas tales como conductividad, turbidez, pH, nutrientes y oxígeno disuelto.
- Analizar las respuestas del fitoplancton de la Franja Costera Sur (densidad, diversidad, biomasa, composición del ensamble, ocurrencia de especies tóxicas) en relación a las condiciones ambientales (variables físicas, químicas, hidrológicas y meteorológicas), medidas bajo distintos escenarios causados por el fenómeno ENSO (El Niño-Oscilación Sur).
- Estudiar la taxocenosis de cianobacterias a distintas escalas temporales, para conocer su dinámica y las principales forzantes que modulan e influyen su presencia en la costa.

-
- Analizar las respuestas del ensamble fitoplanctónico y del bacterioplancton de la Franja Costera Sur al ser expuestos a un estresor de carácter tóxico y origen antropogénico frecuente en la zona de estudio (Cr^{+6}), en condiciones de laboratorio.
-

Hipótesis

La primera hipótesis planteada para el presente trabajo de tesis es que la estructura del fitoplancton de la zona de agua dulce de la Franja Costera Sur del Río de La Plata es afectada por los cambios en la calidad del agua.

Las predicciones para dicha hipótesis son:

- El cambio en las condiciones físicas y químicas del agua induce a cambios significativos en la proporción de las distintas especies producto de su tolerancia a dichos cambios.
- Un grupo de especies tolerantes al aumento en la concentración de nutrientes y de materia orgánica son indicadoras del deterioro en la calidad del agua.
- Fenómenos climáticos que operan a escala interanual, como el fenómeno ENSO (El Niño-Oscilación Sur), causan cambios a nivel físico y químico en el agua que definen un ensamble de especies propio de cada fase (El Niño, La Niña y neutral).
- El desarrollo de cianobacterias y la concentración de toxinas en la costa del Río de la Plata están modulados principalmente por variables forzantes como la temperatura, los nutrientes, la penetración de la luz, la altura de marea y la dirección de los vientos.

La segunda hipótesis planteada es que el Cromo hexavalente tiene efectos negativos sobre el fitoplancton y el bacterioplancton del sector de agua dulce de la Franja Costera Sur.

Las predicciones para dicha hipótesis son:

- Un aumento en la concentración de Cromo hexavalente se evidencia, en el caso del fitoplancton, en una disminución en la densidad (cel mL^{-1}), de la concentración de clorofila *a* y de la producción potencial de oxígeno. A su vez la composición específica del fitoplancton cambia a favor de especies más tolerantes.
- En lo que respecta al bacterioplancton los efectos del Cromo hexavalente se evidencian en una disminución de la densidad de bacterias y una disminución en la relación entre bacterias viables y no viables.





2. METODOLOGÍAS Y ÁREA DE ESTUDIO

2. 1. a. Área de estudio

El Río de la Plata es un cuerpo de agua extenso y poco profundo, ubicado en la costa Este de Sudamérica entre los 34°- 36° S y 55°- 58° O.

Desde el punto de vista geomorfológico y dinámico, se ha propuesto su división en dos regiones: una interior y otra exterior, separadas por la presencia de una barrera geomorfológica llamada Barra del Indio. Esta barra se extiende a lo largo de la línea que une Punta Piedras (en Argentina) con Montevideo (en Uruguay) (FREPLATA, 2005). La isohalina de 0,5 UPS ($\sim 1000 \mu\text{S cm}^{-1}$) y la Barra del Indio constituyen el límite entre el agua dulce (que ocupa el 37% de la superficie total del estuario) y la zona salobre (Urien, 1972). Las ondas de marea del océano, la descarga de sus tributarios y el viento que actúa sobre toda la superficie del estuario son las principales variables forzantes de su dinámica (Menéndez y Re, 2006).

Más del 97% del caudal de agua en el Río de la Plata es proporcionada por el río Uruguay ($4.600\text{-}5.300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y el río Paraná, formado por dos tributarios, Paraná Guazú y Paraná de las Palmas, descargando entre $17.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y $21.700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; este último baña la Franja Costera Sur (FREPLATA, 2005; Silva *et al.*, 2013). El caudal de estos ríos presenta una baja estacionalidad, con un pico máximo en otoño que disminuye hacia la primavera cuando se registran los menores caudales (Nagy *et al.*, 2002a). Estos patrones de descargas muestran picos de variabilidad en escalas de tiempo interanuales asociadas con los ciclos ENSO (El Niño-Oscilación Sur), que inducen inundaciones (fase cálida) o sequías (fase fría) con una variación de hasta $80.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ entre ciclos húmedos y secos extremos, El Niño y La Niña, respectivamente (Clara *et al.*, 2014). Durante los períodos de mayores descargas de sus tributarios el tiempo de residencia del agua es de unos 73 días, mientras que para los

períodos de menores descargas el tiempo de residencia alcanza los 136,5 días (Menéndez, 2002; Silva *et al.*, 2013).

La amplitud de marea de este cuerpo de agua es micromareal (<1 m), y está acoplado a un régimen astronómico semidiurno (con dos pleas y dos bajas durante un día lunar), con desigualdades diurnas y grandes diferencias entre pleamares o bajamares consecutivas. La onda de marea se propaga de sur a norte, a una velocidad media de 30 km/h y le toma aproximadamente 12 hs recorrer desde un extremo al otro del Río de la Plata (Simionato *et al.*, 2002).

Cuando se encuentran alineados la tierra, el sol, y la luna se suman las fuerzas de atracción de estos últimos dos, por lo que se producen las pleamares de mayor valor y bajamares más bajas que las promedio, fenómeno conocido como mareas vivas o mareas de sicigia. Dentro de las mareas de sicigia hay dos con valores máximos, que se producen en los equinoccios de otoño y primavera.

Los vientos sobre el Río de la Plata en general son leves y la intensidad promedio anual es muy uniforme, elevándose a cerca de 5 m s^{-1} en la costa (Nagy *et al.*, 1998). Los vientos del noroeste (NO) favorecen la salida de agua del Río de la Plata. Con vientos intensos soplando durante varios días desde este sector se generan bajantes extraordinarias que dificultan el suministro de agua potable y la navegación. Esta situación se presenta aproximadamente una vez al año. En cambio los vientos del sudeste (SE) producen un aumento del nivel del agua en el interior del Río de la Plata y, cuando son intensos (sudestadas), son responsables de las grandes crecidas que se registran en ese sector del río. Estos eventos se producen varias veces al año y evidencian una tendencia al aumento en los últimos años (FREPLATA, 2005).

El Río de la Plata está formado por distintas unidades geomorfológicas, entre las que se encuentra la Franja Costera Sur (FCS), cuyo sector de agua dulce es el área de estudio

analizada en esta tesis. Esta se define como el sector costero argentino comprendido entre el río Luján y el Cabo San Antonio, representado por un plano inclinado que se extiende entre la costa y la isobata de los 6-9 m, y posee una superficie de unos 1.030 km² (AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997; Mianzan *et al.*, 2001; Acha *et al.*, 2008). El Río de la Plata recibe a lo largo de la FCS el aporte de numerosos ríos, arroyos y canales.

Sitios de estudio costeros, características del hábitat

El área de muestreo para esta tesis abarcó 170 kilómetros de costa situados en la Franja Costera Sur del Río de la Plata, entre la desembocadura del río Luján y Punta Piedras (Figura 2.1). Se delimitaron 18 puntos de muestreo situados sobre la costa, con distintos usos del suelo y del recurso agua, tanto desde el punto de vista económico, como recreacional y cultural.

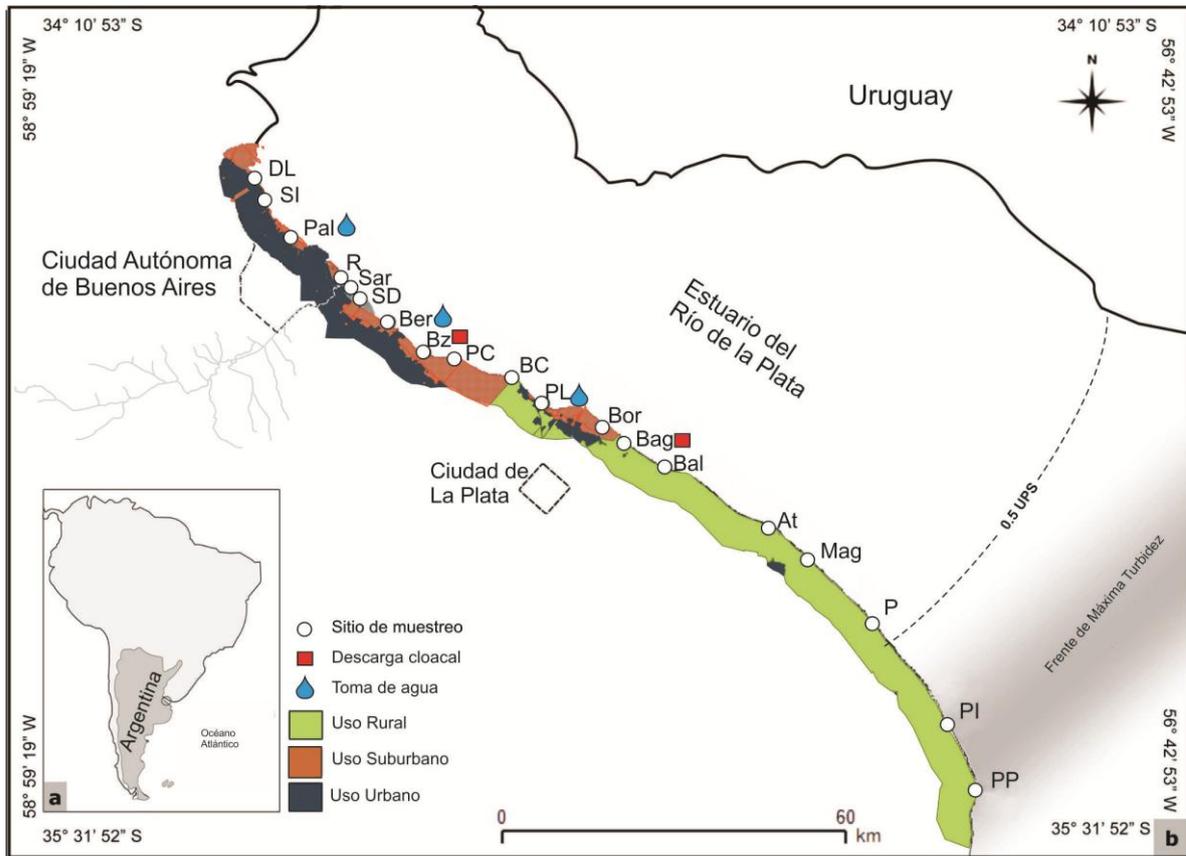


Figura 2.1. a) Ubicación del área de estudio en el continente sudamericano. b) Ubicación de los sitios de muestreo en el área de estudio. Acrónimos: Desembocadura del río Lujan (DL), San Isidro (SI), Palermo (Pal), Riachuelo (R), Sarandí (Sar), Santo Domingo (SD), Bernal (Ber), Berazategui (Bz), Punta Colorada (PC), Boca Cerrada (BC), Punta Lara (PL), Los Borrachos (Bor), Bagliardi (Bag), Balandra (Bal), Atalaya (At), Magdalena (Mag), Pearson (P), Punta Indio (PI), Punta Piedras (PP). También se muestra en gris la cuenca Matanza-Riachuelo, los principales usos del suelo dentro del área de estudio (rural, suburbano y urbano), y las descargas cloacales y tomas de agua.

Los sitios de muestreo localizados en el sector superior de la zona de estudio: DL, SI, Pal, Sar, SD y Ber, están directamente expuestos al impacto de la ciudad de Buenos Aires, donde se llevan a cabo actividades portuarias, y se descargan efluentes domésticos e industriales. En el sitio Bz se encuentra la descarga de aguas residuales de la ciudad de Buenos Aires (a 2.500 m. de la costa), y en el sitio Bag la correspondiente a las aguas residuales de la ciudad de La Plata, que vuelca sobre la costa. También es importante mencionar que dentro del área de muestreo se encuentran las tres torres de extracción de

agua que proporcionan el agua para las plantas potabilizadoras (en Pal, Ber y aguas abajo del PL). Situado aguas abajo del sitio Bal dominan las actividades recreativas y la pesca a pequeña escala, y los sitios se encuentran expuestos a las actividades rurales que se producen en el entorno. Los sitios PI y PP se encuentran más cercanos al frente de máxima turbidez del estuario (Figura 2.1).

El sitio Riachuelo (R) no pudo muestrearse por tierra por lo que las muestras se extrajeron desde la embarcación.

Para cada sitio de muestreo costero se confeccionó una ficha descriptiva que reúne las principales características físicas y químicas medidas en campo (valores promedio \pm desvíos estándar teniendo en cuenta todos los muestreos realizados en cada sitio), y fotografías representativas de cada lugar. A su vez se incluye en esta tabla el valor del Índice del Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata) (Gómez y Cochero 2013), que considera para su evaluación cuatro descriptores del hábitat costero: 1) sucesión espacial de la vegetación costera, 2) modificaciones costeras por introducción de infraestructuras, 3) ocurrencia de residuos en la línea de costa, y 4) indicadores biológicos de déficit de oxígeno. Para evaluar el estado del hábitat se promedian estos cuatro indicadores. El IHRPlata puede asumir valores entre 0 y 10 que corresponden a 5 calidades de hábitat establecidas (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Valores del Índice del Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata) (Gómez y Cochero 2013), las categorías y su descripción.

Valor IHRPlata	Categoría	Principales características del hábitat
>8-10	Muy buena	Sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña no alterada, ausencia o muy baja ocurrencia de residuos, ausencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, muy buena conectividad entre el ecosistema acuático y terrestre.
>6-8	Buena	Sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña ligeramente modificada, baja ocurrencia de residuos, ausencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, buena conectividad entre el ecosistema acuático y terrestre.
>4-6	Moderada	Sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña se halla modificada, moderada cantidad de residuos, ausencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, conectividad aceptable entre el ecosistema acuático y terrestre.
2-4	Mala	Marcada modificación de la sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña, moderada a alta ocurrencia de residuos, presencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, conectividad entre el ecosistema acuático y terrestre disminuida.
<2	Muy mala	La sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña muy modificada o ausente, alta ocurrencia de residuos, presencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, conectividad entre el ecosistema acuático y terrestre muy disminuida.

Fichas descriptivas por sitio

**Desembocadura del río Luján (DL)**

- **Coordenadas:** 34° 27' 10" S, 58° 30' 21" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 533 \pm 759
- **pH:** 7,8 \pm 0,8
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 22 \pm 3,2
- **Turbidez** [UNT]: 228 \pm 214
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 7,9 \pm 2
- **IHRPlata:** 6,3 (Buena)

**San Isidro (SI)**

- **Coordenadas:** 34° 29' 08" S, 58° 28' 49" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 314 \pm 63
- **pH:** 7,6 \pm 0,3
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 21,6 \pm 4
- **Turbidez** [UNT]: 113 \pm 146
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 7,2 \pm 0,7
- **IHRPlata:** 4,3 (Moderada)



Palermo (Pal)

- **Coordenadas:** 34° 32' 57" S, 58° 25' 35" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 468 \pm 696
- **pH:** 7,8 \pm 0,5
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 23,1 \pm 3,9
- **Turbidez** [UNT]: 213 \pm 175
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 7,4 \pm 2,5
- **IHRPlata:** 3,8 (Mala)



Sarandí (Sar)

- **Coordenadas:** 34° 39' 31" S, 58° 18' 59" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 660 \pm 190
- **pH:** 7,7 \pm 0,7
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 20,5 \pm 5,6
- **Turbidez** [UNT]: 133 \pm 98
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 5,6 \pm 2,4
- **IHRPlata:** 5 (Moderada)



Santo Domingo (SD)

- **Coordenadas:** 34° 40' 01" S, 58° 18' 04" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 862 \pm 379
- **pH:** 7,6 \pm 0,5
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 23,1 \pm 5,6
- **Turbidez** [UNT]: 182 \pm 147
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 4 \pm 2,7
- **IHRPlata:** 2,5 (Mala)



Bernal (Ber)

- **Coordenadas:** 34° 41' 30" S, 58° 15' 14" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 562 \pm 202
- **pH:** 8,1 \pm 0,5
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 23,6 \pm 6,4
- **Turbidez** [UNT]: 188 \pm 215
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 7,8 \pm 2,8
- **IHRPlata:** 3,9 (Mala)



Berazategui (Ber)

- **Coordenadas:** 34° 44' 38" S, 58° 10' 42" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 523 \pm 191
- **pH:** 8,3 \pm 0,4
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 23,7 \pm 6,3
- **Turbidez** [UNT]: 163 \pm 150
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 8,7 \pm 1,8
- **IHRPlata:** 3,9 (Mala)



Punta Colorada (PC)

- **Coordenadas:** 34° 45' 13" S, 58° 06' 24" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 361 \pm 78
- **pH:** 7,9 \pm 0,7
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 22,7 \pm 7,5
- **Turbidez** [UNT]: 215 \pm 37
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 8,9 \pm 1,7
- **IHRPlata:** 5,8 (Moderada)



Boca Cerrada (BC)

- **Coordenadas:** 34° 46' 49" S, 58° 00' 59" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 342 \pm 70
- **pH:** 8,4 \pm 0,7
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 24,2 \pm 5,6
- **Turbidez** [UNT]: 120 \pm 95
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 9 \pm 1,5
- **IHRPlata:** 5,6 (Moderada)



Punta Lara (PL)

- **Coordenadas:** 34° 49' 29" S, 57° 57' 35" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 360 \pm 154
- **pH:** 8,5 \pm 1,1
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 22,2 \pm 7,7
- **Turbidez** [UNT]: 146 \pm 110
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 9,7 \pm 2,6
- **IHRPlata:** 7,6 (Buena)



Los Borrachos (Bor)

- **Coordenadas:** 34° 51' 17" S, 57° 50' 21" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 550 \pm 89
- **pH:** 8,3 \pm 0,4
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 23,6 \pm 1,2
- **Turbidez** [UNT]: 299 \pm 118
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 9,5 \pm 0,5
- **IHRPlata:** 7 (Buena)



Bagliardi (Bag)

- **Coordenadas:** 34° 52' 26" S, 57° 48' 33" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 573 \pm 241
- **pH:** 7,7 \pm 0,3
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 25,2 \pm 7,8
- **Turbidez** [UNT]: 79 \pm 67
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 7,7 \pm 1,9
- **IHRPlata:** 4,8 (Moderada)



Balandra (Bal)

- **Coordenadas:** 34° 55' 44" S, 57° 42' 56" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 400 \pm 139
- **pH:** 8,4 \pm 0,6
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 22,3 \pm 7,4
- **Turbidez** [UNT]: 193 \pm 146
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 9,7 \pm 2,6
- **IHRPlata:** 8,7 (Muy buena)



Atalaya (At)

- **Coordenadas:** 35° 00' 49" S, 57° 32' 07" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 732 \pm 452
- **pH:** 8,2 \pm 0,2
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 25,3 \pm 8
- **Turbidez** [UNT]: 245 \pm 328
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 8,6 \pm 0,5
- **IHRPlata:** 8,7 (Muy buena)



Magdalena (Mag)

- **Coordenadas:** 35° 01' 50" S, 57° 29' 38" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 1491 \pm 1021
- **pH:** 8,4 \pm 0,7
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 22,3 \pm 5,4
- **Turbidez** [UNT]: 779 \pm 266
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 8,8 \pm 0,9
- **IHRPlata:** 8,5 (Muy buena)



Pearson (P)

- **Coordenadas:** 35° 07' 27" S, 57° 22' 53" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 1858 \pm 1430
- **pH:** 8,6 \pm 0,5
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 23,6 \pm 5,6
- **Turbidez** [UNT]: 630 \pm 252
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 9,1 \pm 0,7
- **IHRPlata:** 9,9 (Muy buena)



Punta Indio (PI)

- **Coordenadas:** 35° 16' 45" S, 57° 13' 19" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 5313 \pm 4573
- **pH:** 8,2 \pm 0,5
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 22,9 \pm 5,1
- **Turbidez** [UNT]: 490 \pm 366
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 8,4 \pm 1
- **IHRPlata:** 8,7 (Muy buena)



Punta Piedras (PP)

- **Coordenadas:** 35° 23' 28" S, 57° 08' 50" O
- **Conductividad** [$\mu\text{S cm}^{-1}$]: 6452 \pm 4245
- **pH:** 8,4 \pm 0,9
- **Temperatura** [$^{\circ}\text{C}$]: 21,4 \pm 4,2
- **Turbidez** [UNT]: 772 \pm 291
- **Oxígeno disuelto** [mg L^{-1}]: 8,9 \pm 0,7
- **IHRPlata:** 8,8 (Muy buena)

2. 2. a. Recolección de muestras y parámetros de campo

La estrategia de muestreo adoptada consistió en la extracción de muestras por vía terrestre (muestreos costeros) y mediante el empleo de la lancha hidrográfica "ARA Cormorán" del Servicio de Hidrografía Naval Argentino (muestreos embarcados). El diseño de muestreo consideró un total de 36 sitios, de los cuales 18 fueron sobre la línea de costa y los restantes 18 aguas adentro de la misma. La extracción de muestras pertenecientes a las campañas embarcadas estuvo organizada en transectas, con sitios dispuestos a los 500 m, 1.500 m y 3.000 m desde la línea de costa. La extracción de las muestras, correspondientes a las campañas sobre la línea de costa se realizó a una profundidad aproximada de 0,60 m.

Los muestreos se realizaron entre los años 2010 y 2015 (Tabla 2.2), y los datos de campañas previas (Tabla 2.3) fueron obtenidos de la base de datos con la que cuenta el laboratorio de Plancton y Biofilms del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) para el área de estudio, cuya metodología de análisis fue la misma que la empleada en la presente tesis.

Tabla 2.2. Campañas costeras y embarcadas realizadas para el presente trabajo de tesis con las fechas y la cantidad de sitios visitados en cada ocasión.

Campañas costeras	Cantidad de sitios	Campañas embarcadas	Cantidad de sitios
Agosto 2010	8	Agosto 2010	19
Octubre 2010	6	Octubre 2010	19
Marzo 2011	5	Marzo 2011	19
Mayo 2011	5	Mayo 2011	19
Marzo 2012	7	Diciembre 2011	19
Mayo 2012	4	Mayo 2012	19
Septiembre 2012	7	Junio 2012	19
Noviembre 2012	7	Agosto 2012	19
Noviembre 2012 a Marzo 2013	1 (Cap. 5)		
Febrero 2015	1 (Cap. 6)		

Tabla 2.3. Campañas costeras y embarcadas utilizadas para el presente trabajo de tesis pertenecientes a la base de datos del laboratorio de Plancton y Biofilms del ILPLA con las fechas y la cantidad de sitios visitados en cada ocasión.

Campañas costeras	Cantidad de sitios	Campañas embarcadas	Cantidad de sitios
Noviembre 2005	11	Julio 2008	19
Marzo 2006	10	Septiembre 2008	19
Julio 2006	10	Noviembre 2008	19
Febrero 2007	10		
Octubre 2007	17		
Mayo 2008	12		
Septiembre 2008	13		
Diciembre 2008	13		
Marzo 2009	6		
Septiembre 2009	4		
Enero 2010	4		
Marzo 2010	4		

Para la medición de los parámetros de campo (temperatura, pH, conductividad, turbidez y oxígeno disuelto) se utilizó un equipo multiparamétrico Horiba U-50.

La radiación fotosintéticamente activa (PAR) fue medida con un sensor Li-COR (Li-250A), los datos meteorológicos (dirección e intensidad del viento) fueron provistos por el Servicio Meteorológico Nacional y los datos de altura de marea fueron obtenidos de las tablas de marea correspondientes a Puerto La Plata y Puerto de Buenos Aires (dársena F) del Servicio de Hidrografía naval.

En todos los casos las muestras biológicas y las pertenecientes a los análisis químicos y físicos fueron extraídas a la misma profundidad (subsuperficial) y en el mismo momento, al igual que los datos del sensor multiparamétrico.

2.2. b. Nutrientes

Para el análisis de nutrientes disueltos (fósforo reactivo soluble, nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal), se filtraron 200 ml de agua en campo a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/C 1,2 micras de apertura de poro). También se extrajeron 250 ml de agua para el análisis de la demanda biológica de oxígeno y la demanda química del oxígeno. Todas las muestras fueron transportadas al laboratorio en oscuridad y refrigeradas.

El fósforo reactivo soluble, nitrito y nitrógeno amoniacal fueron determinados colorimétricamente; el nitrato fue reducido a nitrito antes de realizar las mediciones colorimétricas. Todas estas determinaciones fueron realizadas de acuerdo a Mackereth *et al.* (1978). Para obtener el valor de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se sumaron las tres fracciones del nitrógeno analizadas.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) fue medida luego de una incubación en oscuridad de 5 días a 20°C con un electrodo de oxígeno YSI-52 (DIN ISO 15705-H45, Clesceri *et al.*, 1998).

2.2. c. Clorofila *a*

Para el análisis de clorofila *a* se extrajo 1 L de agua subsuperficial que fue filtrada en campo a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/C), los filtros fueron secados cuidadosamente con papel y se conservaron en silicagel a -20°C hasta su análisis. Los pigmentos fueron extraídos con acetona al 90% [v/v] (Clesceri *et al.*, 1998). La concentración de clorofila *a* fue determinada utilizando un espectrofotómetro Labomed UV-VIS a 665 y 750 nm, y los cálculos fueron realizados de acuerdo a Lorenzen (1967).

2. 2. d. Análisis del fitoplancton

Para el análisis cuantitativo de fitoplancton se recolectaron 125 ml de agua subsuperficial, por triplicado. Para la extracción de las muestras destinadas a la identificación taxonómica se utilizó una red de plancton de 35 μm de poro. Todas las muestras fueron fijadas en el campo con formol (concentración final 2% [v / v]). A las muestras destinadas al estudio cuantitativo se les adicionó Lugol antes de su análisis en microscopio.

Los recuentos de fitoplancton se llevaron a cabo utilizando un microscopio invertido Olympus IX51 con magnificaciones de 400X y 600X, usando cámaras de sedimentación de Utermöl de 5 o 10 ml de acuerdo a la cantidad de algas y los sólidos en suspensión de cada muestra. Las cámaras se dejaron sedimentar al menos doce horas. Se contaron suficiente cantidad de células para obtener un error <20% en las estimaciones de densidad (Lund *et al.*, 1958). La densidad de algas se expresó en células ml^{-1} de acuerdo con la ecuación (Lund *et al.*, 1958; Clesceri *et al.*, 1998; Gómez *et al.*, 2009):

$$\text{Células } \text{ml}^{-1} = \frac{CA_T}{A_c T_c V}$$

siendo C: número de células contadas

A_T : área total de la cámara de sedimentación (mm^2)

A_c : área de un campo (mm^2)

T_c : número total de campos contados

V: volumen de la muestra sedimentada (ml)

En el caso de organismos coloniales con gran número de células se contó la cantidad de células dentro de una porción de una cuadrícula y se las multiplicó por la superficie de la cuadrícula abarcada por la colonia. En el caso de las algas filamentosas se midió la cantidad de células en 100 μm y se calculó luego el número de células total de acuerdo al largo del filamento. Por último si las células dentro de la colonia o filamento eran difíciles

de diferenciar el número por colonia o filamento se aproximó según el tamaño de la célula (obtenido por bibliografía) (Ibelings *et al.*, 1998; Vicente *et al.*, 2005). Para el análisis cualitativo del fitoplancton se utilizó un microscopio Olympus BX-51 provisto con contraste de fases y Nomarski, a 1000X. Para el caso particular de las diatomeas se oxidó una alícuota de muestra con H₂O₂ y luego de sucesivos lavados con agua destilada, los frústulos fueron montados en una resina sintética (Naphrax ®) para su posterior observación e identificación.

La bibliografía utilizada para la identificación de especies incluyó: Desikachary (1959), Bourrelly (1972), Streble y Krauter (1987), Komárek *et al.* (1983), Tell y Conforti (1986), Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b), Krammer (2000), Komárek y Anagnostidis (1999, 2005), Prygiel y Coste (2000).

2. 2. e. Análisis estadístico

La abundancia de las especies fue transformada como $\ln(x + 1)$ para aproximarla a una distribución normal, y los datos ambientales fueron estandarizados (ter Braak y Van Tongeren, 1995).

Para los análisis estadísticos correspondientes a los distintos capítulos del trabajo de tesis se aplicaron los siguientes criterios en la selección de las especies a utilizar. Por un lado sólo se utilizaron aquellas estrictamente euplanctónicas, ya que las muestras de esta área de estudio normalmente contienen muchos organismos que son resuspendidos del bentos. A su vez también se descartaron aquellos taxa poco representados. La exclusión de taxa raros es una práctica normalmente utilizada en el ámbito biológico ya que dificultan la interpretación de los resultados de los análisis estadísticos, enmascarando los posibles efectos sobre los taxa mas abundantes debido a cuestiones de azar (Marchant, 2002). El criterio utilizado para cada capítulo dependió del objetivo particular planteado, del

tamaño de la base de datos (número de casos) y de la distribución de las especies, teniendo en cuenta tanto la frecuencia como la abundancia.

Correlaciones

Para examinar la relación entre las variables medidas se utilizaron coeficientes de correlación de Pearson y Spearman. El coeficiente de correlación de Pearson es una prueba paramétrica (se asume que los datos tienen una distribución normal) que se define como la relación lineal entre dos variables aleatorias cuantitativas, calculada sobre los datos centrados y reducidos.

La correlación de Spearman es una prueba no paramétrica (distribución no definida *a priori*), que se define como una medida de relación lineal entre dos variables aleatorias continuas (Legendre y Legendre, 2012).

Análisis multivariados (Análisis de ordenación/gradiente)

Los análisis de gradientes hacen referencia a técnicas que permiten la interpretación de las comunidades en términos de la respuesta de las especies a los gradientes ambientales.

Se considera a los ejes de ordenación como variables latentes o hipotéticas, obtenidas de manera que se optimice el ajuste de los datos de las especies respecto a un modelo estadístico (lineal, unimodal, etc.) de respuesta de la abundancia de las especies a un gradiente dado (ter Braak, 1987; ter Braak y Prentice, 1988). Esta hipotética variable es el primer eje de ordenación (ter Braak, 1987).

Los análisis de ordenación/gradiente se pueden clasificar de acuerdo al modelo estadístico al que responden los datos, y al tipo de gradiente en:

Modelo	Gradiente	
	Indirecto	Directo
Lineal	Análisis de componentes principales (ACP)	Análisis de redundancia (ARD)
Unimodal	Análisis de correspondencia destendenciado (ACD)	Análisis de correspondencia canónica (ACC)

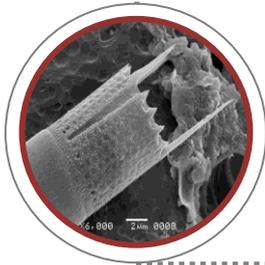
Previo a la selección del método de ordenamiento se debe realizar una inspección de los datos para conocer si su distribución se ajusta a un modelo unimodal o lineal. Para ello Hill y Gauch (1980) propusieron realizar un ACD previo y utilizar la desviación estándar (DE) de las curvas de respuesta de las especies respecto al gradiente determinado por el primer eje. Si esta longitud es superior a 3 unidades DE, es recomendable utilizar métodos no lineales. Inversamente, si la longitud es inferior o igual a 2 unidades DE, será necesario recurrir a métodos lineales (ter Braak y Smilauer, 1998).

En los análisis de gradiente directo, las especies están directamente relacionadas con los factores ambientales medidos. Los utilizados en esta tesis son el análisis de redundancia (ARD) y el análisis de correspondencia canónica (ACC). El ARD es apropiado en caso de que el modelo estadístico de los datos sea lineal, mientras que para datos con distribución unimodal es más apropiado el uso del ACC. Este análisis también es apropiado bajo un modelo lineal, siempre y cuando se esté interesado en la composición de especies en lugar de sus abundancias absolutas (ter Braak y Smilauer, 1998).

En todos los casos la selección de las variables ambientales se realizó de forma manual mediante un test de permutación de Monte Carlo (número de permutaciones=499) y sólo se tuvieron en cuenta para los análisis aquellas que tuvieran un $p < 0,05$. A su vez sólo las variables ambientales con un factor de inflación de la varianza < 10 fueron retenidas en el análisis, ya que un valor mayor indicaría multicolinealidad entre las mismas (ter Braak y

Verdonschot, 1995). La significación global de la ordenación y la significancia de los primeros dos ejes se pusieron a prueba con un test de permutación de Monte Carlo ($p < 0,01$) utilizando permutaciones sin restricciones.

Para los diferentes estudios realizados en la presente tesis se consideraron diversas escalas temporales, metodologías específicas y análisis estadísticos, que son detalladas en los correspondientes capítulos.



3. LOS ENSAMBLES DE FITOPLANCTON Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DE LAS AGUAS COSTERAS



3. 1. a. Introducción

Los patrones de distribución del fitoplancton están fuertemente correlacionados con factores ambientales, algunos de los cuales pueden ser físicos (climáticos, tiempo de residencia del agua, velocidad de corriente, temperatura del agua, intensidad de la luz) o químicos (concentración de nutrientes, salinidad, pH) (Reynolds *et al.*, 1993; Torremorell *et al.*, 2009).

La abundancia de las especies está determinada entre otros factores por su tasa de crecimiento, y ésta depende de las condiciones ambientales que rodean al organismo. El éxito de una especie en términos reproductivos se encuentra en relación a los valores óptimos de un conjunto de variables ambientales y sus rangos de tolerancia.

El crecimiento del fitoplancton se considera un efecto directo y uno de los principales síntomas indicativos de eutrofización (Bricker *et al.*, 2003) y como tal, representa un buen indicador de impactos relacionados al aumento en la carga de nutrientes. Las mediciones de clorofila *a* se utilizan comúnmente para representar la biomasa de fitoplancton en los sistemas costeros, pero otras medidas, como la abundancia y composición específica y los cambios en la frecuencia, duración e intensidad de las floraciones también son informativos de la condición y la salud de los estuarios (Souchu *et al.*, 2000; Bricker *et al.*, 2003; EPA, 2005; Ferreira *et al.*, 2007; Andersen y Laamanen, 2009).

Muchas especies de algas de agua dulce han sido caracterizadas en cuanto a sus preferencias ecológicas incluyendo el grado de enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes (Sládecek, 1973; Komárek *et al.*, 1983; Krammer y Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991 a y b; Denys, 1991; Van Dam *et al.*, 1994; Sládecek y Sládecková, 1998). Este conocimiento ha permitido su uso como especies indicadoras de salud ambiental, como así también para realizar inferencias paleoambientales, ya sea por su presencia/ausencia

como por su abundancia relativa en las muestras (Cooper, 1999; Gómez y Licursi, 2001; O'Farrell *et al.*, 2002; Toming y Jaanus, 2007; Jaanus *et al.*, 2009; Licursi *et al.*, 2010).

Si bien el análisis de la composición y abundancia de fitoplancton requiere experiencia en la identificación de las especies, la información proporcionada es amplia, permitiéndonos reconocer sus preferencias ecológicas, sus estrategias de vida y la identificación de cambios en la calidad del agua. Por otra parte las características autoecológicas derivadas del conjunto de datos regionales son útiles para los programas de vigilancia específicos de cada región, y nos permite evaluar mejor su utilidad como bioindicadores (Potapova y Charles, 2003).

Entre los sistemas estuarinos estresados antropogénicamente, el Río de la Plata representa un caso de estudio para identificar especies de fitoplancton capaces de diagnosticar y alertar acerca de cambios en la calidad del agua, ya que el alto grado de urbanización que se concentra en la zona interna del estuario genera un ingreso de contaminantes que suponen un riesgo tanto para la biota como para la salud humana. Entre estos contaminantes se encuentran grandes concentraciones de nutrientes y materia orgánica que ingresan al sistema a través de los cursos de agua que atraviesan las ciudades, y de aguas residuales pobremente tratadas. Además, el dragado y la modificación del régimen hidrológico de los humedales costeros, entre otras intervenciones humanas, han alterado la morfología de la costa, lo que interfiere con la integridad tanto del hábitat físico como de los procesos biológicos naturales (FREPLATA, 2005; Gómez y Cocheró, 2013).

Los impactos de la contaminación de origen antropogénico y la alteración del hábitat son más evidentes a nivel microbiano, donde una gran parte de la producción y del ciclo de nutrientes se lleva a cabo. Por esta razón, los bioindicadores microbianos juegan un papel

importante en la detección y caracterización de los cambios en la calidad del agua (Paerl *et al.*, 2003).

3. 1. b. Objetivos

El objetivo principal del presente capítulo fue analizar la composición específica y las características del ensamble del fitoplancton costero e identificar especies capaces de detectar los cambios en la calidad del agua relacionados al aumento en la concentración de nutrientes y materia orgánica. Para esta finalidad se analizó la relación entre la abundancia de las distintas especies fitoplanctónicas y las distintas calidades de agua y usos del suelo en la costa. Asimismo se exploraron las características morfofuncionales de las especies, como su forma, tamaño y estrategias de vida para caracterizar dicho grupo, y se calcularon los óptimos y rangos de tolerancia a distintas variables físicas y químicas de dichas especies para contribuir al conocimiento de su autoecología y así poder realizar un diagnóstico más completo de la calidad del agua.

3.2 Materiales y métodos

El área de estudio cubrió 170 km de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, entre la desembocadura del río Luján y Punta Piedras, tal como se detalló en el capítulo 2 (sección: área de estudio). Se realizaron 16 campañas (8 terrestres y 8 embarcadas) durante los años 2010 a 2012, y se utilizaron datos correspondientes a 15 campañas (12 terrestres y 3 embarcadas) realizadas entre los años 2005 y 2009 por personal del laboratorio de plancton y biofilms del ILPLA. Se contó con un total de 372 muestras extraídas entre la línea de costa y los 3.000 m.

Se caracterizó el uso del suelo del área de estudio según Gómez y Cochero (2013), teniendo en cuenta el uso de la tierra en un área de influencia de 10 km alrededor de cada sitio de muestreo.

En orden de caracterizar a las especies según sus características morfofuncionales, se las clasificó de acuerdo a sus formas biológicas (unicelular, filamentosa, cenobial o colonial) y a sus estrategias de vida (C, S y R) de acuerdo a Reynolds (1988, 2006). La estrategia C corresponde a los Competidores o algas invasivas que pueden explotar rápidamente los recursos disponibles; los estrategias S corresponden a los tolerantes al estrés, especies que ajustan eficientemente sus demandas a la oferta limitada de nutrientes; las estrategias R (Ruderales) son tolerantes a las perturbaciones y prosperan en hábitats transitorios. La clasificación por tamaño se realizó de acuerdo a Sieburth *et al.* (1978) en las siguientes categorías: picoplancton (0,2-2 μm), nanoplancton (2-20 μm), microplancton (20-200 μm) y mesoplancton (200 μm -2 mm).

Los casos analizados fueron clasificados de acuerdo a su calidad de agua, considerando la concentración de oxígeno disuelto (OD), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), PO_4^{3-} y DBO_5 siguiendo la propuesta de Gómez *et al.* (2012), asignándole a cada caso un valor de la siguiente escala: 5 (buena calidad de agua), 3 (moderada calidad de agua) y 1 (mala calidad de agua), de acuerdo a la Tabla 3.1. Estos valores se sumaron para formar clases de calidad del agua que fluctuaron entre 4 y 20. Los valores de 16, 18 o 20 se clasificaron como buena calidad del agua, valores de 10, 12 o 14 fueron clasificados como calidad moderada del agua y los valores de 4, 6 u 8 fueron clasificados como mala calidad del agua.

Tabla 3.1. Rangos de concentración de las variables químicas para definir la calidad del agua en la costa del Río de la Plata propuestos por Gómez *et al.* (2012)

Valor asignado	OD (mg L ⁻¹)	NID (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)
5	> 8.2	< 0.55	< 0.13	< 3
3	8.2 - 5	0.55 - 1.64	0.13 - 0.32	3 - 10
1	< 5	> 1.64	> 0.32	> 10

Variables medidas

Se midieron las siguientes variables, de acuerdo a la metodología detallada en el Capítulo 2 (Materiales y Métodos):

Físicas y químicas:

- pH, OD, temperatura del agua, conductividad, turbidez
- Nutrientes disueltos (PO₄³⁻ y NID)
- Usos del suelo (Gómez y Cochero, 2013)
- Calidad del agua (Gómez *et al.*, 2012)

Biológicas:

- Densidad total de fitoplancton
- Composición específica
- Abundancia relativa

Análisis estadístico

Se realizó una selección de las especies identificadas, considerando solo aquellas especies de hábito euplanctónico que tuvieran más de un 5% de frecuencia en la totalidad de las muestras y más del 1% de abundancia en al menos una muestra.

Se utilizó un ACC para explorar la relación entre las variables ambientales y las especies seleccionadas. También se realizaron correlaciones de Spearman (R_s) para analizar la relación entre cada una de las especies que cumplieron con el criterio de selección y las categorías de calidad de agua, y también entre la abundancia relativa del grupo de especies tolerantes y el porcentaje de urbanización en la costa. Sólo aquellas especies que se correlacionaron significativamente con el deterioro de la calidad del agua ($p < 0,05$) fueron definidas como especies tolerantes. Para calcular la abundancia relativa (en porcentaje) del grupo de especies indicadoras de deterioro de la calidad del agua, se sumaron las abundancias (cel mL^{-1}) de cada una de las especies tolerantes que estuvieran presentes en cada muestra y se relativizó con respecto a la densidad total de especies (cel mL^{-1}) de la muestra.

Cálculo de óptimos y tolerancias

Para la determinación de los óptimos y rangos de tolerancia de las especies seleccionadas, las variables ambientales (excepto pH) fueron transformadas logarítmicamente para aproximarlas a una distribución normal. Se calcularon los óptimos de cada especie para las variables ambientales (u_k) como un promedio de su óptimo en cada muestra, ponderándolo con su abundancia relativa, mediante la siguiente fórmula (Potapova y Charles, 2003):

$$u_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}$$

y_{ik} : abundancia de la especie k en el sitio i

x_i : valor de la variable ambiental en el sitio i

La tolerancia de las especies o desvío estándar ponderado (t_k) fue calculado de acuerdo a (Potapova y Charles, 2003):

$$t_k = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (x_i - u_k)^2}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}}$$

3.3. Resultados

3.3.a. Características ambientales

Las características físicas y químicas de los sitios de muestreo (promedios y desvíos estándar) se exponen en la Tabla 3.2. De la totalidad de los casos analizados, el 11% presento una mala calidad del agua, el 50% una moderada calidad del agua y el restante 39% de los casos una buena calidad de agua.

Los sitios con distancia a la costa <500 m que presentaron los casos de peor calidad del agua fueron Sar, SD, Ber, Bag y R, mientras que Bal, Mag, PI, P y PP fueron los sitios con mejor calidad de sus aguas.

Los resultados muestran que la calidad del agua mejora con la distancia a la costa. A 1.500 m sólo dos sitios presentaron una calidad del agua mala (SD2 y PL2), mientras que en los sitios que se encuentran a 3.000 m no se observó ningún caso con mala calidad de agua.

Los sitios localizados al sur del área de estudio tuvieron la influencia del frente de máxima turbidez (Mag, P, PI y PP), evidenciado por un marcado aumento en los valores de conductividad y turbidez.

Tabla 3.2. Valores promedio (\pm desvío estándar) de las variables físicas y químicas correspondientes a cada sitio de muestreo, tanto costeros como pelágicos. Entre paréntesis se muestra el N (número de muestras correspondientes a cada sitio). Los acrónimos se encuentran detallados en la figura 2.1. Los sitios sin numeración final pertenecen a la costa, los terminados en 1 a los 500 m., los terminados en 2 a los 1.500 m. y los terminados en 3 a los 3.000 m. de distancia de la costa.

Sitio (N)	Cond [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	pH	Temp [$^{\circ}\text{C}$]	Turbidez [UNT]	OD [mg L^{-1}]	NID [mg L^{-1}]	P- PO_4^{3-} [mg L^{-1}]
DL (7)	533 \pm 759	7,8 \pm 0,8	22 \pm 3,2	228 \pm 214	7,9 \pm 2	0,98 \pm 0,42	0,25 \pm 0,3
SI (5)	314 \pm 63	7,6 \pm 0,3	21,6 \pm 4	113 \pm 146	7,2 \pm 0,7	1,46 \pm 0,25	0,24 \pm 0,1
Pal (16)	468 \pm 696	7,8 \pm 0,5	23,1 \pm 3,9	213 \pm 175	7,4 \pm 2,5	1,39 \pm 0,42	0,13 \pm 0,05
Pal2 (11)	165 \pm 41	7,5 \pm 0,3	18,8 \pm 5,4	103 \pm 96	8,1 \pm 1,2	0,51 \pm 0,11	0,08 \pm 0,09
Pal3 (11)	154 \pm 38	7,5 \pm 0,2	19,7 \pm 5,2	98 \pm 129	8,2 \pm 0,9	0,5 \pm 0,19	0,06 \pm 0,04
R (11)	409 \pm 66	7,4 \pm 0,3	20,5 \pm 5	81 \pm 42	5,6 \pm 4	1,47 \pm 0,69	0,31 \pm 0,35
R1 (11)	306 \pm 54	7,4 \pm 0,3	20,9 \pm 6,5	108 \pm 89	5,6 \pm 0,9	0,83 \pm 0,11	0,18 \pm 0,1
R2 (11)	209 \pm 59	7,4 \pm 0,3	18,9 \pm 5,3	101 \pm 92	7,2 \pm 1,2	0,83 \pm 0,26	0,1 \pm 0,11
R3 (11)	163 \pm 80	7,7 \pm 0,3	18,5 \pm 5,3	97 \pm 87	8,1 \pm 1	0,64 \pm 0,36	0,07 \pm 0,05
Sar (5)	660 \pm 190	7,7 \pm 0,7	20,5 \pm 5,6	133 \pm 98	5,6 \pm 2,4	4,1 \pm 0,18	0,42 \pm 0,18
Sar2 (11)	260 \pm 72	7,6 \pm 0,2	18,8 \pm 5,2	112 \pm 134	6,5 \pm 1,4	1,22 \pm 0,6	0,2 \pm 0,19
Sar3 (11)	170 \pm 46	7,6 \pm 0,2	18,4 \pm 5,3	123 \pm 156	8 \pm 0,9	0,67 \pm 0,27	0,09 \pm 0,08
SD (10)	862 \pm 379	7,6 \pm 0,5	23,1 \pm 5,6	182 \pm 147	4 \pm 2,7	2,17 \pm 1,13	1,03 \pm 0,88
SD2 (11)	284 \pm 74	7,4 \pm 0,2	19,4 \pm 5,8	95 \pm 60,4	6,3 \pm 1,6	1,07 \pm 0,6	0,22 \pm 0,19
SD3 (11)	175 \pm 60	7,6 \pm 0,3	18,6 \pm 5,3	118 \pm 137	8,1 \pm 0,7	0,59 \pm 0,19	0,08 \pm 0,07
Ber (16)	562 \pm 202	8,1 \pm 0,5	23,6 \pm 6,4	188 \pm 215	7,8 \pm 2,8	1,41 \pm 0,98	0,38 \pm 0,28
Ber2 (11)	249 \pm 56	7,5 \pm 0,3	18,8 \pm 5	126 \pm 108	6,4 \pm 0,9	1,16 \pm 0,5	0,16 \pm 0,13
Ber3 (11)	160 \pm 40	7,6 \pm 0,3	18,3 \pm 5	123 \pm 155	8,2 \pm 0,9	0,6 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1
Bz (20)	523 \pm 191	8,3 \pm 0,4	23,7 \pm 6,3	163 \pm 150	8,7 \pm 1,8	1,86 \pm 0,9	0,45 \pm 0,29
Bz2 (11)	318 \pm 94	7,3 \pm 0,2	19,5 \pm 4,9	88 \pm 70	5,8 \pm 1,7	1,4 \pm 0,6	0,19 \pm 0,12
Bz3 (11)	198 \pm 71	7,6 \pm 0,3	18,8 \pm 5,4	100 \pm 96	7,5 \pm 1,4	0,87 \pm 0,4	0,13 \pm 0,09
PC (8)	361 \pm 78	7,9 \pm 0,7	22,7 \pm 7,5	215 \pm 37	8,9 \pm 1,7	1,38 \pm 0,6	0,3 \pm 0,14
PC1 (11)	268 \pm 70	7 \pm 0,1	19,9 \pm 6	34 \pm 13	4,3 \pm 2,9	1,7 \pm 0,8	0,24 \pm 0,14
PC2 (11)	187 \pm 52	7,3 \pm 0,4	18,5 \pm 5	109 \pm 117	6,9 \pm 1,1	0,98 \pm 0,5	0,13 \pm 0,2
PC3 (11)	150 \pm 36	7,6 \pm 0,3	18,7 \pm 5,6	123 \pm 159	8,3 \pm 0,7	0,56 \pm 0,19	0,1 \pm 0,1
BC (9)	342 \pm 70	8,4 \pm 0,7	24,2 \pm 5,6	120 \pm 95	9 \pm 1,5	1,16 \pm 0,33	0,24 \pm 0,06
PL (19)	360 \pm 154	8,5 \pm 1,1	22,2 \pm 7,7	146 \pm 110	9,7 \pm 2,6	1,43 \pm 0,77	0,26 \pm 0,13
PL2 (11)	242 \pm 42	7,3 \pm 0,4	19,2 \pm 5,2	83 \pm 67	5,3 \pm 1,5	1,42 \pm 0,5	0,15 \pm 0,1
PL3 (11)	186 \pm 47	7,5 \pm 0,2	18,2 \pm 5,2	88 \pm 82	7,4 \pm 1,3	0,79 \pm 0,53	0,08 \pm 0,07
Bor (4)	550 \pm 89	8,3 \pm 0,4	23,6 \pm 1,2	299 \pm 118	9,5 \pm 0,5	2 \pm 0,49	0,34 \pm 0,03
Bag (5)	573 \pm 241	7,7 \pm 0,3	25,2 \pm 7,8	79 \pm 67	7,7 \pm 1,9	1,03 \pm 0,81	0,65 \pm 0,44
Bal (13)	400 \pm 139	8,4 \pm 0,6	22,3 \pm 7,4	193 \pm 146	9,7 \pm 2,6	0,47 \pm 0,35	0,14 \pm 0,06
At (5)	732 \pm 452	8,2 \pm 0,2	25,3 \pm 8	245 \pm 328	8,6 \pm 0,5	0,72 \pm 0,33	0,12 \pm 0,05
Mag (5)	1491 \pm 1021	8,4 \pm 0,7	22,3 \pm 5,4	779 \pm 266	8,8 \pm 0,9	0,58 \pm 0,49	0,14 \pm 0,07
P (4)	1858 \pm 1430	8,6 \pm 0,5	23,6 \pm 5,6	630 \pm 252	9,1 \pm 0,7	0,54 \pm 0,57	0,14 \pm 0,07
PI (8)	5313 \pm 4573	8,2 \pm 0,5	22,9 \pm 5,1	490 \pm 366	8,4 \pm 1	0,38 \pm 0,3	0,14 \pm 0,07
PP (4)	6452 \pm 4245	8,4 \pm 0,9	21,4 \pm 4,2	772 \pm 291	8,9 \pm 0,7	0,43 \pm 0,33	0,11 \pm 0,05

3.3.b. Composición específica

Se identificaron más de 400 taxa (Anexo 1) de los cuales 60 cumplieron el criterio de selección propuesto. De esta selección el 10% estuvo representado por cianobacterias, el 60% por clorofitas, el 7% por euglenofitas y el 23% restante por diatomeas (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Especies seleccionadas según el criterio establecido en materiales y métodos, con su correspondiente acrónimo y su caracterización de formas de vida, estrategias y clase de tamaño. Los asteriscos en los acrónimos corresponden a las especies con correlación significativa con el deterioro de la calidad del agua ($p < 0,05$). Clases de tamaño: Picoplancton (P), Nanoplancton (N), Microplancton (Mic) y Mesoplancton (Mes).

Especies	Acrónimo	Formas de vida	Estrategias	Clase de tamaño
Cyanobacteria				
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.	MGLA	colonial	C	N
<i>M. tenuissima</i> Lemm.	MTEN	colonial	C	P
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	MAER	colonial	S	N
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anagn. et Kom.	PAGA*	filamentoso	R	N
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	PCAT	filamentoso	R	N
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja	RMED*	filamentoso	R	N
Chlorophyta				
<i>Actinastrum fluviatile</i> (Schröder) Fott	AFLU	cenobial	C	Mic
<i>A. hantzschii</i> Lagerh.	AHAN*	cenobial	C	N
<i>Binuclearia eriensis</i> Tiffany	BERI	filamentoso	R	N
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	CACU	unicelular	C	Mic
<i>C. acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemm.) Krieger	CAVA	unicelular	R	Mic
<i>C. ceratium</i> Perty	CCER	unicelular	R	Mic
<i>C. parvulum</i> Nägeli	CPAR	unicelular	R	Mic
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	CMIC*	cenobial	C	N
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	CQUA*	cenobial	C	N
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Gay	CREC*	cenobial	C	N
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.	DEHR*	cenobial	C	N
<i>D. pulchellum</i> Wood	DPUL*	cenobial	C	N
<i>D. subsolitarium</i> Van Goor	DSUB*	cenobial	C	P
<i>Didymocystis bicellularis</i> (Chod.) Kom.	DBIC*	cenobial	C	N
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom.	EFOT*	cenobial	C	N
<i>Kirchneriella contorta</i> Korshikov.	KCON	unicelular	C	N
<i>K. obesa</i> (W. West) Schmidle	KOBE*	unicelular	C	N
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korš.) Hind.	MARC	unicelular	C	Mic
<i>M. contortum</i> (Thuret) Kom.-Legn.	MCON	unicelular	C	N

Tabla 3.3. Continuación

<i>M. griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.	MGRI*	unicelular	C	Mic
<i>M. komarkovae</i> Nyg.	MKOM	unicelular	C	Mic
<i>M. minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	MMIN*	unicelular	C	N
<i>M. tortile</i> (W. & G. S. West) Kom.-Legn.	MTOR	unicelular	C	N
<i>Oocystis borgei</i> Snow	OBOR*	unicelular	C	N
<i>Pandorina morum</i> (Mull.) Bory	PMOR*	cenobial	C	N
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	PLAU	filamentoso	R	N
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	SACU*	cenobial	C	Mic
<i>S. acutus</i> Meyen	SCAC	cenobial	C	N
<i>S. ecornis</i> (Ehr.) Chod.	SECO	cenobial	C	N
<i>S. intermedius</i> Chod.	SINT*	cenobial	C	N
<i>S. intermedius</i> var. <i>acaudatus</i> Hortobagyi	SIAC	cenobial	C	N
<i>S. nanus</i> Chodat	SNAN*	cenobial	C	N
<i>S. opoliensis</i> P. Richt.	SOPO	cenobial	C	N
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Bréb. sensu Chod.	SQUA*	cenobial	C	N
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemm.	SSET	unicelular	C	Mic
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlstr. & Tiff.	TGLA*	cenobial	C	N
Euglenophyta				
<i>Euglena acus</i> Ehr.	EACU*	unicelular	R	Mes
<i>E. limnophila</i> Lemm.	ELIM*	unicelular	R	Mic
<i>E. viridis</i> (Müll.) Ehr.	EVIR	unicelular	R	Mic
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehr.) Ehr.	TVOL	unicelular	R	N
Bacillariophyta				
<i>Actinocyclus normanii</i> (Greg. ex Grev.) Hust.	ANOR	unicelular	R	Mic
<i>Aulacoseira islandica</i> (Müll.) Simonsen	AUIS	filamentoso	R	N
<i>A. distans</i> (Ehr.) Sim.	AUDI	filamentoso	R	N
<i>A. granulata</i> (Ehr.) Sim.	AGRA	filamentoso	R	N
<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müll.) Sim.	AGAN	filamentoso	S	N
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	CATO	unicelular	S	N
<i>C. atomus</i> var. <i>gracilis</i> Genkal et Kiss	CAGR	unicelular	S	N
<i>C. meneghiniana</i> Kütz.	CMEN	unicelular	R	Mic
<i>C. striata</i> (Kütz.) Grunow	CSTR	unicelular	R	Mic
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) Smith	NACI	unicelular	R	Mic
<i>N. gracilis</i> Hantzsch	NGRA	unicelular	S	Mic
<i>Skeletonema potamos</i> (Weber) Hasle	SKPO*	filamentoso	R	N
<i>S. subsalsum</i> . (Cleve-Euler) Bethge	SKSU	filamentoso	R	N
<i>Thalassiosira rudolfii</i> (Bachmann) Hasle	TRUD	colonial	R	N

3.3.c. Fitoplancton y variables ambientales

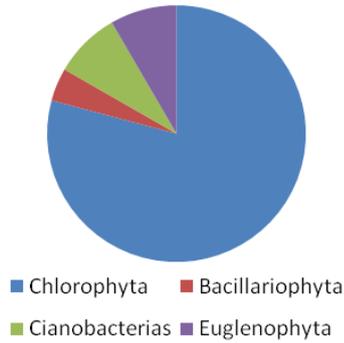
El resultado del análisis de correlación canónica (ACC) realizado con las variables ambientales y las densidades de las 60 especies seleccionadas permitió identificar dos gradientes ambientales, uno de origen predominantemente antropogénico, definido por las concentraciones de DBO_5 , NID, PO_4^{3-} y OD, y un segundo gradiente que respondió a la variabilidad natural del estuario, conformado por la turbidez y la conductividad. Asociadas al primer gradiente (eje 1) se encontraron las especies *Dictyosphaerium ehrenbergianum*, *Coelastrum microporum*, *Tetrastrum glabrum*, *Crucigeniella rectangularis*, *Scenedesmus nanus*, *Schroederia setigera*, *Kirchneriella obesa*, *Actinastrum hantzschii*, *Pandorina morum*, *Monoraphidium tortile*, *Monoraphidium minutum*, *Scenedesmus acuminatus*, *Didymocystis bicellularis*, *Eutetramorus fottii* y *Cyclotella striata*. Con las variables que definieron el segundo eje se asociaron principalmente especies de diatomeas como *Thalassiosira rudolfii*, *Skeletonema potamos*, *Skeletonema subsalsum*, *Actinocyclus normanii* y *Aulacoseira distans* (Figura 3.1).

Tabla 3.4. Resultado de las correlaciones realizadas entre la abundancia relativa de las especies y las categorías de calidad de agua (Sólo se muestran los resultados de las 24 especies que obtuvieron un $p < 0,05$; N válido= 351). Los acrónimos de las especies se encuentran en la tabla 3.3.

	R_s	p
CALIDAD DEL AGUA y DEHR	-0,160	0,002
CALIDAD DEL AGUA y DPUL	-0,244	0,000
CALIDAD DEL AGUA y EFOT	-0,272	0,000
CALIDAD DEL AGUA y KOBE	-0,122	0,021
CALIDAD DEL AGUA y TGLA	-0,249	0,000
CALIDAD DEL AGUA y ELIM	-0,202	0,000
CALIDAD DEL AGUA y CMIC	-0,205	0,000
CALIDAD DEL AGUA y SACU	-0,134	0,011
CALIDAD DEL AGUA y SINT	-0,156	0,003
CALIDAD DEL AGUA y SQUA	-0,129	0,015
CALIDAD DEL AGUA y CQUA	-0,175	0,000
CALIDAD DEL AGUA y CREC	-0,207	0,000
CALIDAD DEL AGUA y MGRI	-0,231	0,000
CALIDAD DEL AGUA y DBIC	-0,128	0,016
CALIDAD DEL AGUA y PAGA	-0,229	0,000
CALIDAD DEL AGUA y SNAN	-0,106	0,046
CALIDAD DEL AGUA y AHAN	-0,170	0,001
CALIDAD DEL AGUA y MMIN	-0,150	0,004
CALIDAD DEL AGUA y OBOR	-0,118	0,026
CALIDAD DEL AGUA y RMED	-0,136	0,010
CALIDAD DEL AGUA y DSUB	-0,118	0,026
CALIDAD DEL AGUA y PMOR	-0,106	0,046
CALIDAD DEL AGUA y EACU	-0,160	0,002
CALIDAD DEL AGUA y SKPO	-0,111	0,036

Con estas 24 especies tolerantes se conformó un grupo indicador de deterioro de calidad del agua. Este grupo de especies estuvo conformado en un 79,2% por clorofitas, representadas particularmente por chlorococcales, acompañado de algunas cianobacterias y euglenofitas; dentro de las principales características observadas en este grupo se puede mencionar que la principal forma de vida encontrada fue la cenobial (>60%), seguido por formas unicelulares y filamentosas. El 80% de estas 24 especies presentan como estrategia de vida dominante la C, y la talla predominante (> 80%) fue la fracción nanoplanctónica (<20 μ m) (Figura 3.2)

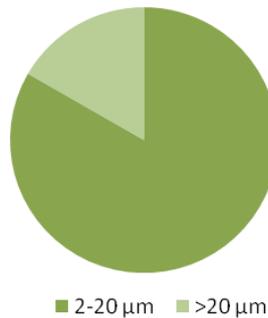
Grandes grupos taxonómicos



Estrategias de vida



Tamaños



Formas de vida

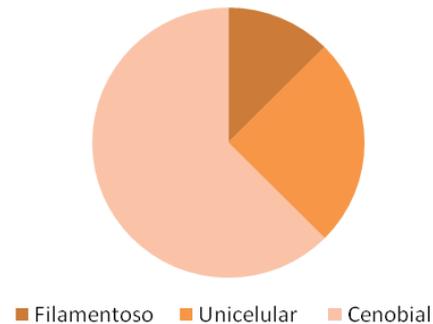


Figura 3.2. Distribución de los diferentes rasgos ecológicos (Grandes grupos taxonómicos, Estrategias de vida, Tamaños y Formas de vida) de las 24 especies tolerantes, seleccionadas como indicadoras de mala calidad del agua.

Dentro del grupo indicador el número de las especies tolerantes representadas en condiciones de mala calidad fue variable, oscilando entre 1 y 19 taxa, pero siempre excediendo el 30% de abundancia relativa en su conjunto en aquellos sitios con mala calidad del agua (llegando a las 19.000 cel mL⁻¹), mientras que en sitios con buena calidad de agua su abundancia relativa fue menor al 15% (aproximadamente 300 cel mL⁻¹).

Considerando la distribución de estas especies de acuerdo con las diferentes calidades de agua se pudo observar que particularmente *P. agardhii*, *D. subsolitarium*, *S. potamos*, *E. acus*, *P. morum*, *E. limnophila*, *R. mediterranea*, y *C. microporum* alcanzan abundancias relativas de un 70% en los sitios con mala calidad (Figura 3.3).

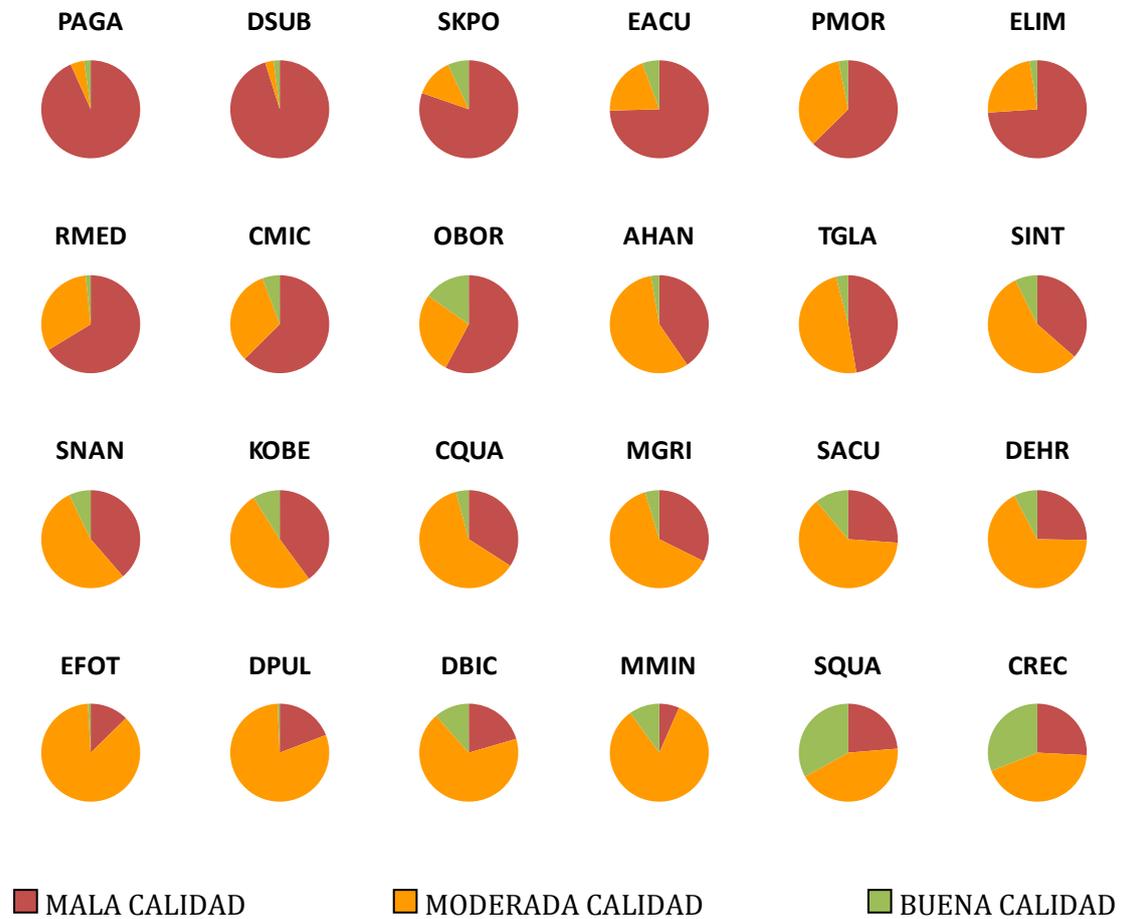


Figura 3.3. Abundancia relativa de cada especie considerada tolerante en todos los sitios, de acuerdo a las categorías de calidad del agua

También se observó una correlación positiva entre la abundancia relativa de este grupo de especies indicadoras de mala calidad del agua y el porcentaje de urbanización de la costa ($R_s = 0,6292$; $p < 0,001$). En este sentido, las mayores abundancias relativas de dicho grupo (>45%) estuvieron localizados en los sitios Sar, R y SD sobre la costa. Por otro lado, su porcentaje disminuyó al aumentar la distancia con respecto a la costa en correspondencia con el mejoramiento en la calidad del agua observado, alcanzando los mínimos valores (10%) en los sitios Pal3 y R3 localizados a 3.000 m (Figura 3.4).

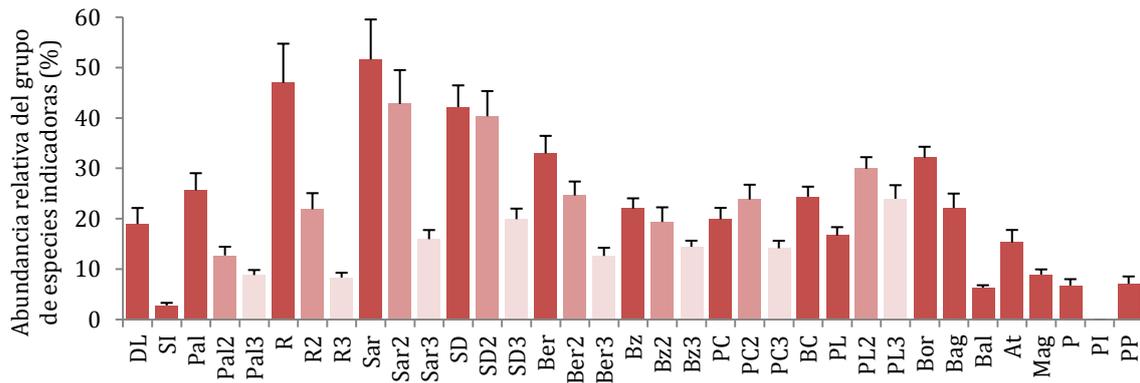


Figura 3.4. Abundancia relativa (promedio y desvío estándar) del grupo de especies indicadoras en los sitios ubicados sobre la costa (rojo oscuro), a los 1.500m de distancia (terminados en 2, rojo medio) y a los 3.000m de distancia (terminados en 3, rojo claro)

3. 3. d. Óptimos y tolerancias de las especies indicadoras

Los óptimos y tolerancias de las 24 especies que conforman el grupo de especies indicadoras ayudan a comprender el rango de valores de los parámetros físicos y químicos medidos en que podemos encontrarlas (Figura 3.5).

En el caso de la temperatura, las especies seleccionadas presentaron óptimos que van desde los 9°C a los 28°C, la especie con el óptimo de temperatura más bajo es *Euglena acus*, las restantes especies tuvieron sus óptimos por encima de los 15°C.

Con respecto al pH, todas las especies tuvieron óptimos entre los valores de 7,5 y 8, presentando *Dictyosphaerium ehrenbergianum* y *Tetrastrum glabrum* los rangos de tolerancia más amplios a esta variable.

Las preferencias en cuanto a conductividad se mantuvieron dentro de los 200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 600 $\mu\text{S cm}^{-1}$, pero con tolerancias que superaron los 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el caso de *Skeletonema potamos* y *Dictyosphaerium subsolitarium*. Estos valores de conductividad mostraron que estas 24 especies son principalmente de la zona de agua dulce del estuario.

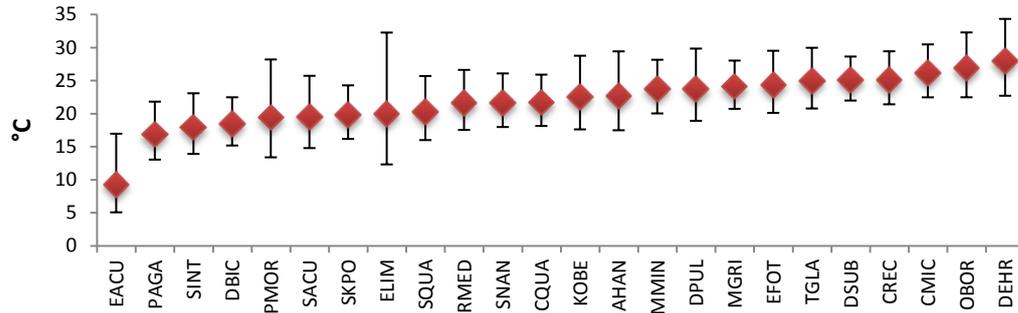
El oxígeno disuelto indicó que estas especies prefieren altos niveles de oxigenación (entre 6 mg O₂ L⁻¹ y 8 mg O₂ L⁻¹) con excepción de *Dictyosphaerium subsolitarium*, que tuvo un óptimo cercano a los 4 mg O₂ L⁻¹ pero con un rango de tolerancia muy amplio.

Los óptimos en lo referente a la turbidez se encontraron todos por debajo de los 300 UNT, pero con tolerancias de algunas especies como *Skeletonema potamos* y *Scenedesmus nanus* que superaron los 500 UNT.

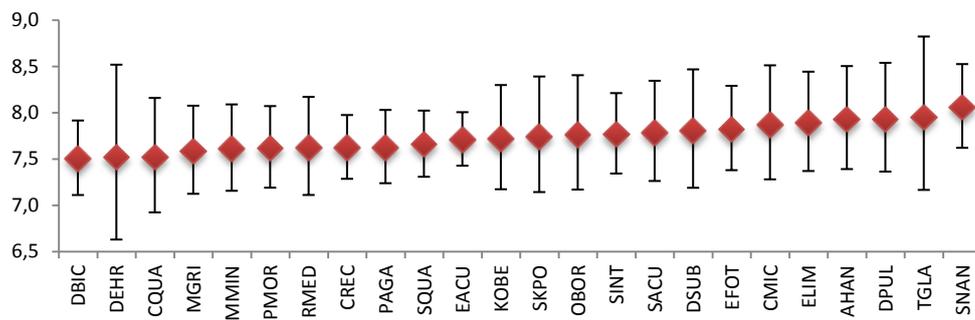
En lo que respecta a los nutrientes, los óptimos y tolerancias de las especies mostraron una amplia tolerancia a concentraciones altas tanto de NID como de PO₄³⁻. En el caso del NID *Coelastrum microporum*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum* y *D. subsolitarium* tuvieron las mayores tolerancias, superando los 4 mg L⁻¹. Esta última especie, junto con *Dictyosphaerium pulchellum* también resultaron la más tolerantes en lo que respecta a las concentraciones de PO₄³⁻, superando los 0,6 mg L⁻¹.

Con respecto a la DBO₅, los valores de tolerancia de todas las especies se encontraron por encima de los 3 mg L⁻¹, siendo *Scenedesmus nanus* y *Euglena limnophila* las especies con las tolerancias más altas, superando los 18 mg L⁻¹.

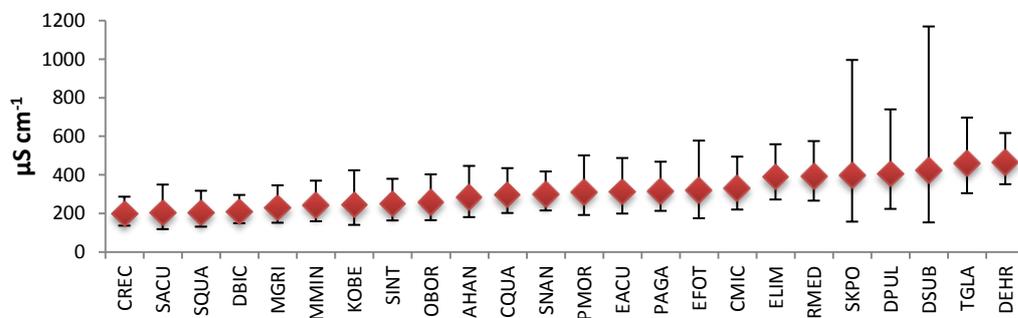
a. Temperatura



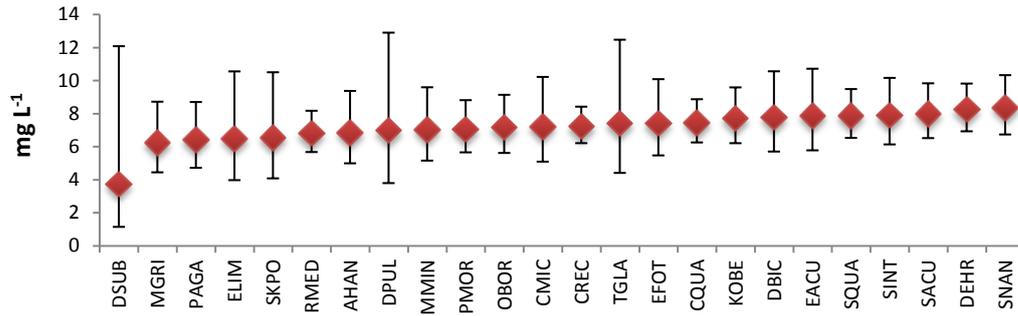
b. pH



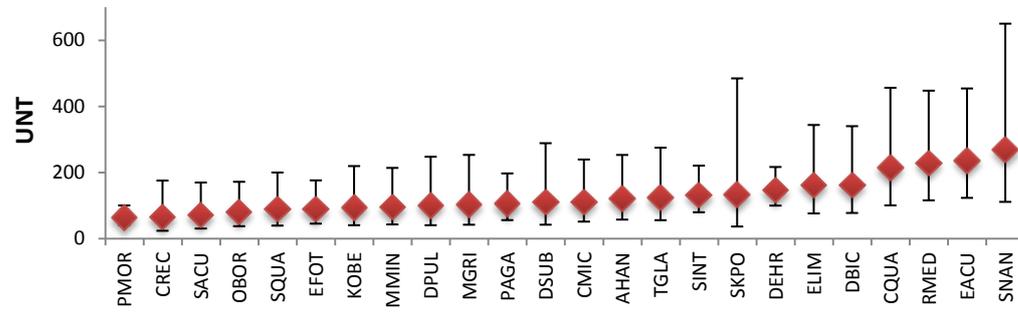
c. Conductividad



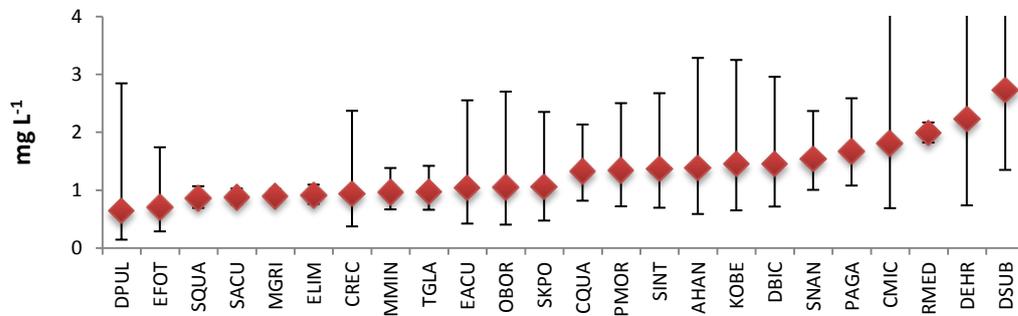
d. Oxígeno disuelto



e. Turbidez



f. Nitrógeno Inorgánico Disuelto



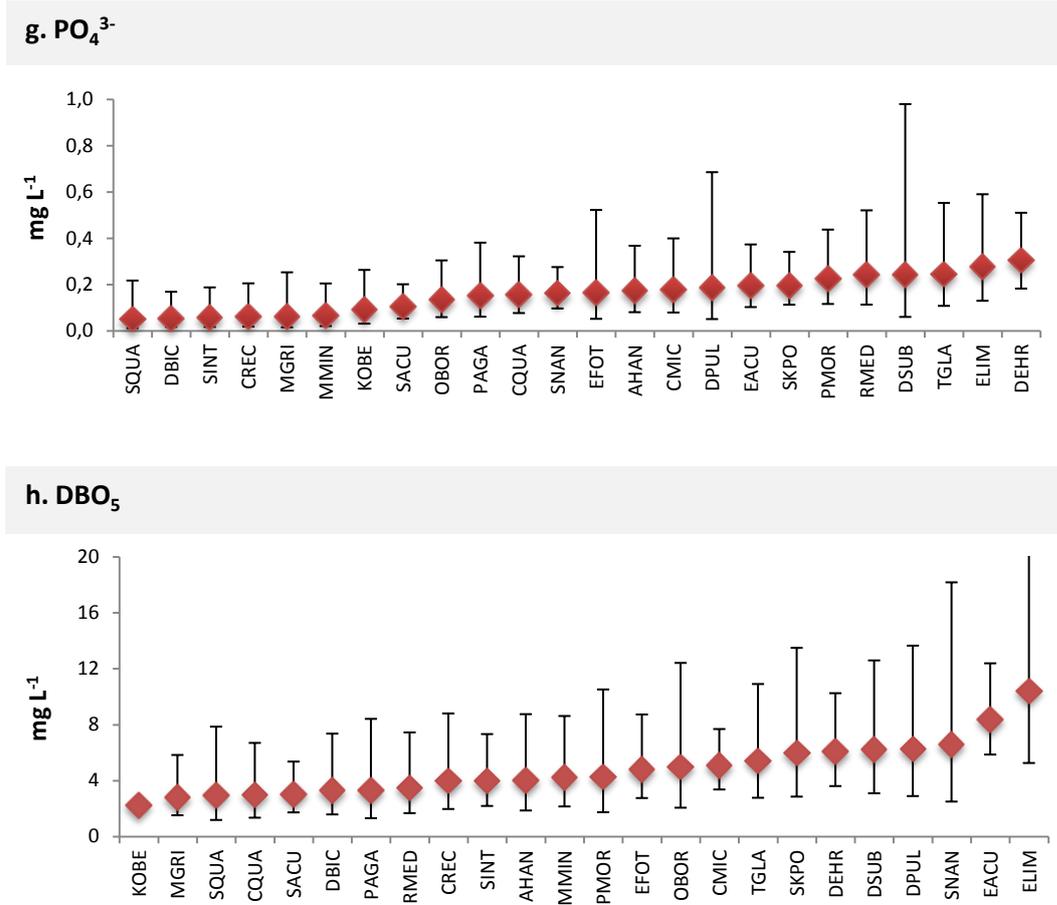


Figura 3.5 Óptimos y rangos de tolerancia de las especies tolerantes con respecto a las siguientes variables físicas y químicas: a. temperatura; b. pH; c. conductividad; d. oxígeno disuelto; e. turbidez; f. NID; g. PO_4^{3-} ; h. DBO_5 . N mín= 49, N máx= 171.

3.4. Discusión

Al ser los estuarios áreas naturalmente ricas en materia orgánica, su biota muestra similitudes con la de áreas que reciben materia orgánica proveniente de la actividad humana (Borja *et al.*, 2012), esta característica es la que dio origen a la “paradoja de calidad de los estuarios” (Dauvin, 2007; Elliott y Quintino, 2007) que expresa que las comunidades bióticas de los estuarios reflejan la variabilidad de áreas naturalmente estresadas, mostrando similitudes con las características observadas en áreas cuyo estrés es de origen antropogénico, lo que hace muchas veces dificultoso diferenciar el estrés ejercido por actividades humanas en el estuario.

En el estuario del Río de la Plata se puede reconocer un gradiente, en el cual la conductividad, el pH y el oxígeno disuelto aumentan aguas abajo, hacia la zona mixohalina, y que es inherente a la dinámica estuarial. También se puede reconocer un segundo gradiente que aumenta en dirección contraria al anterior, donde la materia orgánica y la concentración de nutrientes disueltos aumenta debido a una mayor actividad antropogénica (Gómez *et al.*, 2004; FREPLATA, 2005). Relacionado al primer gradiente, se observa un ensamble de especies del fitoplancton que se ajusta al modelo de dos ecoclinas propuesto por Attrill y Rundle (2002), una en dirección del agua dulce-hacia la zona mixohalina y la otra en dirección contraria de la zona mixohalina hacia la de agua dulce (Gómez *et al.*, 2004).

También fue posible observar que con el deterioro en la calidad del agua, definido a partir de un aumento en la concentración de nutrientes, algunas de las especies del fitoplancton aumentaron su proporción en el ensamble. Se reconoció que 24 de estas especies, frecuentes en la comunidad fitoplanctónica de la zona de agua dulce del estuario (Gómez y Bauer, 1997, 1998; Gómez *et al.*, 2002, 2004; Sathicq *et al.*, 2015), eran capaces de

prosperar bajo dichas condiciones (especies tolerantes). La abundancia relativa del grupo de especies tolerantes nos permite disponer de un indicador capaz de detectar el deterioro en la calidad del agua en diferentes sitios dentro del área de estudio. Porcentajes de este grupo, mayores al 30% estuvieron asociados a sitios con las mayores concentraciones de materia orgánica, como son los casos de los sitios localizados entre la desembocadura del Riachuelo (R) y el sitio Ber. Esta área se encuentra influenciada por la descarga de efluentes domésticos de la ciudad de Buenos Aires, que vierte al estuario $18,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de efluentes pobremente tratados, con una DBO_5 promedio de 7.740 kg h^{-1} . Sobre esta área de la costa también desaguan algunos cursos de agua muy contaminados, como el río Matanza-Riachuelo (R) y los canales Sarandí (Sar) y Santo Domingo (SD), que descargan más de 9.000 kg h^{-1} de DBO_5 en la costa. Un patrón similar se observa en los sitios Bor y Bag, que reciben la descarga cloacal de la ciudad de La Plata, con un valor de DBO_5 mayor a 300 kg h^{-1} (Menéndez *et al.*, 2011). Por otro lado, en los sitios alejados de la costa y que poseen mejor calidad de agua se observó una menor proporción de este grupo de especies.

Estas especies tolerantes son mayoritariamente estrategias C, lo cual denota que crecen en condiciones de exceso de nutrientes, poseen mucha rapidez en la conversión de recursos a biomasa y una alta frecuencia de división celular y reclutamiento de generaciones subsiguientes (Reynolds, 2006). En relación a la composición taxonómica, se puede advertir que el grupo está representado mayoritariamente por clorococales, reconocidas en la literatura como taxa comunes en sistemas eutrofizados (ej: Brook, 1965; Padisák y Reynolds, 1998), con altas tasas metabólicas, bajas tasas de hundimiento y tiempos generacionales más cortos que otros grupos algales (Litchman *et al.*, 2007). La prevalencia de este grupo de clorofitas (mayormente formas cenobiales pequeñas) en nuestra área de estudio se traduce en cambios en la estructura y las estrategias del fitoplancton, desplazando a las diatomeas formadoras de cadenas (ej. *Aulacoseira* sp.) y a las clorofitas filamentosas (ej. *Ulothrix* sp. y *Binuclearia eriensis*), ensamble fitoplanctónico

característico de la zona de agua dulce del estuario (Gómez *et al.*, 2004; Calliari *et al.*, 2005; Gómez, 2014). También se observó frecuentemente bajo condiciones de mala calidad de agua el desarrollo de *Planktothrix agardhii*, una cianobacteria potencialmente tóxica con una gran plasticidad fisiológica y morfológica que la hace exitosa en cuerpos de agua ricos en nutrientes, turbios y con mucha mezcla (Chorus y Bartram, 1999).

El conocimiento de las ventajas adaptativas de los taxa que conforman este grupo de especies tolerantes permite utilizarlo como un indicador de alerta temprana en el diagnóstico de la calidad del agua. Cuando las condiciones son apropiadas para su desarrollo pueden implicar una proliferación rápida, causando problemas en las tomas de agua y en los procesos de potabilización debido a la presencia de especies potencialmente tóxicas como *P. agardhii*, o favoreciendo la eutrofización con sus consecuencias deletéreas sobre la costa. En este sentido es importante destacar que los óptimos y las tolerancias máximas de estas especies, a aquellas variables que indican un deterioro en la calidad del agua (NID, PO_4^{3-} y DBO_5), son muy altos. Incluso en el caso de la DBO_5 los valores de tolerancia para todas las especies sobrepasan los niveles guía para la protección de la vida acuática ($<3\text{mg L}^{-1}$) (FREPLATA, 2005).

La composición específica encontrada en la zona intermareal de agua dulce del Río de la Plata es similar a los ensambles de especies observados en la cuenca baja de los ríos Paraná y Uruguay (O'Farrell, 1994; O'Farrell *et al.*, 1998), y en general el fitoplancton típico de grandes ríos (Reynolds y Descy, 1996).

Si bien el recuento e identificación de las especies fitoplanctónicas es una tarea que requiere de tiempo y experiencia, la información que provee un grupo reducido de especies como el presentado aquí es valiosa. Asimismo considerando que la mayoría de estas especies tolerantes están ampliamente distribuidas, sería posible que el grupo de

especies indicadoras también pueda ser empleado como biomonitor en otras zonas de agua dulce de estuarios y de grandes ríos de zonas templadas, con la pertinente validación.

3.5. Síntesis de los resultados

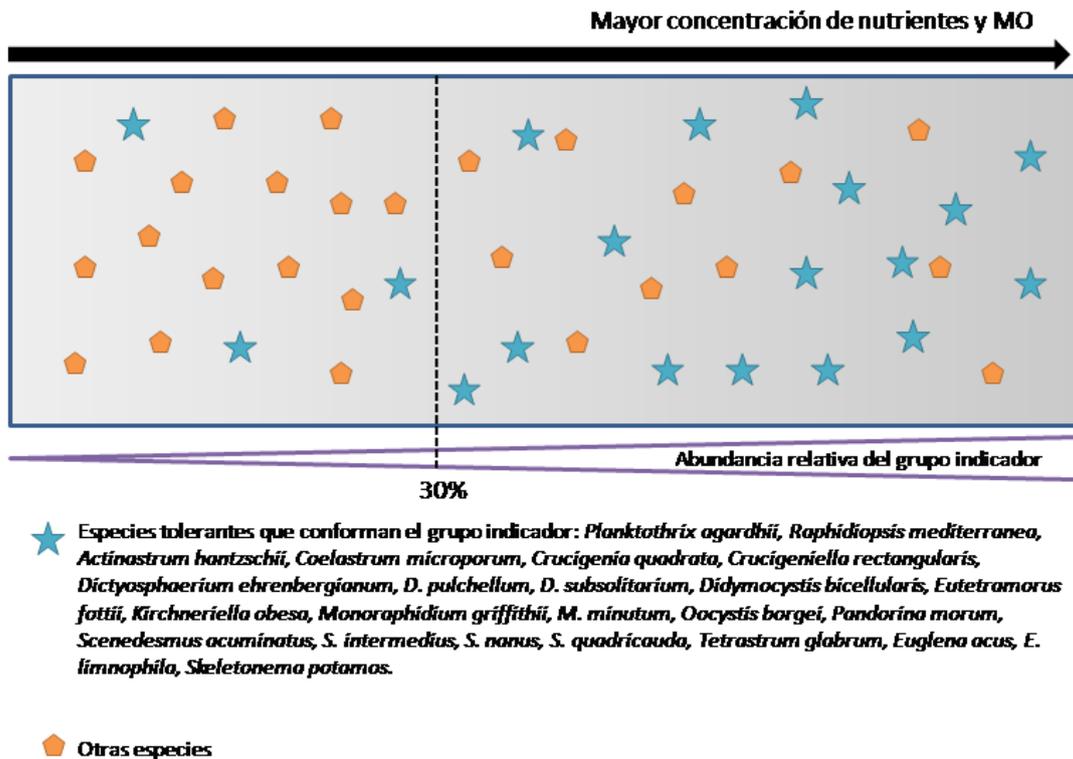


Figura 3.6 Síntesis final mostrando los resultados obtenidos en el capítulo 3. En la figura se observa que a medida que aumentó la concentración de nutrientes disueltos y materia orgánica (empeoró la calidad del agua) la abundancia relativa del grupo indicador formado por 24 especies (listadas debajo del gráfico) aumentó, superando el 30% de abundancia relativa en sitios con mala calidad del agua.



4. INFLUENCIA DE FENÓMENOS CLIMÁTICOS SOBRE EL FITOPLANCTON COSTERO: EL FENÓMENO EL NIÑO-OSCILACIÓN SUR (ENSO)

4. 1. a. Introducción

La cuenca del Plata posee como fuente principal de variabilidad natural, a escala interanual el fenómeno ENSO (El Niño-Oscilación Sur) (Nagy *et al.*, 1997). En el caso del estuario del Río de la Plata esta variabilidad se manifiesta en las variaciones de caudal de sus principales afluentes, sin embargo es incompleto el conocimiento de las consecuencias sobre la ecología de este ecosistema (Acha *et al.*, 2008).

El fenómeno ENSO involucra dos fases extremas caracterizadas por una anomalía de temperatura en las aguas superficiales del Pacífico este tropical. La fase conocida como “El Niño” corresponde a la fase cálida del ENSO, mientras que el opuesto “La Niña” corresponde a la fase fría del fenómeno, las fases sin anomalías en las temperaturas se conocen como “neutrales” (Trenberth, 1997). Los episodios fríos en el Pacífico causan sequía mientras que los episodios cálidos favorecen un aumento en las precipitaciones en la zona sur de Brasil, Uruguay y el Noreste de Argentina (Philander, 1990).

En los estuarios y sistemas ribereños el ENSO puede afectar la salinidad, la temperatura o los patrones de circulación del agua, alterando los ciclos estacionales de producción primaria (Lehman y Smith, 1991).

En el Río de la Plata los cambios hidroclimáticos han empezado a ser más pronunciados a partir de la década de 1970, como consecuencia del aumento e intensidad de los eventos ENSO (Nagy, 2006) que ha introducido condiciones estresantes e inestables para el plancton. En este sentido, aún es desconocido el efecto del fenómeno ENSO sobre esta comunidad y cómo puede afectar a la calidad del agua.

4. 1. b. Objetivos

El objetivo del estudio fue analizar las respuestas del fitoplancton (densidad, diversidad, biomasa, composición del ensamble, ocurrencia de especies tóxicas) en relación a las condiciones ambientales (variables físicas, químicas, hidrológicas y meteorológicas), medidas bajo distintos escenarios causados por el fenómeno ENSO en el período comprendido entre los años 2005 a 2012.

4. 2. Materiales y métodos

Para este estudio, se seleccionaron seis sitios de muestreo situados sobre la Franja Costera Sur del Río de la Plata distribuidos a lo largo de 100 km de costa; los sitios elegidos fueron: Pal, Ber, Bz, PC, PL y Bal.

Se utilizaron los datos provenientes de doce campañas de muestreo realizadas entre 2005 y 2012, que fueron clasificadas según su estado ENSO en El Niño/ La Niña/ neutral (Trenberth, 1997), utilizando los valores del Índice de Oscilación del Sur (IOS) (Kiladis y Van Loon, 1988) proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional Argentino (www.smn.gov.ar). El IOS es un índice estandarizado basado en las diferencias de presión en el océano observadas entre las regiones de Tahití y Darwin, Australia. Es una medida a gran escala de las fluctuaciones en los cambios de presión del aire entre el oeste y el este del Pacífico tropical que ocurren en los episodios de El Niño y La Niña. Cuando el valor del IOS se mantiene negativo y por debajo de -8 durante más de tres meses, se considera un episodio de El Niño, mientras que valores positivos del IOS mayores a +8 durante tres meses indican episodios de La Niña, cuando no se observan estas anomalías se considera que el período es neutral (Trenberth, 1997).

Los valores medios mensuales de caudal y precipitaciones fueron proporcionados por Prefectura Naval Argentina (www.prefecturanaval.gov.ar) y el Servicio Meteorológico Nacional respectivamente.

Las muestras correspondientes a noviembre de 2005, febrero de 2007, marzo de 2009, y mayo de 2012 corresponden a ciclos neutrales; aquellas recogidas en septiembre y diciembre de 2009, marzo de 2010 y septiembre de 2012 corresponden a ciclos El Niño; y las muestras de noviembre de 2007, mayo de 2008, octubre de 2010 y marzo de 2011 correspondieron a los ciclos La Niña.

Variables medidas

Para este estudio, las siguientes variables fueron medidas de acuerdo a la metodología detallada en el Capítulo 2 (Materiales y Métodos):

Físicas y químicas:

- pH, OD, temperatura del agua, conductividad, turbidez
- Nutrientes (PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^{2-} y NH_4^+)
- Datos de caudal y precipitaciones
- Valores mensuales del Índice de Oscilación del Sur

Biológicas:

- Clorofila *a*
- Densidad total de fitoplancton
- Composición específica

Análisis estadístico

Se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA) no paramétrico (Kruskal-Wallis) para reconocer diferencias significativas entre las variables físicas y químicas medidas para los diferentes ciclos (La Niña, El Niño y neutral) y el método de Dunn se utilizó como prueba *a posteriori* para comparar diferencias entre los distintos ciclos.

Un ACC fue empleado para explorar la relación entre la densidad de las especies y las variables ambientales. Para este análisis se tuvieron en cuenta sólo aquellas especies con una frecuencia mayor al 10% y una abundancia relativa mayor al 1% en al menos una muestra.

El porcentaje de similitud entre las comunidades se utilizó para analizar los ensambles en los diferentes períodos, calculado mediante un análisis no paramétrico SIMPER (Similarity Percentage). Este análisis se basa en los porcentajes de disimilitud promedio (calculados por el coeficiente Bray-Curtis) y permite establecer el aporte de cada especie a las diferencias entre los grupos analizados.

La diversidad de especies se calculó con el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949).

$$H = \sum_{i=1}^n P_i \times \log_2 P_i$$

Donde:

H= diversidad (en bits ind⁻¹)

n= número de especies

P_i= proporción de individuos de la especie *i* respecto al total de individuos (n_i/N)

4. 3. Resultados

4. 3. a. Datos hidrológicos, meteorológicos, físicos y químicos

Las fluctuaciones observadas en los valores del Índice de Oscilación Sur (IOS) durante el período en estudio mostraron un valor extremo negativo de -10,6, correspondiente a un período El Niño, en marzo de 2010. El valor positivo más alto fue de 21,4 correspondiendo a un ciclo La Niña en marzo de 2011, este valor a su vez fue uno de los más altos registrados en las últimas décadas (Figura 4.1).

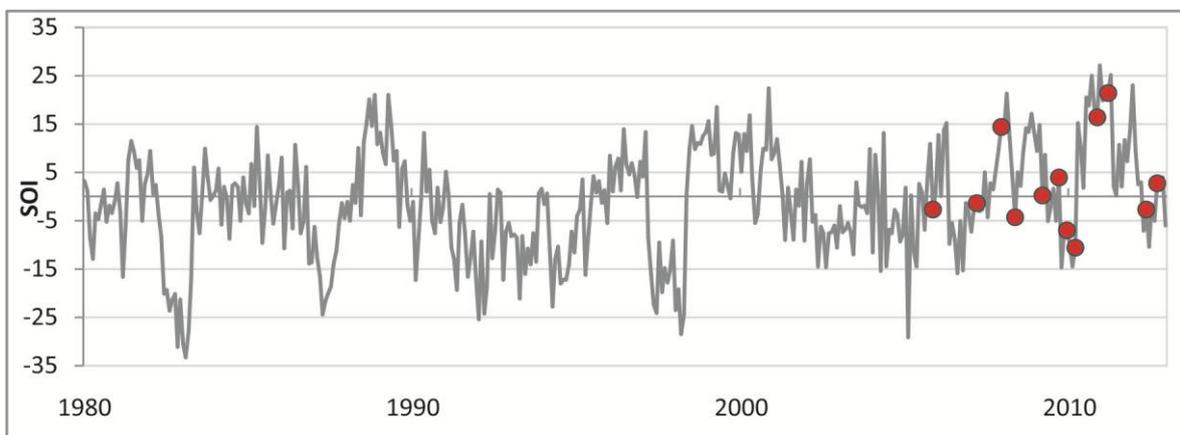


Figura 4.1. Valores mensuales del Índice de Oscilación del Sur en los últimos 30 años. Los círculos rojos indican la ubicación temporal de los muestreos analizados.

Las precipitaciones más abundantes sobre el área de estudio y los caudales más importantes del río Paraná de las Palmas fueron observados durante períodos de El Niño, mientras que los valores más altos en turbidez y conductividad corresponden a períodos de La Niña.

Las concentraciones de fosfato y formas reducidas del nitrógeno fueron ligeramente superiores durante El Niño, al igual que la relación NID/FRS (Tabla 4.1).

De las variables utilizadas sólo las precipitaciones, el caudal, la turbidez y las concentraciones de nitratos mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los diferentes ciclos analizados (Tabla 4.1). El test de Dunn realizado para estas variables demostró que La Niña presentó valores de turbidez significativamente mayores a los de los ciclos neutral y El Niño, y valores de precipitaciones significativamente menores con respecto a los otros dos ciclos. Mientras que el El Niño presentó concentraciones significativamente menores de nitratos con respecto a La Niña y neutral y valores de caudal significativamente mayores (Tabla 4.1)

Tabla 4.1. Valores promedio (\pm desvío estándar) de las variables físicas y químicas medidas en los distintos períodos. Valor de p obtenido en los ANOVA y test *a posteriori* (método de Dunn) para la comparación de diferencias entre los períodos neutral (n), La Niña (LN) y El Niño (EN).

	Neutral (N=20)	La Niña (N=18)	El Niño (N=17)	ANOVA p	test de Dunn
Temperatura (°C)	26,1 \pm 6,3	25,4 \pm 5	21,2 \pm 9,4	0,512	
Turbidez (UNT)	74 \pm 62	309,4 \pm 131,6	222 \pm 223,1	0,003	LN > n = EN
Conductividad (μ S cm ⁻¹)	352 \pm 110	562,1 \pm 622,9	446,3 \pm 179,3	0,235	
pH	8,2 \pm 0,6	8,2 \pm 0,4	8,2 \pm 1,2	0,983	
Saturación de oxígeno (%)	101 \pm 28	95 \pm 34	94,2 \pm 21,4	0,664	
PO ₄ ³⁻ -P (mg L ⁻¹)	0,3 \pm 0,11	0,28 \pm 0,12	0,33 \pm 0,34	0,826	
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	1,37 \pm 1,03	1,23 \pm 0,48	0,75 \pm 0,51	0,040	EN < LN = n
NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0,06 \pm 0,06	0,07 \pm 0,06	0,12 \pm 0,23	0,414	
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	0,26 \pm 0,46	0,16 \pm 0,19	0,36 \pm 0,45	0,328	
NID (mg L ⁻¹)	1,7 \pm 1,16	1,5 \pm 0,6	1,2 \pm 0,9	0,319	
NID/FRS	5,8 \pm 2,7	5,9 \pm 3,3	6,3 \pm 5,5	0,901	
Precipitaciones (mm)	107,3 \pm 56,4	31,8 \pm 13,1	128 \pm 49,6	0,000	LN < n = EN
Caudal (m ³ seg ⁻¹)	4472 \pm 941	4460 \pm 516	5892 \pm 1624	0,000	EN > n = LN

4. 3. b. Densidad de fitoplancton y biomasa

La densidad promedio y los valores de clorofila *a* fueron menores durante los períodos de El Niño, siendo la densidad media menor a 7.000 cél mL⁻¹ y la concentración de clorofila *a* menor a 21 µg L⁻¹ (Figura 4.3). En los períodos neutrales se obtuvieron los mayores valores de densidades promedio de fitoplancton (16.300 cél mL⁻¹) y de concentración de clorofila *a* (32 µg L⁻¹), sin embargo los valores extremos más altos de densidad total de fitoplancton se observaron entre octubre y noviembre de 2010, correspondiendo a un período La Niña, alcanzando concentraciones de 137.000 cél mL⁻¹, que coincidieron con los valores más altos de clorofila *a* analizados (124,3 µg L⁻¹) (Fig. 4.3).

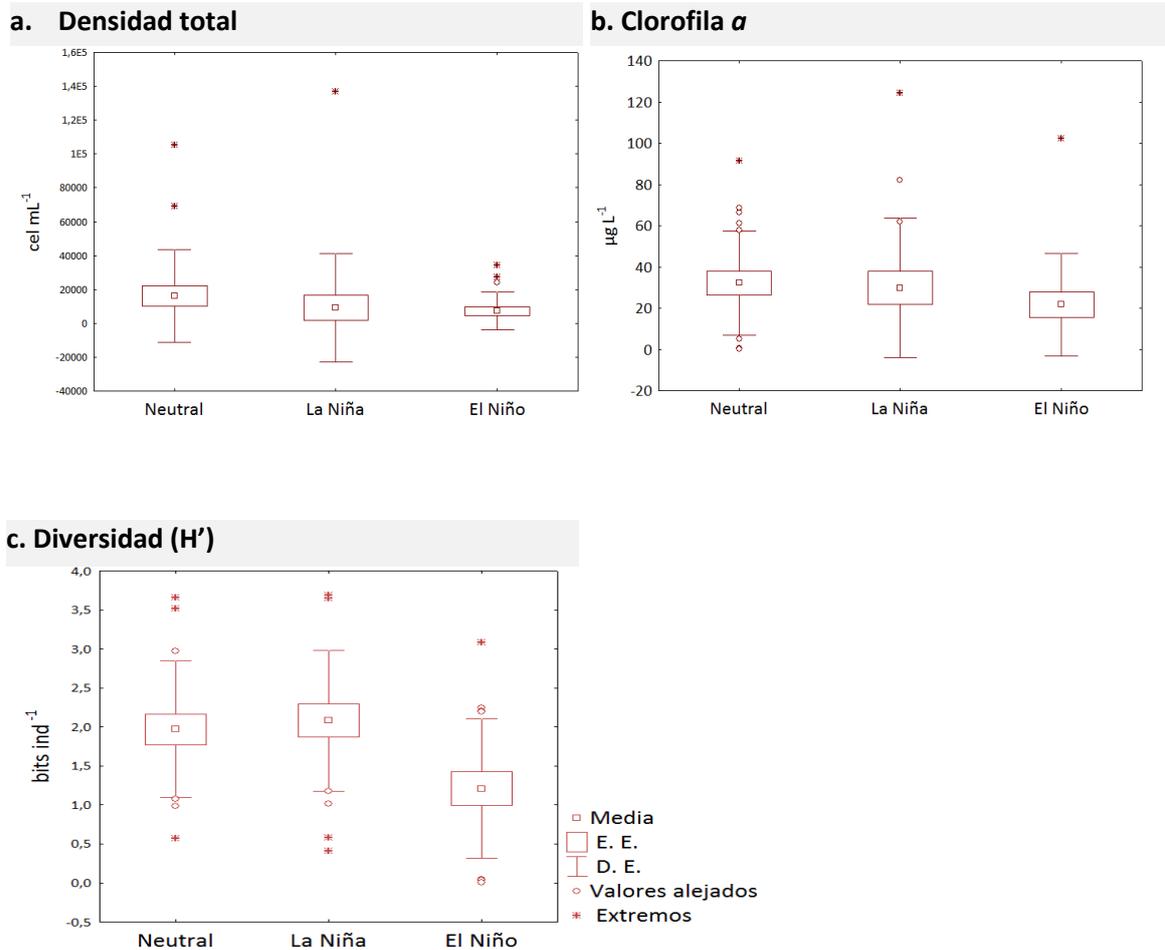


Figura 4.3. Boxplots realizados con Densidad total (a), clorofila α (b) y el índice de diversidad (c) para los distintos períodos analizados (Neutral, La Niña y El Niño). Error estándar (E. E.), Desvío estándar (D. E.)

4. 3. c. Composición y diversidad de fitoplancton

De un total de 164 especies identificadas en las muestras (Anexo 1), 45 tuvieron una frecuencia mayor al 10% y una abundancia relativa mayor al 1% en al menos una muestra (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Densidad promedio de las 45 especies más abundantes y frecuentes: * >0-1 cel mL⁻¹, ** >1-10 cel mL⁻¹, *** >10-100 cel mL⁻¹, **** > 100-1000 cel mL⁻¹, ***** > 1000 cel mL⁻¹. Los acrónimos utilizados en el ACC se listan aquí.

Acrónimos	Especies	Neutral	La Niña	El Niño
Cianobacterias				
CLIM	<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	***	*	
MGLA	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.	*****	***	**
MTEN	<i>M. tenuissima</i> Lemm.	*****	****	*****
MAER	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	**	**	
PAGA	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anagn. et Kom.	*	*	***
Euglenofitas				
EACU	<i>Euglena acus</i> Ehr.		*	*
ELIM	<i>E. limnophila</i> Lemm.	*	*	**
ESPP	<i>Euglena</i> sp.	**	*	
PGRA	<i>Phacus granum</i> Drezepolski	*	*	**
Clorofitas				
AHAN	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	***	**	***
CACV	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemm.) Krieger	*		
CAST	<i>Coelastrum astroideum</i> De-Not	**		**
CMIC	<i>C. microporum</i> Näg.	**	*	**
CQUA	<i>Crucigenia quadrata</i> Morr.	***	**	**
CREC	<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Gay	**	**	**
DEHR	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.	***	***	
DPUL	<i>D. pulchellum</i> Wood	*****	*****	*****
DSUB	<i>D. subsolitarium</i> Van Goor	***	**	
EFOT	<i>Eutetramorus fotti</i> (Hind.) Kom.	***	****	***
KAPE	<i>Kirchneriella aperta</i> Teil.	*	*	*
KCON	<i>K. contorta</i> (Schmidle) Bohl.	**		
KOBE	<i>K. obesa</i> (W. West) Schmidle	***	**	**
MARC	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korš.) Hind.	**	*	**
MGRI	<i>M. griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.	**	*	**
MKOM	<i>M. komarkovae</i> Nyg.	**	*	*
MMIN	<i>M. minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	***	*	**
MTOR	<i>M. tortile</i> (W. & G. S. West) Kom.-Legn.	**	*	*
OBOR	<i>Oocystis borgei</i> Snow	**	**	**
PMOR	<i>Pandorina morum</i> (Mull.) Bory de Saint-Vincent	**	*	**
PDUP	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	***	***	
SACU	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	***	**	**
SECO	<i>S. ecornis</i> (Ehr.) Chod.	**	**	**
SINT	<i>S. intermedius</i> Chod.	***	**	**
SOPO	<i>S. opoliensis</i> P. Richt.	**	**	*
SQUA	<i>S. quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	**	**	**
TGLA	<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlstr. & Tiff.	***	**	***
Diatomeas				
ANMN	<i>Actinocyclus normanii</i> (Greg. Ex Grev.) Hust.	****	***	**
AUDI	<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Sim.	**	***	*
AUGR	<i>A. granulata</i> (Ehr.) Sim.	**	**	*
AUGA	<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müll.) Sim.	***	**	**
CAGR	<i>Cyclotella atomus</i> var. <i>gracilis</i> Genkal et Kiss	*****	**	***
CMEN	<i>C. meneghiniana</i> Kütz.	****	***	***
CYC	<i>Cyclotella</i> sp.		**	
SKEL	<i>Skeletonema</i> sp.	*****	****	*****
TRUD	<i>Thalassiosira rudolfii</i> (Bachmann) Hasle	**	*	**

La diversidad fue significativamente menor durante los períodos El Niño ($p < 0,05$), con valores medios de 1 bits ind⁻¹ y un máximo de 3 bits ind⁻¹. Durante los períodos neutrales y de La Niña los valores promedio fueron similares, con máximos superiores a 3,7 bits ind⁻¹ en ambos períodos (Figura 4.3c).

El análisis de los grupos principales de fitoplancton (Figura 4.4) mostró que durante los períodos neutrales las Cianobacterias fueron el grupo más abundante, con concentraciones máximas de 38.000 cél mL⁻¹. Durante los períodos de La Niña, las clorofitas fueron el grupo dominante, con un máximo de 136.000 cél mL⁻¹, mientras que durante los ciclos El Niño lo fueron las diatomeas con un máximo de 27.000 cél mL⁻¹. Otros grupos taxonómicos como las euglenofitas y los dinoflagelados estuvieron menos representados, no excediendo las 150 cél mL⁻¹ y 900 cél mL⁻¹ respectivamente, ambos valores correspondientes a El Niño.

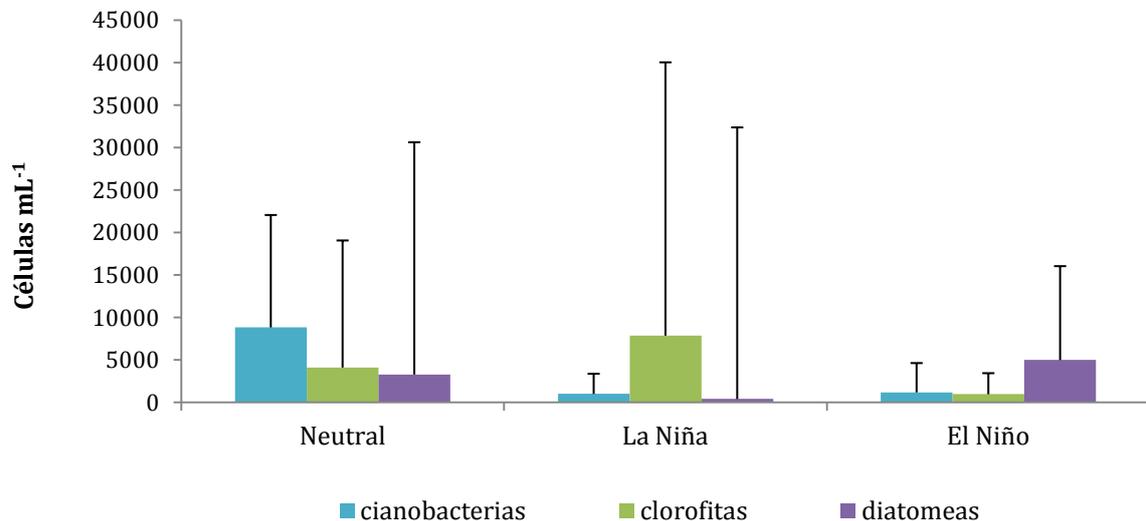


Figura 4.4. Densidad promedio (+desvío estándar) de los principales grupos fitoplanctónicos en los diferentes períodos analizados (Neutral, La Niña y El Niño).

El análisis de SIMPER mostró una muy baja similitud intra-ciclo en los ensambles de especies (10 a 13% de similitud), al igual que entre los ciclos donde se observa una similitud de 7-8%. Las especies que más contribuyeron a diferenciar los ciclos fueron *Skeletonema* sp. (más abundante en los ciclos El Niño), *Dictyosphaerium pulchellum* (en los ciclos La Niña) y *Merismopedia tenuissima* (en los ciclos neutrales) (Anexo 2).

Los ensambles estuvieron principalmente compuestos por chlorococcales como *Dictyosphaerium pulchellum* y *Eutetramorus fottii*, diatomeas como *Skeletonema* sp., *Cyclotella atomus* var. *gracilis* y *C. meneghiniana* y cianobacterias como *Merismopedia tenuissima*, *Merismopedia glauca*, *Microcystis aeruginosa* y *Planktothrix agardhii* (Tabla 4.2). Las cianobacterias potencialmente tóxicas estuvieron representadas en todos los períodos analizados. Por ejemplo *P. agardhii*, tuvo abundancias de 200 cél mL⁻¹ en un período El Niño (Septiembre 2012) mientras que en los ciclos La Niña la cianobacteria potencialmente tóxica más abundante fue *M. aeruginosa*, también con densidades de 200 cél mL⁻¹. Otras especies potencialmente tóxicas, menos abundantes fueron *Dolichospermum spiroides*, *Microcystis flos-aquae*, *Raphidiopsis mediterranea* y *Raphidiopsis curvata*.

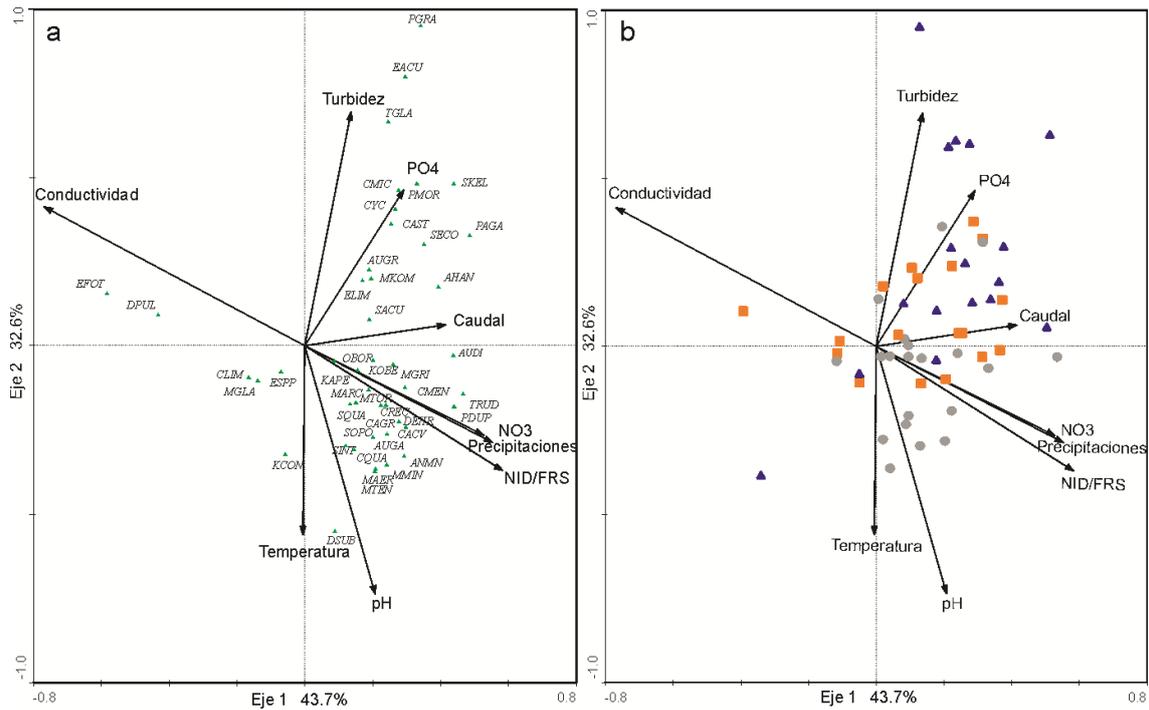


Figura 4.5. a. Biplot del ACC mostrando la distribución de las especies (acrónimos de las especies mostrados en la Tabla 2). **b.** Biplot del ACC mostrando los diferentes casos analizados, círculos grises: muestras de período neutral, cuadrados naranjas: muestras del período La Niña, triángulos azules: muestras del período El Niño. Varianza total= 3,713; Varianza total explicada= 1,558

Los resultados del ACC realizado para identificar las relaciones entre las variables ambientales (Figura 4.5), las densidades de las especies (en cel mL⁻¹) y los casos de los diferentes ciclos, se muestran en la Figura 4.5 a y b. Los dos primeros ejes explicaron el 76,3% de la relación especie-ambiente. El primer eje demostró que la conductividad, la relación NID/FRS, las precipitaciones, las concentraciones de nitrato, y el caudal del Paraná de las Palmas, fueron las variables que modularon primariamente la relación especie-ambiente. Asociadas con el segundo eje (que explicó el 32,6% de la variabilidad) se encontraron el pH, la turbidez, la temperatura y el fosfato. El análisis de las especies, luego del ordenamiento de las muestras en los distintos períodos reveló una superposición de ensambles. Estos resultados son consistentes con el alto porcentaje de similitud obtenido entre ensambles mencionado previamente.

4. 4. Discusión

Los eventos hidrológicos causados por las condiciones de El Niño han sido claramente identificados en ríos de Sudamérica (Mechoso y Perez-Iribarren, 1992; Pisciotano *et al.*, 1994; Caviedes y Waylen, 1998; Solari *et al.*, 2014). Nagy (2006) ha reconocido que los cambios hidroclimáticos en el Río de la Plata, como consecuencia del aumento en la frecuencia e intensidad de los eventos ENSO, han introducido condiciones inestables y de estrés para el fitoplancton. Los resultados obtenidos en este estudio apoyan esta idea, revelando cambios en la estructura del fitoplancton en el área de estudio, tales como una reducción significativa de la diversidad durante los ciclos El Niño. Durante estos períodos también se observa una reducción en la biomasa y densidad, y cambios en la proporción de las especies. Estas respuestas fueron fluctuantes en el área de estudio, posiblemente como resultado de la variabilidad natural del estuario y el impacto antropogénico al cual el área está expuesta (Gómez, 2014).

Es reconocido que los sistemas estuariales y costeros son muy dinámicos en su hidrología, sus ciclos de nutrientes y su biota. En lo que respecta a la hidrología, la descarga de agua dulce interactúa con la marea y los vientos, dando como resultado patrones complejos de circulación y mezcla. Estos patrones están modulados por forzantes climáticas (Ej. temperatura, precipitaciones, vientos) que pueden variar a múltiples escalas temporales y espaciales, influyendo fuertemente en las características químicas y biológicas y en las respuestas de estos ecosistemas a los cambios ambientales y a las perturbaciones naturales y antropogénicas (Paerl *et al.*, 2010).

Jennerjahn y Mitchell (2013) identificaron que las principales amenazas a los ecosistemas estuariales pertenecen a tres categorías: actividades humanas, cambio climático global y eventos extremos. Coincidentemente el estuario del Río de la Plata está afectado por el

aumento de presiones climáticas y antropogénicas, como cambios en los usos de la tierra, la erosión del suelo, la entrada de nutrientes y efluentes pobremente tratados, el incremento en la temperatura atmosférica, las precipitaciones, las descargas fluviales y la variabilidad del ENSO (López Laborde *et al.*, 2000; Menéndez, 2002; Nagy *et al.*, 2002 a, b, c).

Como resultado de los cambios producidos por el fenómeno ENSO en el Río de la Plata, en el presente estudio fue posible notar cambios en el estado trófico del estuario. Los nutrientes son la causa primaria, pero hay otros factores que determinan el nivel y el tipo de expresión de los síntomas de eutrofización dentro de un estuario, incluyendo el intercambio de las mareas y la descarga de agua dulce entre otros (Cloern, 1999; NRC, 2000; Boesch, 2002).

La concentración de clorofila *a* es considerada una causa primaria de eutrofización (Bricker *et al.*, 2003), en tal sentido estos autores sugirieron rangos para el uso de la clorofila *a* como síntoma de impacto antropogénico (nivel hipereutrífico: $>60 \mu\text{g L}^{-1}$, nivel Alto: $>20 \leq 60 \mu\text{g L}^{-1}$, nivel Medio: $>5 \leq 20 \mu\text{g L}^{-1}$ y nivel Bajo: $>0 \leq 5 \mu\text{g L}^{-1}$). Utilizando estos valores observamos que los períodos de El Niño tienen el mayor porcentaje de casos (47%) con un nivel de impacto Medio y un 29% de los casos con impacto Alto, mientras que en los períodos neutrales y La Niña, la mayoría de las muestras mostraron un nivel de impacto Alto (45% y 33% respectivamente), seguidos por el nivel de impacto Medio (25% y 17% de las muestras respectivamente).

Si bien el tiempo de residencia del agua en el estuario no fue medida en este estudio, el caudal de agua dulce es de vital importancia para su regulación; durante los períodos de mayores descargas de sus tributarios (aprox. $41.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), el tiempo de residencia del agua es de unos 73 días, mientras que para los períodos de menores descargas ($22.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) el tiempo de residencia alcanza los 136,5 días (Menéndez, 2002; Silva *et al.*, 2013). Este

factor es considerado por Ferreira *et al.* (2005) como un regulador de la diversidad ya que está relacionado a la capacidad de las especies de dividirse más rápido de lo que son transportadas aguas abajo; por lo tanto la composición específica de los estuarios está al menos parcialmente determinada por la hidrología del estuario. El efecto de lavado que se genera durante los períodos de El Niño, debido al alto flujo y bajo tiempo de residencia del agua, promueve la dilución del fitoplancton generando cambios en su concentración. En otros ríos de la región también se observaron variaciones en la estructura de la comunidad también asociadas con fluctuaciones en los caudales fluviales (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 2007; Devercelli, 2010; Solari *et al.*, 2014).

Mientras que los datos de temperatura analizados no mostraron diferencias significativas entre ciclos, es posible advertir que a mayores temperaturas como las observadas en los periodos neutrales y La Niña, el crecimiento del fitoplancton fue mayor. Considerando que el aumento en la temperatura favorece la reducción en los tiempos generacionales (Domis *et al.*, 2007) es posible que las condiciones más cálidas ayuden a aumentar el crecimiento algal contribuyendo así a la eutrofización en el área de estudio.

Los cambios relacionados a los grandes grupos taxonómicos, si bien fueron no significativos, mostraron que las cianobacterias fueron más abundantes en los períodos neutrales, mientras que las clorofitas dominaron en los períodos La Niña y las diatomeas en los períodos El Niño. También es posible observar cambios en la morfología que dominó el fitoplancton en diferentes períodos; durante los ciclos neutrales y La Niña, el desarrollo de formas coloniales aumenta, principalmente de los grupos Chlorococcales y Chroococcales. Este tipo morfológico se relaciona funcionalmente a una condición más estable de la columna de agua (Huisman *et al.*, 2005; Reynolds, 2006). Durante los períodos de El Niño, con mayor inestabilidad en la masa de agua, las formas filamentosas fueron dominantes, estando mejor adaptadas a una mayor velocidad de flujo y un aumento en la turbulencia acompañada de una mayor incidencia del viento.

El desarrollo de cianobacterias fue más abundante durante las fases neutrales, coincidiendo con los datos reportados por Andrinolo *et al.* (2007) que describen episodios de floraciones durante estos períodos. Estos organismos tienen gran influencia sobre la calidad del agua en la costa del Río de la Plata, ya que han sido reportados como productores de microcistinas en niveles peligrosos para la salud humana (Giannuzzi *et al.*, 2012). La creciente expansión de las cianobacterias a mayores latitudes, como resultado de su capacidad competitiva en una amplia variedad de hábitats incluyendo estuarios, es un aspecto importante a tener en cuenta en la evaluación de la calidad del agua. Los cambios hidrológicos como sequías más extensas favorecen a la mayoría de las cianobacterias, sobre todo a aquellas con formas de vida coloniales, que prefieren tiempos de residencia más largos (Paerl y Huisman, 2008) y una mayor estabilidad en la columna de agua. Este no es el caso particular de *Planktothrix agardhii* que posee ventajas adaptativas frente a otras especies, en condiciones de agua turbulentas y mezcladas, como se observó en este estudio (más abundante en los ciclos de El Niño).

Otros factores, mayormente relacionados a los usos del suelo, han mostrado una correlación entre el desarrollo de las cianobacterias y la polución causados por la expansión de la urbanización adyacente a la costa del Río de la Plata (Gómez *et al.*, 2012; Gómez, 2014), que puede tener efectos más marcados en este sector como resultado de la combinación de efectos generados por el viento (dirección e intensidad) y mareas, que favorecen la acumulación de las cianobacterias en la costa (Sathicq *et al.*, 2014).

La respuesta de la composición específica del fitoplancton a los efectos del ENSO reveló que no hay una sustitución total de especies entre períodos y que el patrón observado podría estar determinado por cambios en la abundancia relativa de los taxa más que por el reemplazo de especies; por lo que no fue posible diferenciar ensambles exclusivos para los diferentes ciclos (neutral, La Niña, El Niño). De acuerdo a Reynolds (1997) este tipo de respuesta se asocia a la capacidad del fitoplancton de desarrollar una resiliencia

estructural capaz de sobreponerse al efecto de un disturbio ambiental. Por otra parte Nche-Fambo *et al.* (2015) señalan que en condiciones ambientales muy variables, como las observadas en estuarios, la comunidad fitoplanctónica desarrolla una resiliencia dependiente de la capacidad de las especies a tolerar los disturbios a los que están sometidas. En tal sentido señalan para un estuario africano que la dominancia de taxa se modifica con los cambios en las precipitaciones, las cuales a su vez modifican el aporte de agua dulce al ecosistema, cambiando las características intrínsecas del mismo. Sin embargo en este punto de la discusión resulta oportuno considerar los recientes aportes realizados por Müller *et al.* (2016) sobre la evaluación de la resiliencia en conjuntos de datos ecológicos a largo plazo, quienes opinan que determinar la resiliencia es una tarea exigente con varias restricciones metodológicas y altas demandas de información, concluyendo además en la necesidad de vincular la resiliencia con la adaptabilidad para interpretar la dinámica a largo plazo. En tal sentido y en función del set de datos analizado en esta tesis parece oportuno repensar si se trata de resiliencia, adaptabilidad o tolerancia del fitoplancton, un desafío que podrá ser abordado a futuro cuando se disponga de una matriz de datos más amplia.

Finalmente, en las áreas antropizadas de los estuarios, como las analizadas en este estudio, cuyo manejo requiere el conocimiento de múltiples factores, es esencial incluir aquellos que operan a larga escala como los que determinan el fenómeno ENSO. Este análisis es crucial para el Río de la Plata, ya que es fuente de agua para más de 8 millones de personas (Agua y Saneamiento Argentina, www.aysa.com.ar), y por lo tanto es necesario este conocimiento para el manejo y la implementación de medidas de acuerdo a los diferentes escenarios ambientales, contribuyendo a mitigar las consecuencias de eventos severos, y promoviendo medidas que aseguren la integridad ecológica del ecosistema costero.

4. 5. Síntesis de los resultados

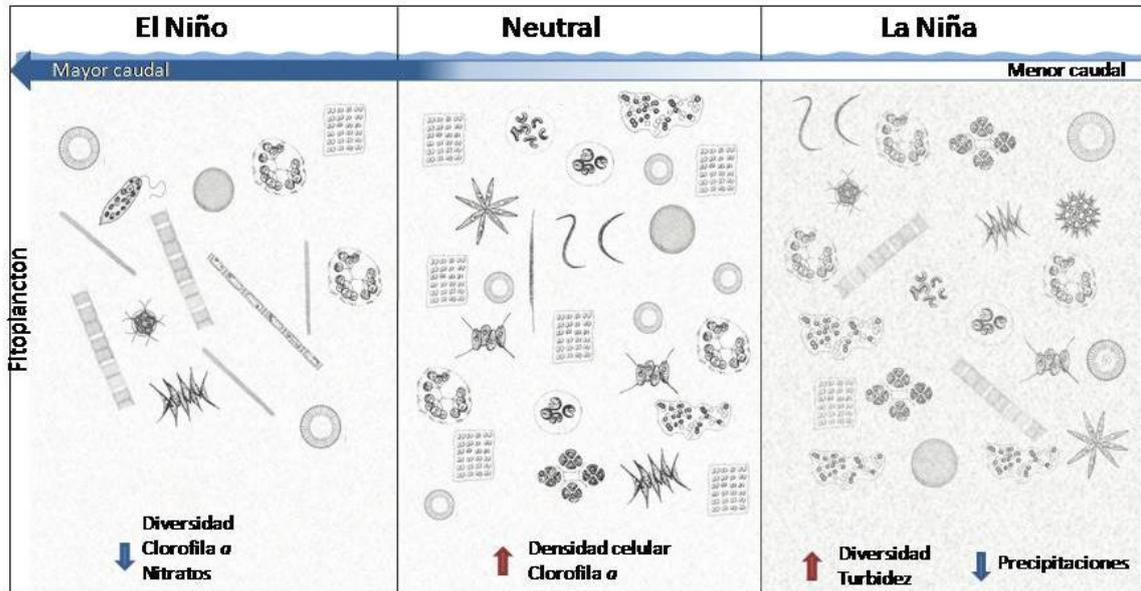


Figura 4.6 Síntesis final mostrando los resultados obtenidos en el capítulo 4. En la figura se observan las diferencias entre los ciclos El Niño, Neutral y La Niña en cuanto a caudal, turbidez, precipitaciones, diversidad, densidad celular, clorofila *a* y nitratos. También se grafica en forma sintética las diferencias encontradas en el fitoplancton de cada ciclo.



5. ESCALAS TEMPORALES EN EL ESTUDIO DE LAS CIANOBACTERIAS EN LA COSTA DEL RÍO DE LA PLATA: ALGUNAS IMPLICANCIAS EN EL MONITOREO

5. 1. a. Introducción

Las presiones humanas y climáticas que afectan al estuario del Río de la Plata han sido más evidentes en las últimas décadas, manifestándose con un aumento de los cambios tróficos y el desarrollo más frecuente de floraciones de cianobacterias (CARP, 1990; de León y Yunes, 2001; FREPLATA, 2005; Andrinolo *et al.*, 2007). Estas floraciones afectan severamente la integridad biótica y disturbán el funcionamiento del estuario, y el potencial uso de sus aguas (Gómez y Bauer, 2000).

De acuerdo a Huszar y Reynolds (1997), las cianobacterias planctónicas tienen rápidas respuestas a los cambios ambientales, a su vez muchas de las especies de este grupo tienen la capacidad de producir una variedad de metabolitos tóxicos, que pueden resultar peligrosos tanto para la salud humana como para otros animales (Giannuzzi *et al.*, 2012). Por lo tanto es relevante conocer los factores que influyen la distribución de las poblaciones de cianobacterias particularmente cerca de la costa, donde se realizan múltiples actividades relacionadas a la recreación y a la economía de una de las áreas más densamente pobladas de la Argentina.

5. 1. b. Objetivos

El objetivo de este estudio fue estudiar la taxocenosis de cianobacterias a distintas escalas temporales, para conocer su dinámica y las principales forzantes que modulan e influyen su presencia en la costa. Para esta finalidad, las muestras fueron tomadas considerando tres escalas temporales (horas, días y semanas), durante el verano, que es considerada la época más favorable para el desarrollo de cianobacterias en la costa del Río de la Plata (De León y Yunes, 2001; Andrinolo *et al.*, 2007).

5. 2. Materiales y métodos

Para este estudio se seleccionó un sitio de muestreo (Punta Lara) afectado frecuentemente por floraciones de cianobacterias (INA-FREPLATA, 2012). Este sitio, que se encuentra aguas abajo de la ciudad de Buenos Aires, es una zona utilizada con fines recreativos y está situada cerca del punto de extracción para el suministro de agua potable de la ciudad de La Plata. Por otra parte, la actividad antropogénica aguas arriba provee nutrientes, materia orgánica y otros contaminantes a la zona de estudio (AA-AGOSBA-ILPLA-SHN 1997; FREPLATA 2005).

Recolección de muestras de fitoplancton

Para coleccionar las muestras cuantitativas de fitoplancton se utilizó un dispositivo de muestreo que consistió en un tubo de PVC de 6,5 cm de diámetro, que permitió la integración de los primeros 50 cm de la columna de agua (Figura 5.1). El muestreo se realizó en la costa a una profundidad de 60 cm.

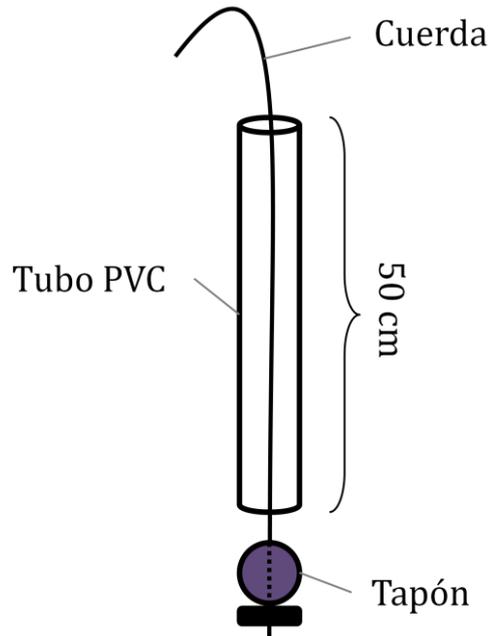


Figura 5.1. Dispositivo utilizado para integrar los primeros 50 cm de la columna de agua.

La colecta de muestras se realizó en tres escalas temporales: horaria, diaria y semanal. Las muestras semanales cubrieron un total de 16 semanas (13/11/2012 al 14/03/2013) y las diarias cubrieron 5 días (04/02/2013 al 08/02/2013). Los muestreos se realizaron en los horarios de marea baja y evitando días lluviosos.

Para el muestreo horario se seleccionó un día de febrero (08/02/2013) y se tomaron diez muestras a intervalos de una hora, entre las 9:00 hs y las 18:00 hs, cubriendo períodos de marea baja y alta.

Variables analizadas

Para este estudio, las siguientes variables fueron medidas, de acuerdo a la metodología detallada en el Capítulo 2 (Materiales y Métodos):

Físicas y químicas:

- pH, OD, temperatura del agua, conductividad, turbidez

- PAR (a 40 cm de profundidad)
- Nutrientes (PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^{2-} y NH_4^+)
- Datos meteorológicos (dirección e intensidad del viento) y de mareas

Biológicas:

- Clorofila *a*
- Densidad total de fitoplancton
- Densidad y composición específica de cianobacterias
- Concentración de microcistinas (LR-RR-YR)

Microcistinas

Para la determinación de Microcistinas LR-RR-YR se colectaron 2 L de agua subsuperficial en botellas plásticas que fueron congeladas a -20°C . Las muestras fueron expuestas a tres ciclos de frizado-desfrizado, para provocar la ruptura de las células y liberar las toxinas intracelulares, luego fueron filtradas (Whatman GF/C) y finalmente inyectadas a un cartucho de extracción en fase sólida C-18 preactivado, Sep-Pak C18 ODS (2 g, Waters).

Las toxinas fueron eluidas con metanol 80%. El análisis cromatográfico fue realizado en un HPLC con un detector de matriz de fotodiodos Shimadzu 2010, y una columna C18 (Hyperprep HS, 5- μm poro, 250 \times 10 mm). La columna fue equilibrada con una mezcla compuesta por 65% de una solución A, compuesta por agua con 0,05% (v/v) de ácido trifluoroacético (TFA) y un 35% de una solución B, compuesta por acetonitrilo con 0,05% (v/v) TFA. La fase móvil consistió en un gradiente discontinuo de ambas soluciones, la tasa de flujo fue de 1.0 mL min^{-1} . Las microcistinas fueron identificadas en base a su espectro UV y su tiempo de retención. El estándar utilizado fue Mcyst-LR de Sigma (St Louis, MO, USA). El límite de detección de las microcistinas fue de 0,1 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de redundancia (ARD) con todos los casos analizados para explorar la relación entre la abundancia de las especies (con una frecuencia mayor al 10% y una abundancia relativa mayor al 1%) y las variables ambientales medidas.

La conductividad, el pH, la temperatura, las concentraciones de PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- , y NO_2^{2-} , la turbidez y la amplitud de marea fueron retenidos en el análisis ya que tuvieron un valor de inflación de la varianza menor a 10 (ter Braak y Verdonschot, 1995). La relación entre las variables biológicas y los parámetros físicos y químicos fue analizada usando correlaciones de Spearman.

5. 3. Resultados

5. 3. a. Parámetros físicos y químicos

Durante el período de muestreo, la temperatura del agua varió entre los 19°C y los 31°C, la conductividad entre 113 μSm^{-1} y 631 μSm^{-1} . Los valores de turbidez estuvieron comprendidos entre las 94 y 406 UNT y los valores de radiación fotosintéticamente activa (PAR) en el rango de 5 $\mu\text{M foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ a 313 $\mu\text{M foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$. El oxígeno disuelto (OD) excedió los 7 mg L⁻¹, alcanzando valores de saturación en todos los casos, mientras que el pH fue ligeramente básico, con un máximo de 9,8. En lo que respecta a los nutrientes, la concentración de PO₄³⁻ estuvo comprendida entre 0,1 y 0,3 mg L⁻¹, la de NO₃⁻ mostró un rango entre 0,03 mg L⁻¹ y 2,46 mg L⁻¹, el NO₂²⁻ varió entre 0,001 mg L⁻¹ y 0,27 mg L⁻¹ y la concentración de NH₄⁺ tuvo valores entre 0,0007 y 0,3 mg L⁻¹ (Tabla 5.1).



Tabla 5.1. Parámetros físicos y químicos medidos (promedio y desvío estándar), concentración de clorofila a, microcistinas y datos meteorológicos para las tres escalas temporales utilizadas (semanal, diaria y horaria).

Escala temporal	Fecha	Temp. (°C)	pH	Conductividad (μSm^{-1})	Oxígeno disuelto (mgL^{-1})	Turbidez (UNT)	PAR (μM foton $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	P-PO4 (mg L^{-1})	N-NO3 (mgL^{-1})	N-NO2 (mgL^{-1})	N-NH4 (mgL^{-1})	Clorofila a (μgL^{-1})	Microcistina LR (μgL^{-1})	Intensidad del viento (kmh^{-1})	Dirección del viento
Semanal	13/11/12	21,3 \pm 0,2	7,7 \pm 0	335,0 \pm 0	10,0 \pm 0,1	150,3 \pm 1,5	184,0	0,30	1,18	0,006	0,030	14,1	N/D	25,3	SE
	05/12/12	29,1 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1	313,7 \pm 0,6	10,3 \pm 0,1	167,7 \pm 1,5	182,0	0,26	1,00	0,012	0,127	29,5	1,4	28	NE
	11/12/12	25,6 \pm 0	7,9 \pm 0,1	321,3 \pm 0,6	10,2 \pm 0	102,0 \pm 1	86,0	0,32	1,34	0,013	0,005	24,4	0,4	29,4	NE
	18/12/12	24,5 \pm 0	8,4 \pm 0,1	430,0 \pm 0	11,1 \pm 0	93,9 \pm 0,2	162,0	0,29	1,35	0,047	0,312	28,8	N/D	15,5	NE
	27/12/12	23,5 \pm 0,1	8,6 \pm 0,1	454,7 \pm 1,2	8,9 \pm 0	127,7 \pm 0,6	48,0	0,25	1,32	0,035	0,046	33,2	N/D	19,6	NE
	04/01/13	27,4 \pm 0	8,9 \pm 0	365,3 \pm 0,6	9,7 \pm 0	158,7 \pm 3,2	126,3	0,21	1,02	0,004	0,069	49,8	0,7	21	NE
	11/01/13	27,1 \pm 0	8,6 \pm 0	504,3 \pm 0,6	9,2 \pm 0	172,3 \pm 3,2	206,6	0,23	1,08	0,008	0,047	39,9	0,8	22,2	NE
	17/01/13	27,5 \pm 0	8,2 \pm 0	364,3 \pm 0,6	9,4 \pm 0,1	148,3 \pm 1,5	222,8	0,23	1,18	0,003	0,029	30,5	0,3	21	E
	25/01/13	24,5 \pm 0,1	7,9 \pm 0	406,7 \pm 1,2	10,4 \pm 0,1	173,7 \pm 1,5	60,8	0,19	0,82	0,002	0,032	37,7	0,7	32	NE
	01/02/13	31,3 \pm 0	8,9 \pm 0	113,0 \pm 0	9,1 \pm 0	125,7 \pm 0,6	313,3	0,33	0,80	0,272	0,004	90,3	0,7	16,8	NE
	08/02/13	24,8 \pm 0	8,5 \pm 0,1	417,0 \pm 0	9,2 \pm 0,2	163,7 \pm 3,2	149,3	0,22	0,96	0,007	0,048	14,5	N/D	23,6	NE
	14/02/13	30,3 \pm 0	9,9 \pm 0	631,3 \pm 0,6	11,8 \pm 0,2	134,0 \pm 2	88,0	0,14	0,03	0,003	0,001	68,7	N/D	13,8	NO
	22/02/13	21,7 \pm 0	8,1 \pm 0,1	245,0 \pm 0	9,0 \pm 0,4	248,0 \pm 1,7	52,6	0,18	1,35	0,005	0,002	10,3	N/D	16,8	E
	01/03/13	23,6 \pm 0	8,6 \pm 0	280,0 \pm 0	8,5 \pm 0,2	406,3 \pm 12,7	37,4	0,19	2,09	0,004	0,006	7,3	N/D	30,8	E
	08/03/13	21,7 \pm 0	7,7 \pm 0,1	285,3 \pm 0,6	10,9 \pm 0,7	357,0 \pm 4	5,3	0,25	2,40	0,005	0,001	10,3	N/D	22,2	NE
	14/03/13	19,7 \pm 0	8,4 \pm 0,1	417,7 \pm 0,6	10,7 \pm 1,2	308,7 \pm 3,2	32,4	0,26	2,46	0,002	0,012	12,0	N/D	21	SO
Diaria	04/02/13	20,9 \pm 0	8,1 \pm 0	411,0 \pm 0	11,4 \pm 0,1	125,0 \pm 1	110,9	0,23	1,12	0,029	0,002	28,7	N/D	15,5	S
	05/02/13	23,0 \pm 0	8,3 \pm 0,1	349,0 \pm 1	10,8 \pm 0,4	109,0 \pm 1	110,8	0,23	1,17	0,034	0,006	42,4	N/D	13,8	NE
	06/02/13	24,5 \pm 0	8,9 \pm 0,1	379,0 \pm 0	10,0 \pm 0,3	122,7 \pm 2,1	212,1	0,25	0,34	0,094	0,018	69,0	N/D	21	NE
	07/02/13	25,9 \pm 0	9,0 \pm 0	326,0 \pm 0	9,1 \pm 0	148,7 \pm 1,2	124,8	0,22	0,47	0,009	0,020	47,0	N/D	23,6	NE
	08/02/13	27,6 \pm 0	9,1 \pm 0	407,7 \pm 0,6	8,4 \pm 0	181,0 \pm 2,6	115,6	0,23	0,97	0,007	0,044	30,8	N/D	23,6	NE
Horaria	09:40:00	24,8 \pm 0	8,5 \pm 0,1	417,0 \pm 0	9,2 \pm 0,2	163,7 \pm 3,2	149,3	0,25	2,40	0,005	0,001	14,5	N/D	7	E
	10:40:00	26,2 \pm 0,1	8,9 \pm 0	436,7 \pm 0,6	8,6 \pm 0	164,3 \pm 2,5	214,2	0,22	1,00	0,007	0,034	26,9	N/D	9	NE
	11:40:00	26,5 \pm 0	8,9 \pm 0	424,0 \pm 0	7,3 \pm 0,3	167,0 \pm 0	158,2	0,22	0,94	0,007	0,063	19,7	N/D	11	E
	12:40:00	27,6 \pm 0	9,1 \pm 0	407,7 \pm 0,6	8,4 \pm 0	181,0 \pm 2,6	115,6	0,23	0,97	0,007	0,044	30,8	N/D	13	SE
	13:40:00	30,2 \pm 0	9,2 \pm 0	360,0 \pm 0	7,5 \pm 0	185,3 \pm 0,6	103,0	0,23	0,94	0,005	0,041	29,9	N/D	15	E
	14:40:00	28,8 \pm 0	9,3 \pm 0	363,0 \pm 0	8,1 \pm 0	186,0 \pm 2,6	97,7	0,26	0,92	0,007	0,078	44,0	N/D	19	E
	15:40:00	29,6 \pm 0	9,4 \pm 0	368,0 \pm 0	7,9 \pm 0	185,0 \pm 1	130,5	0,24	0,91	0,007	0,053	33,3	N/D	22	SE
	16:40:00	29,6 \pm 0	9,3 \pm 0,1	340,0 \pm 0	7,6 \pm 0	178,7 \pm 6,7	68,2	0,26	0,91	0,008	0,067	33,3	N/D	22	SE
	17:40:00	29,6 \pm 0	9,3 \pm 0	341,0 \pm 0	8,2 \pm 0,1	163,3 \pm 1,5	38,0	0,27	0,90	0,008	0,050	32,9	N/D	24	SE
	18:40:00	28,8 \pm 0	9,2 \pm 0	325,0 \pm 1,7	8,3 \pm 0,1	167,7 \pm 2,9	30,1	0,27	0,96	0,008	0,057	34,6	N/D	28	SE

5.3.b. Datos meteorológicos y de marea

Los vientos prevalecientes durante el período de muestreo fueron del Noreste en el 50% de los casos, alcanzando una intensidad máxima de 32 km h⁻¹. En los casos restantes los vientos registrados fueron del Este, Sudeste, Noroeste, Sudoeste y Sur, no excediendo los 31 km h⁻¹ en ningún caso (Tabla 5.1).

Durante los muestreos semanales y diarios la recolección de muestras se realizó siempre durante las bajamares, sin embargo el ciclo mareal lunar de 28 días involucró variaciones en la altura de marea, incluso entre estos mínimos, presentando alturas de entre 0,23 m y 0,73 m en el caso de los muestreos semanales, y de 0,39 m y 0,62 m en el caso de los muestreos diarios. En el caso del muestreo a escala horaria, se cubrió tanto una de las mareas bajas del día (0,62 m) como una de las pleamares (1,22 m).

5.3.c. Composición específica de cianobacterias

Un total de 162 taxa fueron identificados en las muestras (Anexo 3), de los cuales 32 taxa pertenecieron al gran grupo de las cianobacterias (Tabla 5.2); en el 85% de las muestras analizadas las cianobacterias tuvieron más del 50% de abundancia relativa.

De todas las especies de cianobacterias identificadas solo tres tuvieron más del 1% de abundancia relativa (con respecto a cianobacterias totales) y estuvieron presentes en más del 80% de las muestras: *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis aeruginosa* y *Merismopedia punctata* (Tabla 5.2).



Tabla 5.2. Listado de las especies de cianobacterias identificadas, con su frecuencia (Frec.) y abundancia relativa (A. R.) en relación a la densidad total de cianobacterias en cél mL^{-1} (N=31). Los asteriscos indican: *<1% abundancia relativa, **1%-50% abundancia relativa, ***>50% abundancia relativa

Especie	Frec. (%)	A.R.
<i>Anabaena sphaerica</i> Born. et Flah.	1,9	*
<i>Anabaenopsis circularis</i> (G. S. West) Wolosz. et Miller	1,9	*
<i>Aphanocapsa conferta</i> (W. et GS We.) Leg. et Cronb.	11,5	*
<i>A. delicatissima</i> W. et G. S. West	17,3	*
<i>A. grevillei</i> (Hass.) Rabh.	15,4	*
<i>A. holsatica</i> (Lemm.) Cronb. Kom.	5,8	*
<i>A. incerta</i> (Lemm.) Cronb. Kom.	5,8	*
<i>A. planctonica</i> (GM Smith) Kom. et Anagn.	7,9	*
<i>Aphanothece smithii</i> Kom. Leg et Cronb.	1,9	*
<i>Chroococcus prescottii</i> Dro. et Dai.	1,9	*
<i>Dolichospermum circinalis</i> Rabenh. Ex Born. et Flah.	5,8	*
<i>D. spiroides</i> (Kleb) Wacklin et al.	3,8	*
<i>Jaaginema subtilissimum</i> (Kütz. ex de Toni) Anagn. et Kom.	3,8	*
<i>Komvophoron constrictum</i> (Szafer) Anagn. et Kom.	15,4	*
<i>K. minutum</i> (Skuja) Anagn. et Kom.	1,9	*
<i>Merismopedia convoluta</i> Breb. in Kütz.	7,7	*
<i>M. glauca</i> (Ehrenb.) Kütz.	7,7	*
<i>M. punctata</i> Meyen	80,8	**
<i>M. tenuissima</i> Lemm.	98,1	***
<i>M. warmingiana</i> Lag.	3,8	*
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz	90,4	**
<i>M. wesembergii</i> (Kom.) Kom. in Kondrateva	1,9	*
<i>Phormidium chalybeum</i> (Mertens) Anagn. et Kom.	1,9	*
<i>P. formosum</i> (Bory ex Gom) Anagn. et Kom.	7,7	*
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom) Anagn. et Kom.	57,7	*
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	1,9	*
<i>P. limnetica</i> (Lemm.) Kom.	7,7	*
<i>P. mucicola</i> (Hüb.-Pest. and Naum.) Bourr.	34,6	*
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja	11,5	*
<i>Romeria elegans</i> (Wolosz.) Koczw.	3,8	*
<i>R. gracilis</i> (Wolosz.) Koczw.	1,9	*
<i>R. okensis</i> (Meyer) Hindák	3,8	*

5.3.d. Clorofila *a* y microcistinas

Los valores de concentración de clorofila *a*, fluctuaron de 7 μgL^{-1} a 90,3 μgL^{-1} y estuvieron correlacionados significativamente con la densidad total de cianobacterias (Tabla 5.3). La presencia de microcistina LR fue detectada en el 23% de los casos, con concentraciones siempre por debajo de 1,4 μgL^{-1} , las cuales se correlacionaron positivamente con la densidad de *M. aeruginosa* ($r=0,7158$; $p=0,035$), mientras que no se observaron correlaciones significativas entre las concentraciones de microcistinas LR y las variables ambientales medidas. En las muestras analizadas no se detectaron microcistinas YR ni RR.

Tabla 5.3. Valores de los coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre la densidad total de cianobacterias (cel mL^{-1}) y las variables ambientales medidas en las diferentes escalas temporales y con todos los casos analizados. Los valores significativos están indicados con * = $p < 0,05$ o ** = $p < 0,01$. Los símbolos -- indican ausencia de datos.

Variable \ Escala	Semanal (N=16)	Diaria (N=5)	Horaria (N=10)	Todos los casos (N=31)
Temperatura	0,56 *	0,5	0,79 **	0,47 **
PAR	0,64 **	0,5	-0,55	0,37 *
Turbidez	-0,62 *	-0,1	0,16	-0,43 *
pH	0,53 *	0,5	0,79 **	0,38 *
P-PO4	-0,28	0,7	0,53	0,02
N-NO3	-0,45	-0,5	-0,77 **	-0,47 *
N-NO2	0,19	0,3	0,57	0,27
N-NH4	0,74 **	0,5	0,38	0,41 *
Marea	-0,13	-0,1	0,71 *	-0,00
Clorofila <i>a</i>	0,91 **	0,6	0,61	0,81 **
Intensidad viento Sudeste	-0,31	--	0,67 *	-0,01

5.3.e. Densidad de cianobacterias y su relación con las variables ambientales

Las cianobacterias estuvieron presentes durante todo el estudio, con un rango de densidades que fue desde 50 cél ml⁻¹ hasta las 35.679 cél ml⁻¹. La densidad total de cianobacterias se correlacionó positivamente con la temperatura, el pH, la concentración de amonio y PAR, mientras que con la turbidez y la concentración de nitratos estuvo correlacionada negativamente (Tabla 3).

Las poblaciones de *Merismopedia tenuissima* y *Microcystis aeruginosa* alcanzaron valores máximos de densidad de 33.800 cél ml⁻¹ y 8.100 cél ml⁻¹ respectivamente, en tanto *Merismopedia punctata* tuvo una densidad máxima de 9.900 cél ml⁻¹.

De acuerdo al ARD realizado con las densidades de las especies de cianobacterias y las variables ambientales, el primer eje, que explicó el 61,1% de la varianza demostró que el incremento en la temperatura, el pH, la concentración de amonio y fosfatos y la conductividad estuvieron vinculados a las mayores concentraciones celulares de las especies analizadas. Por otro lado el aumento en la concentración de nitratos y la turbidez, influenciaron negativamente las poblaciones de los taxa involucrados en el análisis. El segundo eje, que explicó el 15,7% de la varianza total estuvo conformado por los vectores de la concentración de nitritos, y la altura de marea que influenciaron en menor medida a las especies analizadas (Figura 5.2).

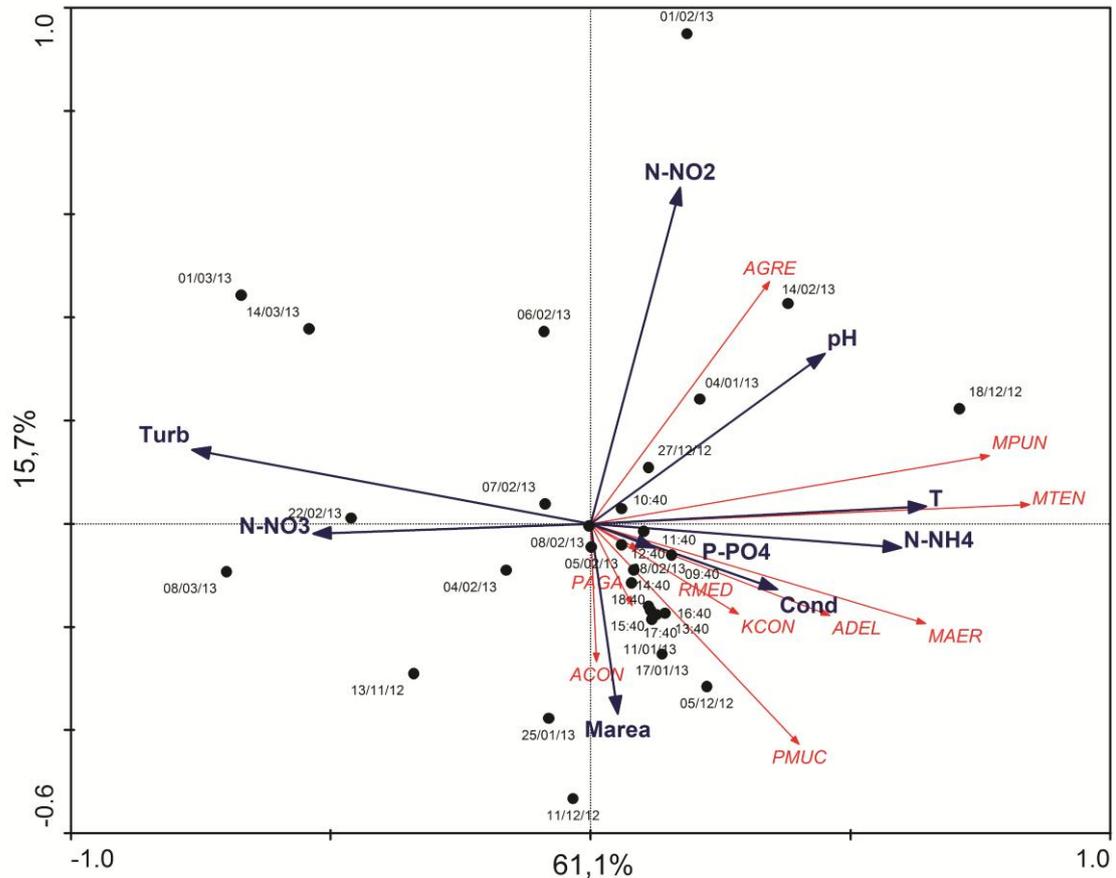


Figura 5.2. ARD relacionando las variables ambientales y la densidad de las especies de cianobacteria más frecuentes ($n=31$). Acrónimos: ACON (*Aphanocapsa conferta*), ADEL (*Aphanocapsa delicatissima*), AGRE (*Aphanocapsa grevillei*), KCON (*Komvophoron constrictum*), MAER (*Microcystis aeruginosa*), MPUN (*Merismopedia punctata*), MTEN (*Merismopedia tenuissima*), PAGA (*Planktothrix agardhii*), PMUC (*Pseudanabaena mucicola*), RMED (*Raphidiopsis mediterranea*). Varianza total= 1,00; Varianza total explicada= 0,486

5. 3. f. Escalas temporales

En las Figuras 5.3, 5.4 y 5.5 se muestran las distribuciones temporales (a escala semanal, diaria y horaria) de las especies de cianobacterias más frecuentes durante este estudio: *Merismopedia tenuissima*, *Merismopedia punctata*, *Microcystis aeruginosa* y la densidad de cianobacterias totales. También se muestra la altura de marea correspondiente al momento de obtener las muestras.

Los resultados mostraron que en la escala temporal más larga (semanal) las densidades de estas tres especies y la densidad total de cianobacterias se incrementaron o decayeron de forma más abrupta que a escalas más cortas (diarias y horarias), por lo que se puede advertir una pérdida de información relativa a lo que sucede en pocas horas con este grupo algal.

La correlación entre la densidad de cianobacterias y los datos ambientales reveló diferentes grados de significancia dependiendo de la escala temporal empleada. El aumento en la densidad de cianobacterias estuvo relacionado con la temperatura y el pH a escala semanal y horaria, mientras que con la penetración de luz (PAR y turbidez), la concentración de amonio y la conductividad la relación fue sólo significativa a escala semanal. Durante estas dos escalas mencionadas las muestras fueron colectadas en las bajamares del día, y si bien se observó una variabilidad en la altura de marea, no se observó una correlación significativa entre este parámetro y la densidad de organismos. La escala diaria por su parte, no mostró correlaciones significativas con ninguno de los parámetros medidos.

En lo que respecta a la escala horaria, fue posible advertir la influencia de la marea y del viento proveniente del Sudeste (presente durante dicho muestreo), correlacionándose ambos parámetros en forma positiva con la densidad total de cianobacterias. (Tabla 5.3).



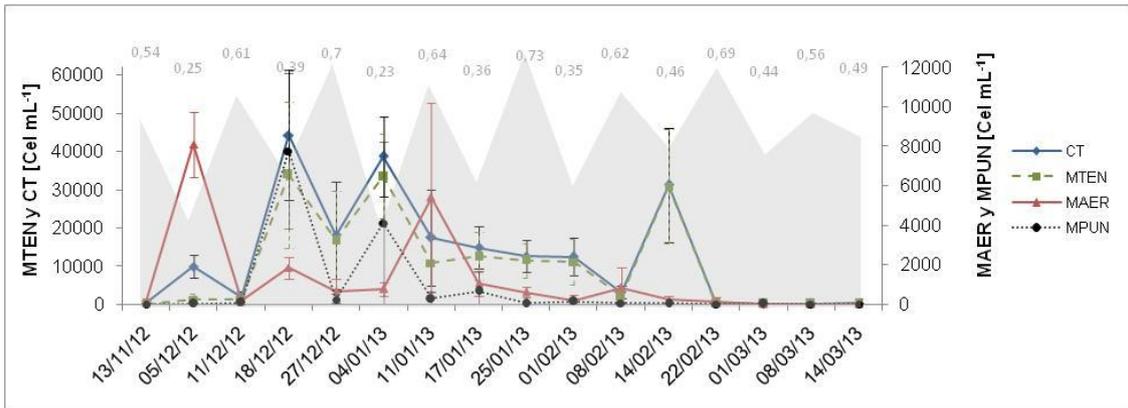


Figura 5.3. Densidad total de cianobacterias (CT) y densidades de *Merismopedia tenuissima* (MTEN), *Microcystis aeruginosa* (MAER) y *Merismopedia punctata* (MPUN) en las muestreas de periodicidad semanal (Promedio ± desvío estándar). En gris la altura de marea al momento del muestreo (en metros).

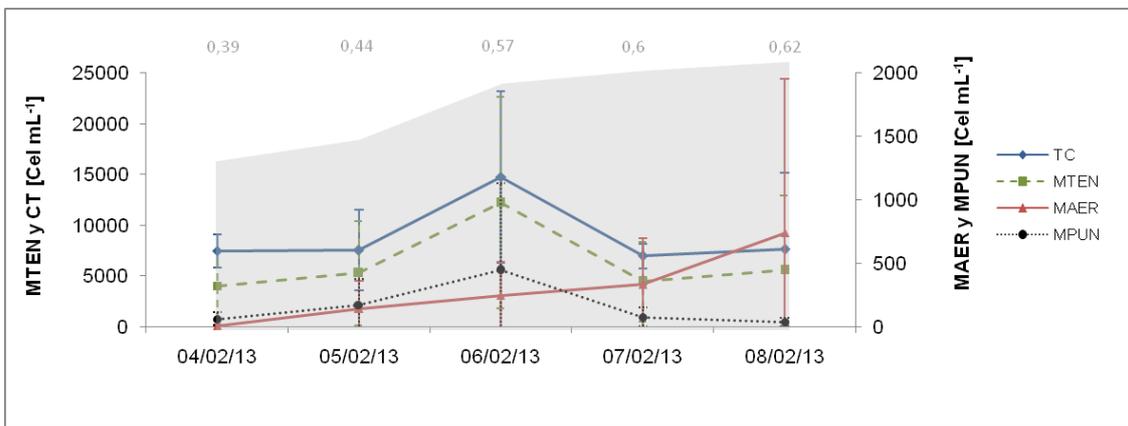


Figura 5.4. Densidad total de cianobacterias (CT) y densidades de *Merismopedia tenuissima* (MTEN), *Microcystis aeruginosa* (MAER) y *Merismopedia punctata* (MPUN) en las muestras de periodicidad diaria (Promedio ± desvío estándar). En gris la altura de marea al momento del muestreo (en metros).

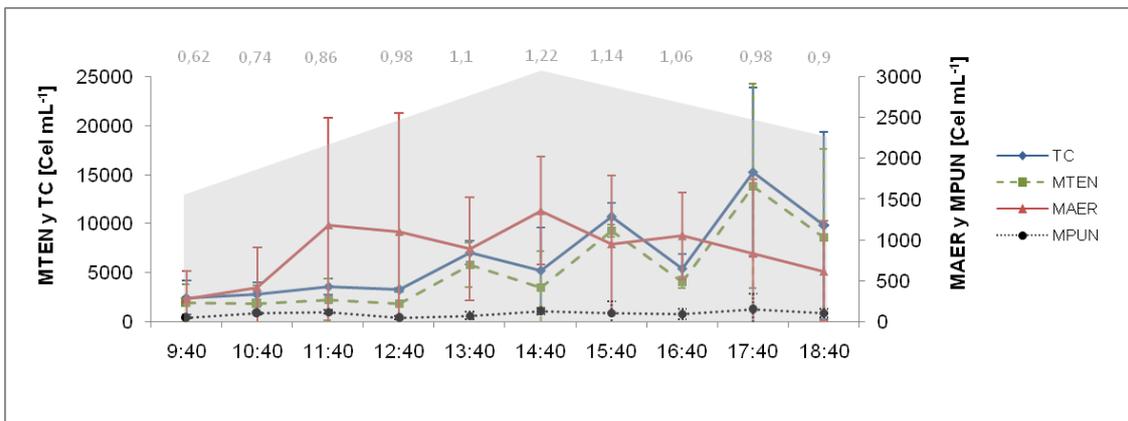


Figura 5.5. Densidad total de cianobacterias (CT) y densidades de *Merismopedia tenuissima* (MTEN), *Microcystis aeruginosa* (MAER) y *Merismopedia punctata* (MPUN) en las muestras de periodicidad horaria (Promedio ± desvío estándar). En gris la altura de marea al momento del muestreo (en metros).

5. 4. Discusión

Los sistemas costeros son naturalmente vulnerables a la eutrofización, y la mayoría de los estuarios del mundo muestran al menos alguno de los síntomas, aunque la cantidad de nutrientes es variable. Los principales síntomas incluyen cambios en la composición de las especies del fitoplancton, cambios en las relaciones de nutrientes (particularmente la relación N:P), aumentos en la biomasa y en la producción primaria, y el desarrollo de floraciones algales nocivas, especialmente de cianobacterias (Pinckney *et al.*, 1998; Paerl *et al.*, 2011).

Los análisis realizados en este estudio mostraron que las variables que se asociaron más directamente con el desarrollo de las cianobacterias fueron temperatura, pH, penetración de luz, conductividad y nutrientes (particularmente NO_3^- y NH_4^+). Estos factores han sido ampliamente reconocidos en la literatura como las principales variables que pueden influenciar el desarrollo de estos organismos (Levine, 1983; Jacoby *et al.*, 2000; Reynolds, 2006; Havens, 2008; Jiang *et al.*, 2008). Nuestros resultados, en lo que respecta a la carga de nutrientes, ponen de manifiesto las condiciones favorables que presenta la Franja Costera Sur para el desarrollo de estos organismos, por ejemplo la concentración de fósforo excedió los $0,1 \text{ mgL}^{-1}$ citados por Havens (2008) como condición necesaria para el desarrollo y dominancia de cianobacterias. En relación al nitrógeno inorgánico disuelto (NID), el área de estudio se caracteriza por un exceso de formas nitrogenadas, especialmente amonio, siendo la ciudad de Buenos Aires una de las principales fuentes de ingreso (Pizarro y Orlando, 1985; CARP, 1990; Bazán *et al.*, 1996), lo cual es evidente en nuestro estudio donde el valor medio de NID fue de $1,2 \text{ mgL}^{-1}$.

En tal sentido, el ARD mostró que las poblaciones de las especies más abundantes: *M. aeruginosa*, *M. tenuissima* y *M. punctata* estuvieron particularmente relacionadas a los cambios en la concentración de amonio en forma positiva y a los cambios en la

concentración de nitratos en forma negativa. Estas observaciones son consistentes con lo reportado por Kappers (1984) para *M. aeruginosa*, que encontró que esta especie utiliza el amonio por sobre el nitrato como fuente de nitrógeno. Luque *et al.* (1994) explican que la asimilación de nitrógeno por parte de esta especie está sujeta a una estricta regulación intracelular, por lo tanto, cuando el amonio está disponible, estos organismos se vuelven incapaces de asimilar nitrógeno de fuentes alternativas como el nitrato. La presencia de amonio genera una inhibición a corto plazo, como así también una represión del sistema de transporte nitrito/nitrato y de las enzimas necesarias para su asimilación.

Sumado a las forzantes físicas y químicas mencionadas precedentemente, la altura de marea se detectó como una forzante que modula el desarrollo y la distribución temporal de las cianobacterias en la costa. En estuarios, el nivel de marea regula las propiedades físicas, químicas y biológicas del ambiente (McLusky y Elliot, 2004). En el estuario del Río de la Plata el nivel de la marea también se encuentra influenciado por la acción del viento; los que provienen del Norte producen las bajamares más importantes, mientras que aquellos provenientes del Sur o Sudeste se corresponden con los aumentos de nivel del agua más importantes.

En el sitio de muestreo seleccionado para este estudio, cuando los vientos son predominantemente del sector Sudeste y en condiciones de marea alta, se reportaron las mayores concentraciones de células cianobacterianas. Considerando que la morfología de la costa cambia a lo largo de la línea costera es esperable que en diferentes áreas la influencia del viento actúe de manera diferente sobre la acumulación de la masa de agua y de las cianobacterias. Por lo tanto, las observaciones deben ajustarse a cada sitio particular de la costa, teniendo en cuenta la morfología de la línea de costa, la hidrodinámica y la importancia para la salud humana de cada sitio.

En lo que respecta a la producción de cianotoxinas en el Río de la Plata hay reportes de episodios de toxicidad causados por cianobacterias en la costa (De Leon y Yunes, 2001;

Andrinolo *et al.*, 2007; Gianuzzi *et al.*, 2012; INA-FREPLATA, 2012). Algunos de los géneros reconocidos como productores de toxinas en este ecosistema fueron reconocidos en el presente trabajo, como *Aphanocapsa*, *Dolichospermum*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena* y *Raphidiopsis*. Las concentraciones de microcistina LR obtenidas se correlacionaron significativamente con la densidad de *Microcystis aeruginosa*, alcanzando valores que comprometen el uso del agua para consumo, según la propuesta de la OMS (Chorus y Bartram, 1999). A su vez la densidad de cianobacterias totales excede el número de cél ml⁻¹ reportados como perjudiciales para humanos y otros animales (Chorus y Bartram, 1999). De acuerdo a Gianuzzi *et al.* (2012) las concentraciones de microcistinas encontradas en la costa del Río de la Plata representan un riesgo potencial para el agua de consumo, ya que la toma de agua de la planta potabilizadora se encuentra cercana a la costa y los métodos utilizados para la potabilización no siempre son los adecuados para eliminar estas toxinas.

En nuestro estudio las concentraciones de microcistinas no se correlacionaron significativamente con ninguna de las variables ambientales medidas, pero diferentes estudios sugieren una relación entre las concentraciones de toxina y variables como la concentración de fósforo total, nitrógeno total e irradiancia (Rapala *et al.*, 1997; Jacoby *et al.*, 2000; Oh *et al.*, 2001), mientras que otros autores consideran que no es posible aseverar si estas relaciones son causales o accidentales y se requiere más investigación (Havens, 2008).

Los resultados obtenidos revelan la importancia de ajustar las escalas de monitoreo de cianobacterias, particularmente durante aquellos periodos más favorables para el desarrollo de estos organismos en un estuario somero, templado, con un tiempo de residencia del agua moderado y rico en nutrientes como lo es el Río de la Plata (FREPLATA, 2005). La escala de observación temporal puede ayudar a comprender la dinámica de las floraciones de cianobacterias en orden de generar planes de mitigación

más precisos para sus efectos dañinos, considerando que la duración de su desarrollo masivo puede ser altamente variable y que la persistencia de las toxinas en el agua puede ascender a más de 30 días (Lahti *et al.*, 1997; Paerl, 2008).

Considerando la variabilidad ambiental típica de este sistema estuarial y las correlaciones significativas obtenidas con los vientos y las mareas, una escala de monitoreo horaria sería la más adecuada para las poblaciones de cianobacterias en la costa, cuando la densidad celular exceda el nivel I de alerta propuesto por la OMS (Chorus y Bartram, 1999). Esta recomendación es particularmente importante para las zonas de extracción de agua para potabilización, que son áreas más vulnerables a los daños provocados por las cianobacterias en la calidad del agua (Gianuzzi *et al.*, 2012).

La distribución de las cianobacterias es central para la evaluación del riesgo ambiental, el diseño de los programas de monitoreo debería ser específico para cada zona del Río de la Plata, optimizando la relación entre la información obtenida y el esfuerzo invertido en obtenerla. El conocimiento local de la historia de las floraciones, la ecología de cianobacterias, la hidrobiología y el estado del ambiente resultan relevantes para mejorar la capacidad de anticipar las floraciones. Por dichas razones involucrar expertos en limnología es de particular importancia al momento de planificar programas de monitoreo, como así también en la evaluación de los datos y en la readecuación de los protocolos de aquellos programas de monitoreo ya implementados (Chorus y Bartram, 1999).



5. 5 Síntesis de los resultados

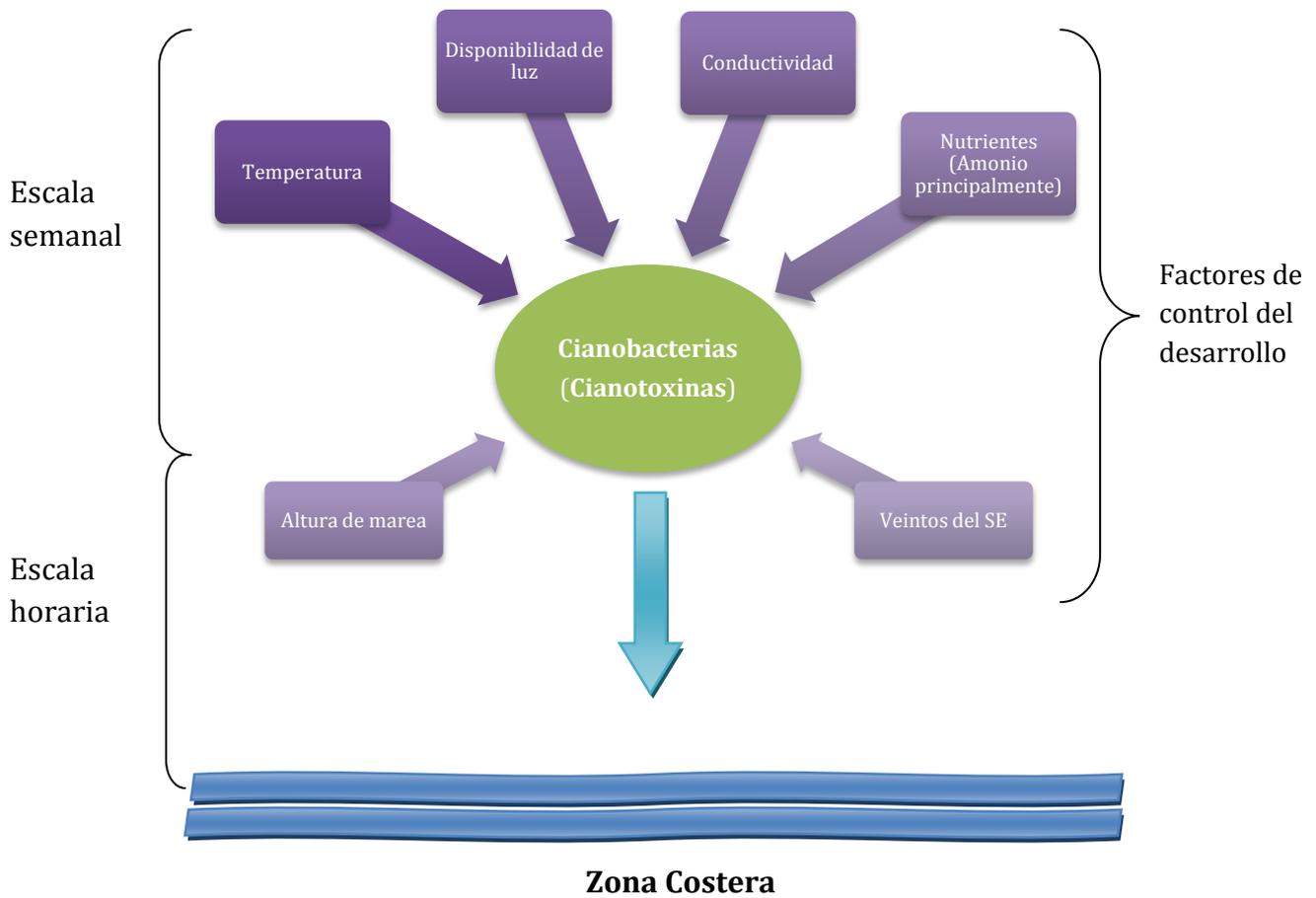


Figura 5.6 Síntesis final mostrando los resultados obtenidos en el capítulo 5. Se detallan los factores que controlaron el desarrollo de las cianobacterias en la zona costera y se señalan las escalas a las cuales fueron evidentes.



6. EFECTO DEL CROMO HEXAVALENTE
SOBRE LAS MICROALGAS Y BACTERIAS
DEL PLANCTON COSTERO: UNA
EXPERIENCIA *EX SITU*

6. 1. a. Introducción

El continuo aporte de los metales pesados a los ecosistemas acuáticos provenientes de la actividad humana constituye un riesgo potencial para los sistemas naturales, tanto por sus efectos en la productividad como por su acción tóxica directa en los organismos acuáticos. Desde la década de los 80 es reconocido que en aguas contaminadas con metales pesados se registran decrecimientos en la productividad algal y en la diversidad, así como cambios en la composición específica de las comunidades (Whitton, 1984; Crossey y La Point, 1988).

Entre los metales pesados que contaminan los cuerpos de agua se encuentra el cromo, cuyo origen proviene de la industria de la curtiembre, el acero, la preservación de la madera y los fertilizantes artificiales, entre otros (Bagchi *et al.*, 2002). El cromo es un metal reconocido como tóxico y no esencial para microorganismos y plantas (Ramírez-Díaz *et al.*, 2008). Existe en varios estados de oxidación (-2 a +6), sin embargo las formas más estables y comunes son la del cromo hexavalente (+6) y trivalente (+3) (Fukai, 1967). La acción tóxica del Cr⁺⁶ se debe a los iones cromato cargados negativamente que pueden atravesar las membranas celulares por medio de los canales de iones sulfato y luego someterse a reacciones de reducción inmediatas que conducen a la formación de diversos intermediarios reactivos (Cervantes y Silver, 1992; Cervantes *et al.*, 2001).

En ambientes poluídos, la respuesta de las comunidades microbianas a los metales pesados dependen de la concentración y disponibilidad de los mismos, y es dependiente de la acción de procesos complejos, controlados por múltiples factores como el tipo de metal, la naturaleza del medio y las especies presentes (De Rore *et al.*, 1994).

En la bibliografía se citan diversos efectos de este metal en especies de algas encontradas en el plancton como así también en distintas cepas bacterianas, un resumen de estos

efectos se puede encontrar en Wong y Trevors (1988). Entre los efectos citados se puede mencionar cambios en la densidad celular, en el tamaño de los organismos, en el tipo de reproducción, en la concentración de pigmentos, la reducción de la capacidad fotosintética y daños intracelulares (Wong y Chang, 1991; Kusk y Nyholm, 1992; Corradi *et al.*, 1995; Cervantes *et al.*, 2001; Rochetta *et al.*, 2003; Rochetta y Küpper, 2009; Licursi y Gómez, 2013).

Generalmente la mayoría de los estudios ecotoxicológicos con algas se refieren a respuestas de cultivos uniespecíficos; uno de los métodos más estandarizados es el de Greene *et al.* (1989). Sin embargo el efecto secundario o efectos indirectos de los contaminantes sobre los cambios en la estructura y dinámica de las comunidades algales, como resultado de los efectos tóxicos en los distintos organismos acuáticos han recibido menos atención (Clements, 1991; Loez *et al.*, 1995). Si bien los tests algales uniespecíficos proveen de información útil acerca de los efectos tóxicos a nivel celular o intracelular, son de aplicación ecológica limitada para detectar el efecto de contaminantes ambientales en las comunidades compuestas por múltiples especies con sensibilidades diferentes, y se pierde información del cambio estructural de las comunidades, que se puede dar incluso a concentraciones subletales del tóxico (Cairns, 1983; Margalef, 1983; Loez *et al.*, 1995).

Dentro de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, los ríos Luján, Riachuelo, canales Sarandí y Santo Domingo y el emisario de Berazategui, en conjunto, aportan más del 80% del total de la carga de contaminantes, incluidos los metales pesados derivados de la actividad industrial y urbana. En total, los aportes de cromo son 5 veces mayores que los correspondientes al plomo. Concentraciones de 80-100 $\mu\text{g L}^{-1}$ son comunes en las muestras de agua de sitios cercanos a dichas descargas (FREPLATA, 2005).

Considerando que las microalgas y las bacterias que integran la comunidad planctónica poseen la capacidad de reflejar cambios en la calidad del agua, en este estudio se propone

el empleo de la comunidad proveniente de un sitio con concentraciones de cromo inferiores a $2 \mu\text{g L}^{-1}$, valor guía establecido para la protección de la vida acuática (AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997). La concentración a la que fue expuesta la comunidad es similar a aquella medida en sitios fuertemente impactados de la costa.

6. 1. b. Objetivos

El objetivo planteado para el presente capítulo fue analizar las respuestas estructurales y funcionales del ensamble fitoplanctónico y del bacterioplancton de la Franja Costera Sur al ser expuestos a un estresor de carácter tóxico y origen antropogénico frecuente en la zona de estudio (Cromo hexavalente) en condiciones de laboratorio.

6. 2. Materiales y métodos

Para la realización del ensayo ex situ se extrajo agua de un sitio ubicado en la Franja Costera Sur (Balandra) que fue escogido en base a información bibliográfica por poseer niveles inferiores al límite sugerido para la protección de la vida acuática ($<2 \mu\text{g L}^{-1}$) (AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997). El agua para la experimentación fue transportada al laboratorio en bidones de plástico en oscuridad y refrigerados.

En laboratorio se dispusieron en 6 erlenmeyers de 500 ml con 400 ml de agua y la comunidad original de este sitio. Tres de ellos se mantuvieron sin el agregado de cromo (denominados Control) y a otros tres (denominados Tratamiento) se les agregó cromo hexavalente (a partir de una solución de dicromato de potasio [1mg Cr ml^{-1}]) a una concentración final de $80 \mu\text{g L}^{-1}$. Esta concentración corresponde a la reportada por FREPLATA (2005) en los sitios más poluídos de la costa del Río de la Plata.

La exposición al cromo se realizó durante 72 hs. El experimento fue llevado a cabo dentro de una incubadora de laboratorio (SEMEDIC I-500PF), bajo condiciones controladas de temperatura (24°C), y un fotoperíodo de 12 hs de luz/12 hs de oscuridad con una intensidad lumínica de 275 $\mu\text{mol fotón s}^{-1}\text{m}^{-2}$. Para asegurar una mezcla homogénea del metal en los erlenmeyers y una correcta disolución de gases, los frascos se colocaron sobre un shaker con movimiento rotatorio a 150 rot min^{-1} .

Variables medidas

Para este estudio se midieron las siguientes variables, de acuerdo a la metodología detallada en el Capítulo 2 (Materiales y Métodos):

Físicas y químicas:

- pH, OD, conductividad y turbidez del agua de origen.
- Nutrientes (PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^{2-} y NH_4^+) al comienzo y final de la experiencia, para asegurar que las diferencias en resultados no fueran producto de un agotamiento en las concentraciones de nutrientes.
- Cromo hexavalente antes y después del agregado de la solución de dicromato de potasio.

Biológicas:

- Clorofila *a*
- Densidad total de fitoplancton
- Composición específica y abundancia relativa
- Porcentaje de inhibición de crecimiento algal
- Conteo de bacterias vivas y muertas
- Producción potencial de oxígeno

Todas las variables biológicas fueron medidas al inicio y al final de las 72 hs de exposición. De los 400 mL se tomaron 5 mL para el conteo de fitoplancton, 1 mL para el conteo de bacterias y 300 mL para la determinación de la producción potencial de oxígeno. Luego de la determinación esos 300 mL se utilizaron para medir clorofila *a* y nutrientes.

Determinación de cromo hexavalente

La determinación de Cr⁺⁶ se realizó por en un fotómetro Macherey-Nagel PF12, y se utilizó un kit Visocolor® ECO que produce que los iones hexavalentes del cromo en medio ácido reaccionen con difenilcarbazida para formar un complejo rojo violáceo que se mide a 540 nm (Límite de detección 2 µg L⁻¹).

Conteo de bacterias vivas y muertas

El recuento de bacterias vivas y muertas se realizó utilizando un kit de viabilidad bacterial LIVE/DEAD® *BacLight*TM, que posee una tinción de ácidos nucleicos verde fluorescente (SYTO®9) que tiñe todas las bacterias de la población, tanto las que tienen membranas completas como aquellas que tienen la membrana dañada; y una segunda tinción denominada ioduro de propidio que fluoresce en rojo y solo puede penetrar en aquellas bacterias que poseen sus membranas dañadas causando una reducción en la fluorescencia del SYTO®9 cuando ambas tinciones están presentes, por lo cual las bacterias con membranas intactas fluorescen en verde (y se consideran “vivas”) mientras que aquellas con membranas dañadas fluorescen en rojo (y son consideradas “muertas”) (Fig. 6.1).

Para preparar la tinción stock se disolvieron partes iguales de cada tinción en 5 ml de agua milliQ esterilizada. Se combinaron partes iguales de la muestra conteniendo bacterias (0,5 ml) y de la tinción stock, alcanzando una concentración final de 6 μM de la tinción SYTO@9 y 30 μM de yoduro de propidio.

Cada muestra se incubó a temperatura ambiente en oscuridad durante 15 minutos, y luego de transcurrido ese tiempo se filtró por filtros Gamafil de policarbonato negro de 25 mm de diámetro, con poro de 0,2 μM . Los filtros se montaron entre portaobjetos y cubreobjetos con aceite de montaje *BacLight*, y se observaron en microscopio directo (Olympus BX50) a 1000x equipado con epifluorescencia y un filtro Olympus U-MWB2 (filtro de excitación BP 460-490; filtro de emisión BA 520IF; filtro dicromático DM 500) (Boulos *et al.*, 1999). El recuento se realizó a partir de fotografías tomadas en 20 campos por filtro, obtenidos al azar mediante el uso de una tabla con coordenadas numeradas y un generador de números aleatorios. Se utilizó una cámara con refrigeración Olympus Q-Color 5 (Romaní y Sabater, 2001).

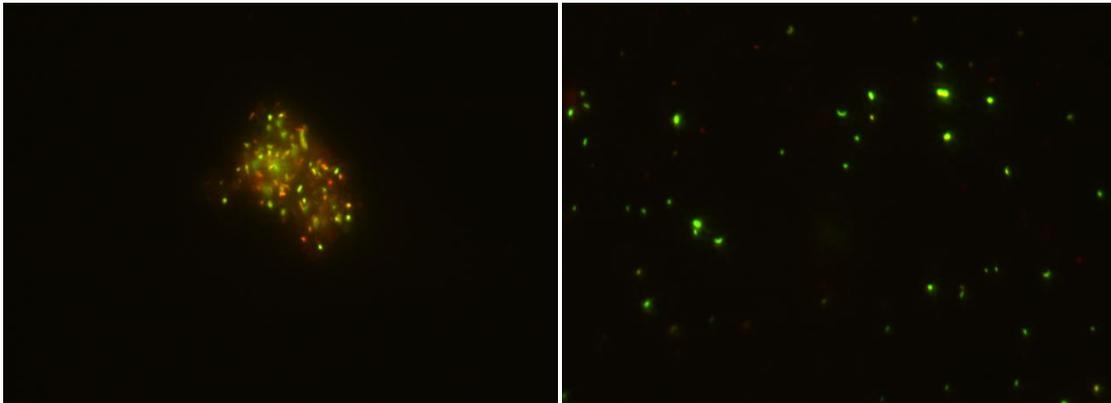


Figura 6.1. Observación de bacterias teñidas con LIVE/DEAD® *BacLight*TM en microscopio con epifluorescencia y filtro Olympus U-MWB2 (filtro de excitación BP 460-490; filtro de emisión BA 520IF; filtro dicromático DM 500). En verde las bacterias viables y en rojo las bacterias no viables

Producción potencial de oxígeno (PPO)

Para la determinación de la producción potencial de oxígeno se siguió la propuesta de Knopp (1960). Para ello se incubaron muestras de 300 mL en botellas de DBO con el agua proveniente de las distintas réplicas utilizadas para el bioensayo (3 control, 3 tratamiento), selladas y sin burbujas de aire, durante 8 hs dentro de una incubadora a 24°C.

En primer lugar se expusieron a luz blanca continua (400 μE) durante 4 horas, y luego de medir el oxígeno se colocaron en oscuridad durante las siguientes 4 horas.

El oxígeno se midió con un sensor YSI-52 al comienzo y al final de la incubación con luz y de la incubación en oscuridad (Figura 6.2). La PPO se calculó como la diferencia entre el oxígeno final y el inicial medidos en los frascos expuestos a luz, y la respiración (o consumo) como la diferencia entre oxígeno final e inicial en los frascos luego del período de oscuridad.



Figura 6.2. Medición de oxígeno con sensor YSI-52 en botellas de DBO.

Análisis estadístico

Para evaluar los posibles efectos del cromo sobre las distintas variables y los descriptores analizados se utilizaron análisis de la varianza (ANOVA) entre controles y tratamientos.

Como medida del efecto biológico se utilizó η^2 parcial, este estadístico se define como la proporción de varianza explicada por el efecto (efecto de A, efecto de B o efecto de interacción AB) más la del error que se puede atribuir a dicho efecto o fuente de varianza.

Se utilizaron los valores guía establecidos por Cohen (1988) para discriminar entre efectos fuertes ($\eta^2 > 0,8$), efectos moderados ($0,8 < \eta^2 < 0,25$) y efectos pequeños ($\eta^2 < 0,25$).

Para analizar las diferencias en la composición, tanto entre inicial y final como entre control y tratamiento, se utilizó un análisis de similitud entre comunidades (ANOSIM) seguido de un análisis de desglose de porcentajes de similitud (SIMPER), que evalúa la contribución de cada variable particular (en este caso especies) a la disimilitud entre dos grupos, a partir de una matriz de Bray-Curtis (Clarke, 1993; Clarke y Gorley, 2001).

Porcentaje de inhibición de crecimiento algal

Con el fin de evaluar el porcentaje de inhibición del crecimiento algal (%I) con respecto a los controles se utilizó la ecuación propuesta por US EPA (1989). El cálculo se realizó a partir de los valores de densidad celular

$$\% I = \frac{C - T}{C} \times 100$$

Donde:

C: densidad celular en los controles

T: densidad celular en los tratamientos



6. 3. Resultados

6. 3. a. Condiciones iniciales

El agua utilizada para el bioensayo tuvo un pH de 8,7, una concentración de oxígeno disuelto de 9,8 mg L⁻¹, una conductividad de 337 μS cm⁻¹ y una turbidez 119 UNT. La concentración de cromo hexavalente en el agua de origen fue <0,002 mg L⁻¹.

En lo que respecta a los nutrientes, la concentración de fosfato fue de 0,204 mg L⁻¹. En el caso de las fracciones del nitrógeno, las concentraciones iniciales fueron de 4,416 mg L⁻¹ para el nitrato, 0,005 mg L⁻¹ para el nitrito y 0,026 mg L⁻¹ en el caso del amonio.

El fitoplancton empleado para la experiencia tuvo una densidad inicial total de 22.862 cél mL⁻¹. El grupo más representado fue el de las cianobacterias (67,2%), seguido por las clorofitas (20,5%), las diatomeas (12,1%), y las euglenofitas y dinoflagelados, ambos con una abundancia relativa de 0,1%. La biomasa fue de 67,2 μg L⁻¹ de clorofila *a*, y la concentración de feofitina fue de 25 μg L⁻¹.

La densidad de bacterias inicial fue de 21.000 cél mL⁻¹, de las cuales el 80% perteneció a la fracción de bacterias viables.

6. 3. b. Condiciones finales

Al finalizar la experiencia, las concentraciones de fosfato en los controles fueron de 0,242 ± 0,04 mg L⁻¹ y en los tratamientos de 0,316 ± 0,01 mg L⁻¹. Con respecto a las distintas formas de nitrógeno inorgánico, las concentraciones medias de nitrato fueron de 2,19 ± 1,2 mg L⁻¹ en los controles y de 3,459 ± 0,47 mg L⁻¹ en los tratamientos; el nitrito alcanzó

valores de $0,013 \pm 0,002 \text{ mg L}^{-1}$ en los controles y $0,009 \pm 0,001 \text{ mg L}^{-1}$ en los tratamientos, mientras que en el caso del amonio fueron de $0,029 \pm 0,014 \text{ mg L}^{-1}$ en los controles y $0,016 \pm 0,001 \text{ mg L}^{-1}$ en los tratamientos.

Dentro de variables del fitoplancton significativamente afectadas por la adición de cromo se encontraron las concentraciones de clorofila *a*, la producción de oxígeno y el consumo de oxígeno, así como cambios en la proporción de grandes grupos taxonómicos. La medida del efecto biológico en todas las variables indicó que los tratamientos ejercieron un efecto fuerte sobre estos descriptores fitoplanctónicos ($\eta^2 > 0,8$).

La clorofila *a* en los controles alcanzó un valor de $321,7 \pm 32,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ y en los tratamientos de $119,1 \pm 8,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Las diferencias entre ambos fueron significativas, y el efecto biológico fue grande (Tabla 6.1). La relación entre la clorofila *a* y la feofitina medidas fue significativamente diferente, siendo cercana a 3 en los controles y cercana a 2 en los tratamientos.

La producción potencial de oxígeno fue de $1,1 \pm 0,3 \text{ mg L}^{-1}\text{h}^{-1}$ en los controles y de $0,7 \pm 0,3 \text{ mg L}^{-1}\text{h}^{-1}$ en los tratamientos. En lo que refiere al consumo de oxígeno, en los controles fue de $0,33 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}\text{h}^{-1}$ mientras que en los tratamientos fue de $0,30 \pm 0,02 \text{ mg L}^{-1}\text{h}^{-1}$.

Los cambios en la estructura del fitoplancton en los tratamientos se manifestaron a través de una disminución en la densidad total, en la densidad de cianobacterias, de diatomeas y de clorofitas (Tabla 6.1). La densidad total de fitoplancton en los controles fue de $111.959 \text{ cel mL}^{-1}$ y en los tratamientos de $95.485 \text{ cel mL}^{-1}$.

En lo que respecta a grandes grupos, en los controles la abundancia relativa promedio de cianobacterias fue de 79,5%, la de clorofitas 14% y la de diatomeas 5,6%. En los tratamientos, si bien la densidad en cel mL^{-1} fue menor en todos los grupos, las cianobacterias tuvieron una abundancia relativa de 81,8%, la de clorofitas fue de 12,6% y un 5,5% correspondió a la abundancia relativa de diatomeas.

La comunidad bacteriana también estuvo significativamente afectada, disminuyendo su densidad total y la densidad de las bacterias vivas en los tratamientos, y aumentando la densidad de las bacterias muertas (Tabla 6.1).

Las variables biológicas medidas en los controles y tratamientos al final de la experiencia son expuestas en la Figura 6.3.

Tabla 6.1. Resultados de los ANOVA realizados con las distintas variables analizadas entre control y tratamiento de la experiencia de adición de Cr⁺⁶. N/A: el valor de η^2 no aplica por no ser significativa la diferencia entre control y tratamiento.

Variable	P	η^2
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,001	0,994
Relación Clo:feo	0,001	0,986
Densidad total fitoplancton (cel mL ⁻¹)	0,001	0,981
Cianobacterias (cel mL ⁻¹)	0,001	0,968
Clorofitas (cel mL ⁻¹)	0,001	0,987
Diatomeas (cel mL ⁻¹)	0,001	0,981
Euglenofitas (cel mL ⁻¹)	0,178	N/A
Dinoflagelados (cel mL ⁻¹)	0,198	N/A
Bacterias (cel mL ⁻¹)	0,002	0,960
Bacterias viables (cel mL ⁻¹)	0,025	0,843
Bacterias inviables (cel mL ⁻¹)	0,02	0,960
Producción potencial de oxígeno (mg L ⁻¹ h ⁻¹)	0,001	0,998
Respiración (mg L ⁻¹ h ⁻¹)	0,001	0,997

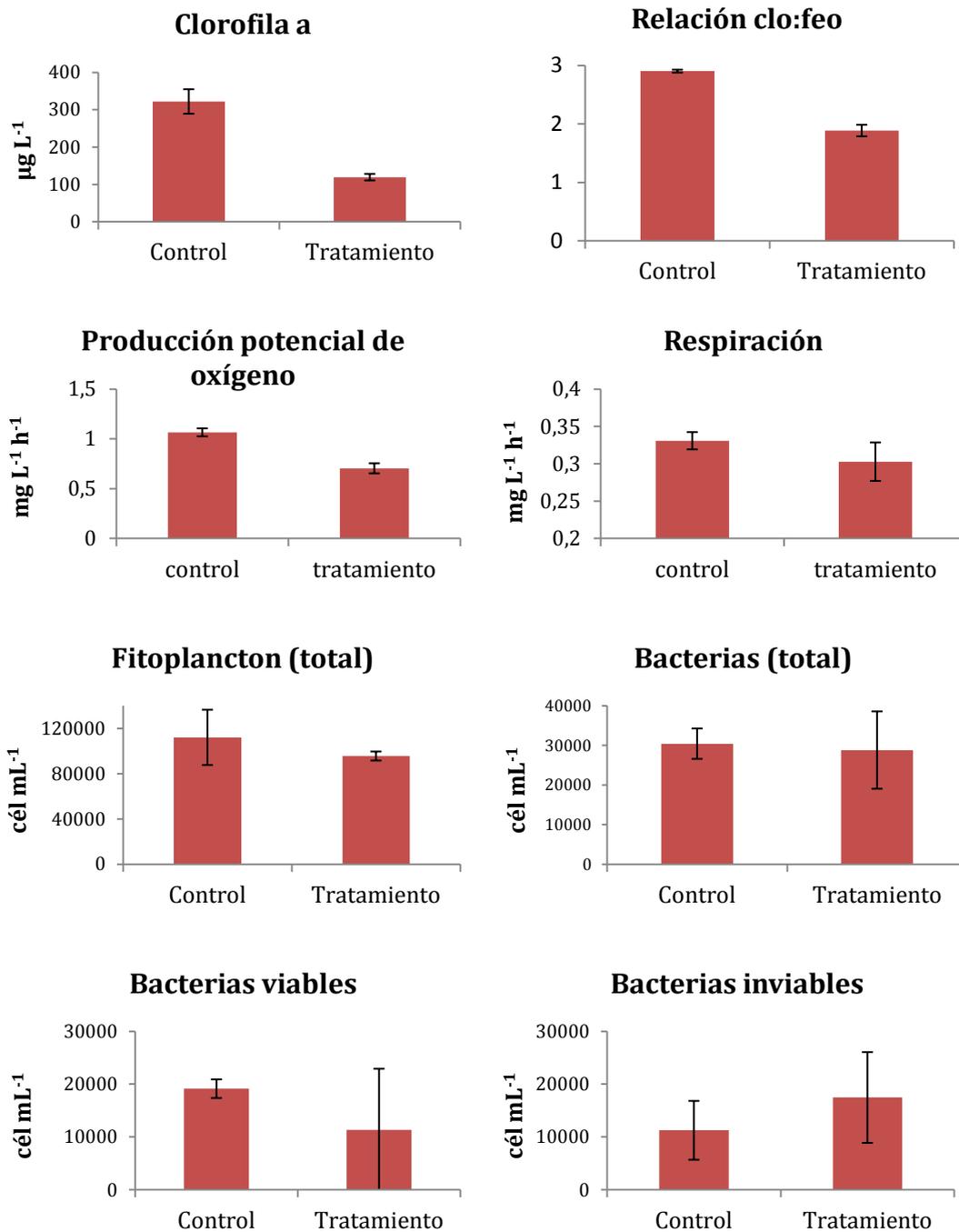


Figura 6.3. Variables biológicas medidas en los controles y tratamientos al final de las 72 hs. de la experiencia de adición de Cr^{+6} .

En lo que respecta a la composición específica del fitoplancton (Anexo 4), la diferencia en los ensambles entre grupos control y tratamiento al final de la experiencia no fue

significativa ($p= 0,8$), como tampoco lo fue la diferencia intra-grupo (ANOSIM= R global de -0,148).

Se realizó un SIMPER (Anexo 5) que mostró que la disimilitud entre control y tratamiento fue del 24% y estuvo expresada principalmente por las 13 especies listadas en la tabla 6.2.

Especies como *Aphanocapsa delicatissima*, *Merismopedia punctata*, *M. tenuissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Diplochloris decusata*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella atomus* y *C. meneghiniana* (indicadas en rojo en la Tabla 6.2) fueron afectadas negativamente por la exposición al cromo, que se evidencia en su disminución en la abundancia relativa, mientras que especies como *Anabaenopsis circularis*, *Aphanocapsa incerta*, *Merismopedia convoluta* y *Planktothrix agardhii* (indicadas en verde en la Tabla 6.2) expresaron un aumento en sus abundancias relativas en los tratamientos. La diferencia de abundancias relativas, entre control y tratamiento, de cada especie fue significativa en la mayoría de los casos, a excepción de *Aphanocapsa incerta*, *Merismopedia convoluta*, *M. punctata*, *Microcystis aeruginosa* y *Diplochloris decusata* (Tabla 6.2).

Tabla 6.2. Abundancia relativa promedio de las especies que más contribuyeron a la diferencia entre control y tratamiento, porcentaje de inhibición del crecimiento en los tratamientos y resultado de los ANOVA entre las abundancias relativas de cada especie. En rojo se señalan los porcentajes de inhibición de crecimiento, mientras que el color verde indica porcentajes de estimulación del crecimiento en especies que no se vieron afectadas negativamente por el Cr⁺⁶.

Especies	Control (promedio)	Tratamiento (promedio)	% de Inhibición de crecimiento	P
<i>Anabaenopsis circularis</i>	1,6	4,9	183,2	0,01
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14,3	9,1	-50,4	0,03
<i>Aphanocapsa incerta</i>	3,8	7,6	61,7	0,12
<i>Merismopedia convoluta</i>	9,5	15,1	50	0,09
<i>Merismopedia punctata</i>	2,2	1,2	-58,3	0,16
<i>Merismopedia tenuissima</i>	39	25,3	-43,9	0,001
<i>Microcystis aeruginosa</i>	3,8	3,4	-31,9	0,25
<i>Planktothrix agardhii</i>	1,9	9,6	323,5	0,03
<i>Diplochlois decussata</i>	2,4	1,5	-39,9	0,06
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2,1	2,1	-14,4	0,002
<i>Actinocyclus normanii</i>	2,9	2,7	-14,6	0,01
<i>Cyclotella atomus</i>	1,7	1,1	-43	0,001
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1,5	1,3	-25,9	0,01

6. 4. Discusión

Los resultados obtenidos en esta experiencia indican que luego de una adición de $80 \mu\text{g L}^{-1}$ de Cr^{+6} , las diferencias entre control y tratamiento fueron significativas en casos de descriptores estructurales y funcionales. Dentro de los estructurales se diferenciaron la clorofila *a*, la densidad total de fitoplancton, y la abundancia de los distintos grupos taxonómicos como las cianobacterias, las clorofitas y las diatomeas. En lo referente a los descriptores funcionales, la producción potencial de oxígeno y la respiración también presentaron diferencias significativas entre control y tratamiento, luego de las 72 hs de exposición al Cr^{+6} .

Asimismo se observaron cambios significativos en la densidad bacteriana y en la proporción de bacterias viables/inviabiles. Esto puede deberse a que a nivel extracelular el cromo hexavalente es altamente tóxico, y penetra rápidamente al citoplasma, donde puede ejercer efectos nocivos (Wong y Trevors, 1988; Katz y Salem, 1993). Una vez en el citoplasma la toxicidad del cromo está relacionada a los procesos de reducción de Cr^{+6} a estados de oxidación más bajos (Cr^{+3} y Cr^{+5}) en los cuales puede formar radicales libres (Shi y Dalal, 1990; Kadiiska *et al.*, 1994). El daño oxidativo al ADN es el posible responsable de los efectos genotóxicos (Kawanishi *et al.*, 1986; Aiyar *et al.*, 1991), ya que dentro de la célula el Cr^{+3} puede generar efectos tóxicos por su capacidad para unirse a los fosfatos en el ADN (Kortenkamp *et al.*, 1991; Bridgewater *et al.*, 1994; Plaper *et al.*, 2002). En esta experiencia el aumento de la proporción de bacterias inviables dentro de las 72 hs podría ser un indicativo de estos mecanismos mencionados.

Los efectos del cromo sobre la clorofila *a* y la feofitina, son variados. En la especie *Chlamydomonas reinhardtii* (Chlorophyceae), se observó que 3 mg L^{-1} de Cr^{+6} fueron críticos para la viabilidad del alga, causando una completa feofitinización del contenido de

clorofila (Rodríguez *et al.*, 2007), mientras que a concentraciones del metal muy bajas (0,6 mg L⁻¹) la especie *Euglena gracilis* ya demostró una reducción en la liberación de oxígeno fotosintético (Rochetta y Küpper, 2009).

El cromo inhibe la fotosíntesis en especies de *Chlorella* sp. (Wong y Trevors, 1988) y *Scenedesmus* sp. (Corradi *et al.*, 1995), y se ha reportado que afecta el crecimiento algal en general. Por ejemplo, en concentraciones de 50-100 µg L⁻¹ de cromo, Petria (1978) reportó una inhibición en la fotosíntesis, mientras que con 10 mg L⁻¹ se inhibió directamente el crecimiento algal de especies de *Chlorella*. En contraste, un estudio de Schroll (1978) reportó que los efectos del cromo en el crecimiento de *Chlorella pyrenoidosa* eran más evidentes que en la fotosíntesis.

En el presente estudio, 80 µg L⁻¹ de Cr⁺⁶ causaron una disminución en la proporción clorofila *a*:feofitina (de 3:1 en los controles a 2:1 en los tratamientos), sugiriendo que el tóxico afecta directamente a la fotosíntesis global de la comunidad. Este resultado también se evidencia por la disminución en la producción de oxígeno medida en los tratamientos (1,1 mg O₂ L⁻¹ h⁻¹ en los controles y 0,7 mg O₂ L⁻¹ h⁻¹ en los tratamientos).

La presencia de grandes cantidades de iones cromato en el ambiente tiene una acción inhibitoria en la mayoría de los microorganismos (Zibilske y Wagner, 1982; Ajmal *et al.*, 1984) pero por otro lado puede promover la selección de variantes resistentes (Summers *et al.*, 1978; Luli *et al.*, 1983; Wong y Trevors, 1988), causando efectos no sólo a nivel fisiológico sino también de la comunidad, alterando la biodiversidad planctónica. Por ejemplo, Patrick (1978) encontró que una adición de 0,4 mg L⁻¹ causaba un cambio en la dominancia de la comunidad, de diatomeas a algas verdes y verde-azuladas. En estudios realizados en lagunas con concentraciones de cromo de 1 a 40 mg L⁻¹ sólo se observó crecimiento de especies del género *Oscillatoria*, mientras que otras especies algales (*Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp., *Microcystis* sp.) estaban ausentes en los tratamientos con

cromo (Filip *et al.*, 1979). Y particularmente en ambientes estuariales, la adición de 98 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Cr^{+6} redujo fuertemente el crecimiento de *Surirella ovata*, *Cyclotella* sp. y *Detonula confervacea* (Frey *et al.*, 1983).

Sin embargo, también se cuenta con información bibliográfica acerca de especies que no ven afectadas por el cromo. Por ejemplo, especies de los géneros *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Scenedesmus* y *Pandorina* (Sudhakar *et al.*, 1991) expuestos a valores de entre 200 y 800 $\mu\text{g L}^{-1}$ de cromo, causados por una descarga de una fábrica de papel, han demostrado tolerancia a estos niveles del metal, e incluso se observó un crecimiento de su población. *Chlorella reinhardtii* fue muy tolerante a las concentraciones elevadas de Cr^{+6} , llegando a tolerar hasta 1,5 mg L^{-1} en 48 hs de exposición. En el caso de *Chlorella vulgaris* su crecimiento no se vio afectado por concentraciones de 45 a 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Cr^{+3} o Cr^{+6} (Travieso *et al.*, 1999). Todos estos resultados son producto de ensayos realizados con monocultivos; sin embargo en este trabajo, donde se expuso la comunidad completa también se pudieron identificar especies que se vieron afectadas en su abundancia en el tratamiento con cromo, tales como *Aphanocapsa delicatissima*, *Merismopedia punctata*, *M. tenuissima* y *Microcystis aeruginosa* (cianobacterias), *Diplochlois decusata* y *Dictyosphaerium pulchellum* (clorofitas) y *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella atomus* y *C. meneghiniana* (diatomeas).

También hubo especies que aumentaron su abundancia relativa, no siendo afectadas negativamente por el Cr^{+6} , como *Anabaenopsis circularis*, *Aphanocapsa incerta*, *Merismopedia convoluta* y *Planktothrix agardhii*, todas pertenecientes al grupo de las cianobacterias. Esto difiere en lo observado en un estudio sobre biofilms episámicos de la costa del Río de la Plata, donde tras 96 hs de exposición a Cr^{+6} aumentó la proporción de diatomeas (principalmente *Nitzschia palea*) y de clorofitas, disminuyendo la densidad de cianobacterias (Licursi y Gómez, 2013). También en ese estudio, los autores no observaron efectos significativos sobre la biomasa algal, mientras que en el presente

estudio la misma concentración del metal causó una disminución de la clorofila *a*, y cambios en la composición del fitoplancton, con diferencias significativas en cuatro especies de cianobacterias.

Las limitaciones de los ensayos de laboratorio son conocidas, particularmente con respecto a su realismo y replicabilidad en campo (Guasch y Serra, 2009). Aunque en bioensayos como el expuesto aquí, donde la concentración de los tóxicos utilizados es comparable a la de los sitios más contaminados del área de estudio, y en los cuales se utilizó la totalidad de la comunidad nativa, ayudan a comprender mejor los efectos de las descargas puntuales de contaminantes sobre el plancton. También se probó en este capítulo que el fitoplancton proveniente de un sitio que aguas arriba recibe el impacto de una ciudad grande como Buenos Aires es capaz de reflejar significativamente los cambios en la calidad del agua (en este caso relacionados al impacto con Cr⁺⁶). De esta manera, los resultados permiten una mejor comparación entre los efectos medidos en el laboratorio y los fenómenos que ocurren en campo (Markert *et al.*, 2003).



6. 5. Síntesis de los resultados

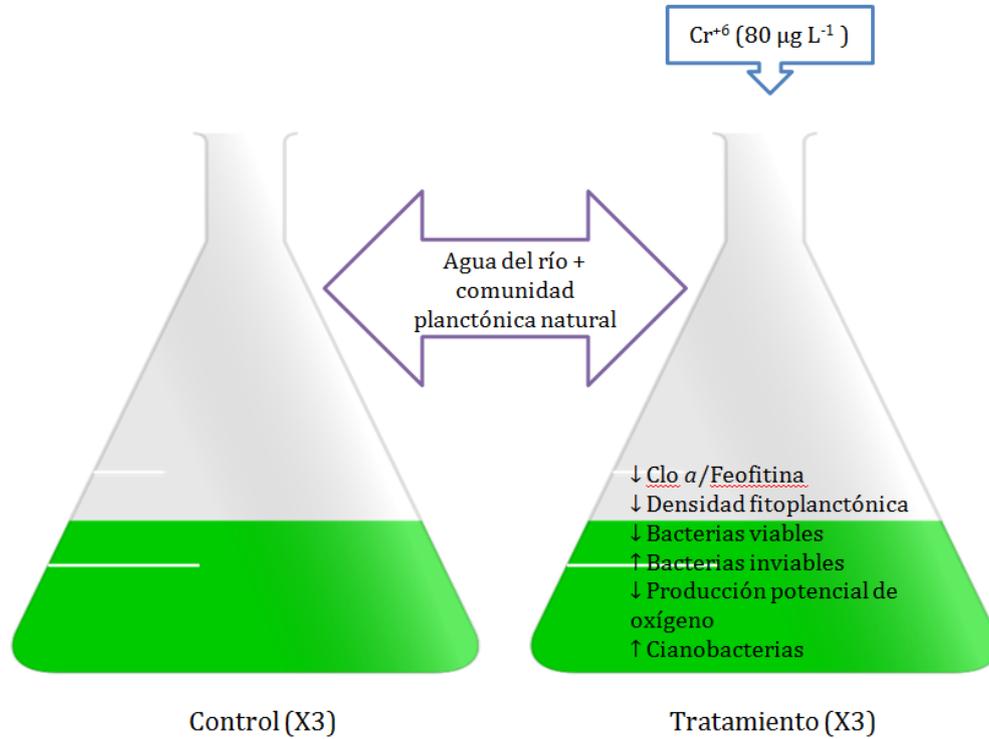


Figura 6.4 Síntesis final mostrando los resultados obtenidos en el capítulo 6. Se muestran el control y el tratamiento realizados en el bioensayo de adición de Cr⁺⁶. Se detallan los resultados significativos obtenidos en el tratamiento luego de las 72 hs de exposición.



7. CONSIDERACIONES FINALES

El presente trabajo de tesis doctoral tuvo como objetivo principal explorar respuestas estructurales y funcionales del fitoplancton costero del sector de agua dulce del estuario del Río de la Plata (Franja Costera Sur) en relación a cambios en la calidad del agua con la finalidad de contribuir a la evaluación de la misma y de la integridad biótica de la costa.

Dentro de este objetivo general se establecieron objetivos particulares que fueron desarrollados en los diferentes capítulos de la tesis. A continuación se presentan las principales conclusiones alcanzadas en base a dichos objetivos:

- **Analizar la composición específica y las características del ensamble del fitoplancton costero e identificar especies capaces de detectar los cambios en la calidad del agua relacionados al aumento en la concentración de nutrientes y materia orgánica. Determinar el óptimo y los rangos de tolerancia de las especies identificadas como tolerantes a distintas variables físicas y químicas.**

Los resultados alcanzados en relación a este objetivo revelaron que el área de estudio presentó dos gradientes ambientales, uno de origen predominantemente antropogénico definido por las concentraciones de DBO_5 , NID, PO_4^{3-} y oxígeno disuelto, y un segundo gradiente que respondió a la variabilidad natural del estuario, dado por la turbidez y la conductividad.

Las distintas calidades de agua que presenta la Franja Costera Sur, clasificadas según su concentración de nitrógeno inorgánico disuelto, de fosfatos, de oxígeno disuelto y la demanda biológica de oxígeno, demostraron que los sitios más afectados fueron Sarandí (Sar), Santo Domingo (SD), Bernal (Ber), Bagliardi (Bag) y desembocadura del Riachuelo (R); mientras que los sitios que presentaron mejor calidad del agua fueron Magdalena (Mag), Punta Indio (PI), Pearson (P) y Punta Piedras (PP). A su vez, la calidad del agua

mejoró a medida que aumentaba la distancia a la costa, no habiendo ningún sitio que presentara mala calidad del agua a los 3.000 m.

En lo que respecta a la composición de la comunidad fitoplanctónica, se reconoció que el aumento en la abundancia relativa de un grupo (conformado por 24 especies tolerantes) en más de un 30% constituye una herramienta de biomonitoreo del deterioro en la calidad del agua. Las especies que integraron este grupo indicador pertenecieron mayormente al grupo de las clorofitas chlorococcales, euglenofitas y cianobacterias, mayormente estrategias C (Competidores), de pequeño tamaño ($<20\mu\text{m}$) y formas de vida cenobiales.

Estas especies fueron comunes en el fitoplancton de toda el área de estudio y en diferentes condiciones climáticas, lo que las convierte en una adecuada herramienta de monitoreo, ya que, conociendo la proporción de unas pocas especies, es posible contribuir a la caracterización de la calidad del agua. Esta herramienta es complementaria a otros indicadores comúnmente utilizados como la clorofila *a* o la densidad total de fitoplancton.

Por otra parte, los óptimos y rangos de tolerancias de las 24 especies tolerantes que conformaron el grupo bioindicador permitieron ampliar el conocimiento sobre la autoecología de las mismas y así poder realizar un diagnóstico más completo de la calidad del agua en el área de estudio.

- **Analizar las respuestas del fitoplancton de la Franja Costera Sur (densidad, biomasa, composición del ensamble, ocurrencia de especies tóxicas) en relación a las condiciones ambientales (variables físicas, químicas, hidrológicas y meteorológicas) medidas bajo distintos escenarios causados por el fenómeno ENSO.**

En este capítulo se observaron los efectos en la Franja Costera Sur de un fenómeno climático natural que opera a escala interanual sobre la cuenca del Plata. Pudiéndose

apreciar cambios hidrológicos tales como el aumento significativo en el caudal de su principal tributario (Paraná de las Palmas) durante los ciclos El Niño, y una disminución significativa de las precipitaciones en el área durante los ciclos La Niña.

Estas diferencias involucraron cambios a nivel físico y químico del agua que afectaron a la comunidad planctónica. En este sentido se observó que la turbidez fue mayor en las muestras pertenecientes a ciclos La Niña, y se vio favorecido el desarrollo del grupo de las clorofitas chlorococcales. Este tipo morfológico se relaciona funcionalmente a una condición más estable de la columna de agua. En tanto el efecto de lavado que se generó durante los períodos El Niño, debido al elevado caudal y al bajo tiempo de residencia del agua, promovió la dilución del fitoplancton, reduciéndose la densidad, la diversidad, y la clorofila *a*, y se vio favorecido el grupo de las diatomeas filamentosas, mejor adaptadas a una mayor turbulencia.

Estas características en los rasgos morfológicos que se observaron en cada ciclo también aplicaron a las cianobacterias potencialmente tóxicas, siendo los elementos más frecuentes durante La Niña las formas coloniales mucilaginosas, como *Microcystis aeruginosa*, y durante El Niño las formas filamentosas como *Planktothrix agardhii*.

Si bien se observaron diferencias en la proporción de los distintos grupos fitoplanctónicos según el ciclo climático analizado, los ensambles presentaron una gran variación intra-ciclo, no permitiendo una diferenciación significativa del ensamble de especies entre períodos, posiblemente como resultado de la variabilidad natural del estuario y el impacto antropogénico al cual el área está expuesta.

- **Estudiar la taxocenosis de cianobacterias a distintas escalas temporales, para conocer su dinámica y las principales variables forzantes que modulan e influyen su presencia en la costa.**

Los resultados obtenidos revelaron que las principales variables forzantes que se encontraron asociadas a la presencia de cianobacterias en la costa fueron la temperatura, el pH, la penetración de luz (PAR y turbidez), la conductividad, la concentración de NO_3^- y de NH_4^+ . Sumados a estos factores la altura de marea y los vientos provenientes de la dirección sudeste también actuaron como moduladoras, alterando la distribución temporal y el desarrollo del ensamble de cianobacterias sobre la costa, lo que dio como resultado que las mayores concentraciones de las mismas ocurrieran en condiciones de marea alta y con vientos predominantes del sector Sudeste.

En lo que respecta a la concentración de toxinas en el agua, los mayores valores encontrados fueron de $1,4 \mu\text{gL}^{-1}$ de microcistina LR, valor que está por encima de lo recomendado por la Organización Mundial de la Salud (Chorus y Bartram, 1999) para agua de consumo, y se correlacionaron positivamente con la densidad celular de *Microcystis aeruginosa*.

Los resultados alcanzados dan evidencias de que ciertos factores como la temperatura, la conductividad, los nutrientes disueltos (en especial amonio y fosfato) y la penetración de la luz promueven el desarrollo de las cianobacterias en el área de estudio. Sin embargo, a escalas mas cortas de tiempo también pudo observarse la importancia de la altura de marea y la intensidad y dirección de los vientos en la incidencia de las cianobacterias sobre la costa, ya que en los casos de muestreo en que la marea estuvo alta y el viento fue de dirección Sudeste la concentración de células fue mayor.

Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de ajustar las escalas de muestreo cuando las condiciones son propicias para el desarrollo de estos organismos atendiendo a las particularidades de cada sitio y al uso que se le dé al recurso.

Considerando que el tiempo de residencia del agua en el estuario es moderado y que las concentraciones de nutrientes son propicias para el desarrollo de cianobacterias, una escala de monitoreo corta en momentos de floraciones algales es la indicada para zonas de extracción de agua para potabilización y de actividades recreativas, como la del caso analizado en este capítulo.

- **Analizar las respuestas del ensamble fitoplanctónico y del bacterioplancton de la Franja Costera Sur al ser expuestos a un estresor de carácter tóxico y origen antropogénico frecuente en la zona de estudio (Cr^{+6}) en condiciones de laboratorio.**

El bioensayo planteado incluyó una exposición de 72 hs del plancton nativo de un sitio con concentraciones de Cr^{+6} por debajo del nivel sugerido para la protección de la vida acuática (AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997), a una concentración de Cr^{+6} como la encontrada en sitios muy contaminados del área de estudio ($80 \mu\text{gL}^{-1}$).

El fitoplancton reveló diferencias significativas en los parámetros funcionales medidos y la relación clorofila *a*:feofitina, siendo esta última más baja en los tratamientos, evidenciando un cambio fisiológico que también se tradujo en una menor producción potencial de oxígeno. También se pudieron apreciar cambios estructurales como la disminución en la concentración de clorofila *a* y en la abundancia total del fitoplancton, y cambios en las proporciones de grandes grupos taxonómicos (viéndose favorecidas las cianobacterias).

En lo referente a la composición fitoplanctónica, el Cr^{+6} tuvo efectos perjudiciales sobre varias especies, disminuyendo su densidad, en tanto que otras se vieron favorecidas por las condiciones aumentando su abundancia, todas ellas pertenecientes al grupo de las cianobacterias.

También se analizaron las respuestas del bacterioplancton, que al finalizar las 72 hs de exposición al Cr⁺⁶ mostró una disminución en la densidad total de bacterias, como también una disminución en la relación de bacterias viables/bacterias inviables, evidenciando los efectos adversos del metal sobre estos organismos.

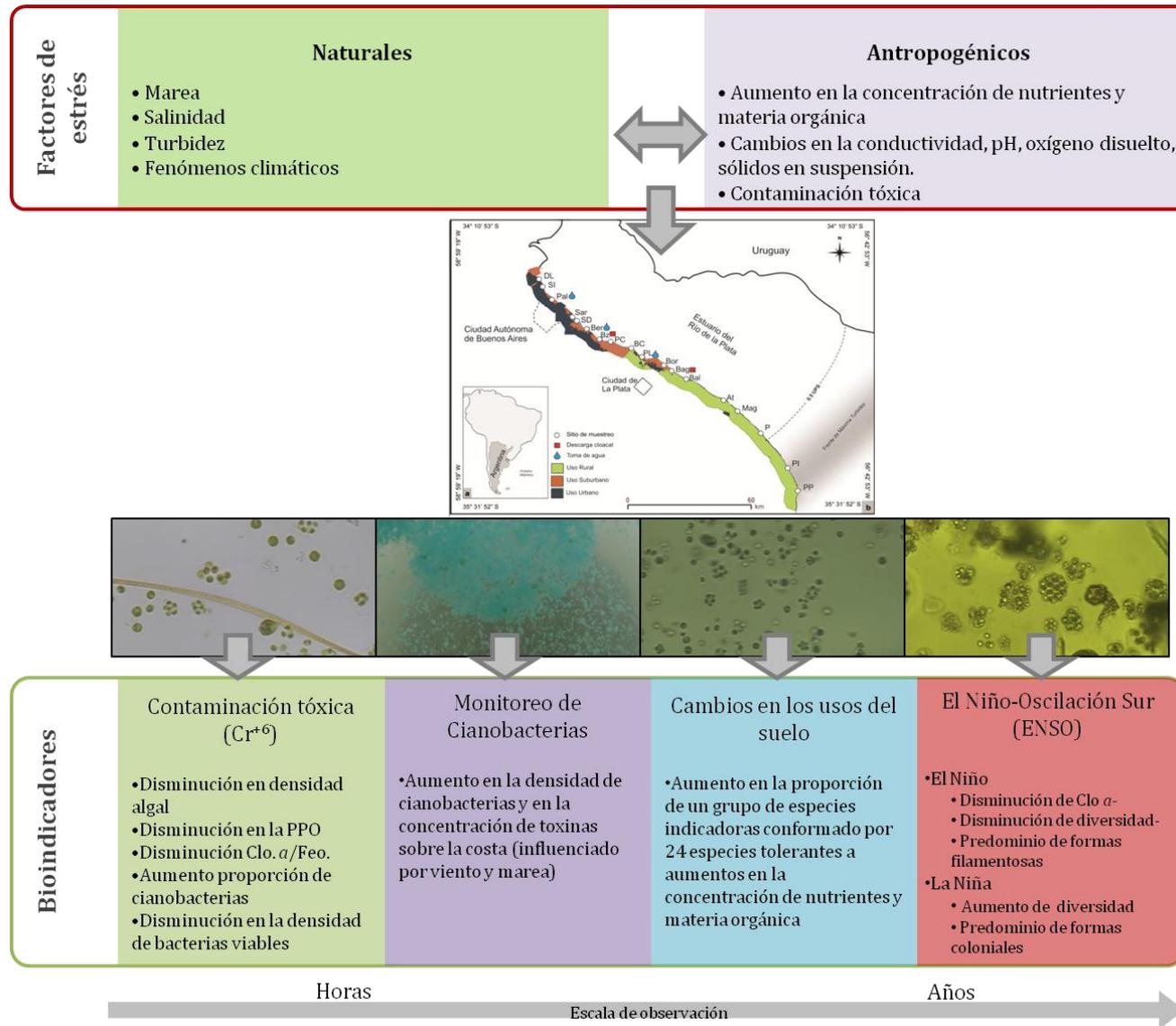
En este capítulo se probó que las comunidades nativas de sitios poco impactados, presentaron diferencias significativas en varios de sus descriptores cuando se las expuso a 80 µgL⁻¹ de Cr⁺⁶, demostrando que la comunidad sigue siendo un indicador sensible para realizar experiencias con estos contaminantes.

- **Síntesis final**

En base a los resultados obtenidos en esta tesis, se puede concluir que el fitoplancton costero de la zona de agua dulce de la Franja Costera Sur, si bien se encuentra conformado mayormente por especies que se definirían como tolerantes (por la naturaleza del ambiente), responde de forma significativa a los cambios impuestos, ya sean de origen antropogénico o natural. Estos cambios, que actúan a nivel climático, geomorfológico e hidrológico, pueden tener repercusiones a nivel ecológico (afectando la trama trófica) y repercusiones a nivel socio-cultural, principalmente en los usos vinculados a la extracción para consumo de agua potable y al uso recreativo.

Tanto las presiones externas (naturales y antropogénicas) como las respuestas observadas en el fitoplancton, se manifestaron a distintas escalas temporales y espaciales que fueron detalladas en los capítulos de esta tesis, enfatizando la importancia de conocer la dinámica natural de la zona de estudio al momento de diseñar planes de biomonitoreo del recurso.

Los resultados presentados ponen en relevancia la vulnerabilidad del sector costero respecto a los cambios en el fitoplancton. La conspicua riqueza de especies halladas a lo largo del presente estudio, con más de 400 taxa identificados, y la utilidad del fitoplancton como indicador de la calidad del agua en la zona costera del Río de la Plata, enfatizan la necesidad de profundizar los estudios sobre estos microproductores primarios. Esto permitirá contribuir a la preservación de la integridad biótica del nivel trófico basal costero y del recurso acuático.



BIBLIOGRAFÍA

AA, AGOSBA, ILPLA, SHN. (1997). Calidad de las aguas de la franja costera sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena). Consejo Permanente para el monitoreo de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, Buenos Aires.

ACHA, M. E., MIANZAN, H., GUERRERO, R., CARRETO, J., GIBERTO, D., MONTOYA, N., y CARIGNAN, M. (2008). An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Continental Shelf Research* 28 (13): 1579-1588.

ADAMS, S.M. (2005). Using multiple response bioindicators to assess the health of estuarine ecosystems: An operational framework. In *Estuarine indicators*, ed. S.A. Bortone, Washington: CRC.

AIYAR, J., BERKOVITS, H. J., FLOYD, R. A., y WETTERHAHN, K. E. (1991). Reaction of chromium (VI) with glutathione or with hydrogen peroxide: identification of reactive intermediates and their role in chromium (VI)-induced DNA damage. *Environmental health perspectives*, 92, 53.

AJMAL, M., NOMANI, A. A., y AHMAD, A. (1984). Acute toxicity of chrome electroplating wastes to microorganisms: adsorption of chromate and chromium (VI) on a mixture of clay and sand. *Water, Air, and Soil Pollution*, 23(2), 119-127.

ANDERSEN, J. H., LAAMANEN, M. (2009). Eutrophication in the Baltic Sea. Helsinki Commission. *Baltic Sea Environment Proceedings* 115B, Helsinki, 148 p.

ANDRINOLO, D., PEREIRA, P., GIANNUZZI, L., AURA, C., MASSERA, S., CANEO, M., CAIXACH, J., BARCO, M. y ECHENIQUE, R. (2007). Occurrence of *Microcystis aeruginosa* and microcystins in Río de la Plata river (Argentina). *Acta Toxicológica Argentina* 15 (1): 8-14.

ARRIGO, K. R. (2005). Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437(7057), 349-355.

ATTRILL, M. J., y RUNDLE, S. D. (2002). Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(6), 929-936.

BAGCHI, D., STOHS, S. J., DOWNS, B. W., BAGCHI, M., y PREUSS, H. G. (2002). Cytotoxicity and oxidative mechanisms of different forms of chromium. *Toxicology*, 180(1), 5-22.

BARBIER, E. B., HACKER, S. D., KENNEDY, C., KOCH, E. W., STIER, A. C., y SILLIMAN, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), 169-193.

BAZÁN, J. M., ARRAGA, E. y ORLANDO, A. M. (1996). Calidad de las Aguas – Río de la Plata Medio. Indicadores de Contaminación Orgánica.

BEISNER, B. E., PERES-NETO, P. R., LINDSTRÖM, E. S., BARNETT, A., y LONGHI, M. L. (2006). The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, 87(12), 2985-2991.

BOESCH, D. F. (2002). Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries* 25, 744–758.

BORJA, Á., DAUER, D. M. y GRÉMARE, A. (2012). The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecol. Indic.* 12(1), 1-7.

BOULOS, L., PREVOST, M., BARBEAU, B., COALLIER, J., y DESJARDINS, R. (1999). LIVE/DEAD® BacLight™: application of a new rapid staining method for direct enumeration of viable and total bacteria in drinking water. *Journal of microbiological Methods*, 37(1), 77-86.

BOURRELLY, P. (1972). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. I. Les algues vertes. Boubée & Cie. Paris.

BRICKER, S. B., FERREIRA, J. G., SIMAS, T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecol. Model.* 169(1), 39-60.

BRIDGEWATER, L. C., MANNING, F. C., WOO, E. S., y PATIERNO, S. R. (1994). DNA polymerase arrest by adducted trivalent chromium. *Molecular carcinogenesis*, 9(3), 122-133.

BROOK, A. J. (1965). Planktonic algae as indicators of lake types, with special reference to the Desmidiaceae. *Limnol. Oceanogr.* 10(3), 403-411.

CAIRNS JR, J. (1983). Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? *Hydrobiologia*, 100(1), 47-57.

CALLIARI, D., GÓMEZ, M., y GÓMEZ, N. (2005). Biomass and composition of the phytoplankton in the Río de la Plata: large-scale distribution and relationship with environmental variables during a spring cruise. *Continental Shelf Research*, 25(2), 197-210.

CAMILLONI, I., y BIDEGAIN, M. (2005). Escenarios climáticos para el siglo XXI. El cambio climático en el Río de la Plata, 33-39.

CARP COMISIÓN ADMINISTRADORA DEL RÍO DE LA PLATA. (1990). Estudio para la evaluación de la contaminación en el Río de la Plata. Informe de Avance; SHN, SOHMA.

CAVIEDES C., y WAYLEN P. (1998). Respuestas del clima de América del Sur a las fases de ENSO. *Bulletin de l'Institut francais d'études Andins* 27 (3): 613-626.

CERVANTES, C., y SILVER, S. (1992). Plasmid chromate resistance and chromate reduction. *Plasmid*, 27(1), 65-71.

CERVANTES, C., CAMPOS-GARCÍA, J., DEVARIS, S., GUTIÉRREZ-CORONA, F., LOZA-TAVERA, H., TORRES-GUZMÁN, J. C., y MORENO-SÁNCHEZ, R. (2001). Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews*, 25(3), 335-347.

CHORUS, I., y BARTRAM, J. (1999). Toxic Cyanobacteria in Water – A guide to their Public Health Consequences Monitoring and Management. London: E and FN Spon 416 p.

CLARA, M. L., SIMIONATO, C. G., D'ONOFRIO, E., FIORE, M. y MOREIRA, D. (2014). Variability of tidal constants in the Río de la Plata estuary associated to the natural cycles of the runoff. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 148: 85-96.

CLARKE, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143.

CLARKE, K. R., y GORLEY, R. N. (2001). PRIMER v5: user manual/tutorial. Primer-E Limited.

CLESCERI, L. S., GREENBERG, A. E., y EATON, A. D. (Eds.) (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, American Public Health Association, Washington D.C. USA, 20th edition

CLEMENTS, W. H. (1991). Community responses of stream organisms to heavy Metals: A review of observational and experimental approaches, in *Metal Ecotoxicology, Concepts and Applications*, Newman, M. C. and McIntosh, A. W., Eds, Lewis Publishers, Ch. 13, p. 363-386.

CLOERN, J. E. (1999). The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquat. Ecol.* 33, 3-16.

CLOERN, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine ecology progress series*, 210, 223-253.

CLOERN, J. E., y DUFFORD, R. (2005). Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 285, 11-28.

COOPER, S. R. (1999). Estuarine paleoenvironmental reconstructions using diatoms, p. 352-373. *In* E. Stoermer and J. Smol (Eds.), *The Diatoms: Application for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

CORRADI, M. G., GORBI, G., y BASSI, M. (1995). Hexavalent chromium induces gametogenesis in the freshwater alga *Scenedesmus acutus*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 30(2), 106-110.

CROSSEY, M. J., y LA POINT, T. W. (1988). A comparison of periphyton community structural and functional responses to heavy metals. *Hydrobiologia*, 162(2), 109-121.

DAUVIN, J. C. (2007). Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Mar. Pollut. Bull.* 55(1), 271-281.

DE JONGE, V. N., y VAN BEUSEKOM, J. E. E. (1995). Wind-and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. *Limnology and oceanography*, 40(4), 766-778.

DE LEON, L., y YUNES, J. S. (2001). First Report of a Microcystin-Containing Bloom of the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the La Plata River, South America. *Environmental Toxicology*, 16 (1), 110-112

DENYS, L. (1991). A checklist of the diatoms of the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. I. Introduction, ecological code and complete list. *Belgische geologische dienst, Professional Paper Nr. 246*, 1-41.

DE RORE, H., TOP, E., HOUWEN, F., MERGEAY, M., y VERSTRAETE, W. (1994). Evolution of heavy metal resistant transconjugants in a soil environment with a concomitant selective pressure. *FEMS microbiology ecology*, 14 (3), 263-273.

DEVERCELLI, M. (2010). Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia* 639: 5-19.

DESIKACHARY, T. V. (1959). *Cyanophyta*. 686 pp. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi.

DOMIS, L. N. D. S., MOOIJ, W. M. y HUISMAN, J. (2007). Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. *Hydrobiologia*, 584 (1): 403-413.

ELLIOTT, M., y QUINTINO, V. (2007). The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Pollut. Bull.* 54(6), 640-645.

EPA (2005). *New Indicators of Coastal Ecosystem Condition*. Office of Research and Development Washington DC, EPA/600/S-05/004.

FAIRBRIDGE, R. W. (1980). The estuary: its definition and geodynamic cycle. *Chemistry and biogeochemistry of estuaries*, 1136.

FALKOWSKI, P. G., LAWS, E. A., BARBER, R. T., y MURRAY, J. W. (2003). Phytoplankton and their role in primary, new, and export production. In *Ocean biogeochemistry* (pp. 99-121). Springer Berlin Heidelberg.

FERREIRA, J. G., WOLFF, W. J., SIMAS, T. C. y BRICKER, S. B. (2005). Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology? *Ecological Modelling* 187 (4): 513-523.

FERREIRA, J.G., BRICKER, S.B., y SIMAS, T. C. (2007). Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *J. Environ. Manage.* 82(4), 433-445.

FILIP, D. S., PETERS, V. T., ADAMS, E. D., y MIDDLEBROOKS, J. (1979). Residual heavy metal removal by an algae-intermittent sand filtration system. *Water Research*, 13(3), 305-313.

FLEEGER, J. W., CARMAN, K. R., y NISBET, R. M. (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 317(1), 207-233.

FRAMIÑAN, M. B., ETALA, M. P., ACHA, E. M., GUERRERO, R. A., LASTA, C. A., y BROWN, O. B. (1999). Physical characteristics and processes of the Río de la Plata estuary. In *Estuaries of South America* (pp. 161-194). Springer Berlin Heidelberg.

FRENGUELLI, J. (1933). Diatomeas de Montevideo. *Ostenia: colección de trabajos botánicos dedicados a Don Cornelio Osten en ocasión del LXX aniversario de su Nacimiento*. 2: 122-130.

FRENGUELLI, J. (1941). Diatomeas del Río de la Plata. *Revista del Museo de La Plata, Sec. Bot.* 3: 213-334.

FRENGUELLI, J. (1945). Diatomeas del Platense. *Revista del Museo de La Plata (N. S.), Sec. Paleont.* 3: 77-221.

FREPLATA (2005). Análisis Diagnóstico Transfronterizo del Río de la Plata y su Frente Marítimo. *Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats*. Documento Técnico. Proyecto PNUD/GEF RLA/99/G31. Montevideo, Uruguay.

FREY, B. E., RIEDEL, G. F., BASS, A. E., y SMALL, L. F. (1983). Sensitivity of estuarine phytoplankton to hexavalent chromium. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17(2), 181-187.

FUKAI, R. (1967). Valency state of chromium in seawater. *Nature* 213, 901. London.

GIANNUZZI, L., CARVAJAL, G., CORRADINI, M. G., ARAUJO ANDRADE, C., ECHENIQUE, R., y ANDRINOLO, D. (2012). Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in Rio de la Plata

Estuary, Argentina: field study and data analysis. *Journal of Toxicology*. doi:10.1155/2012/373618.

GÓMEZ, N. (2014). Phytoplankton of the Río de la Plata Estuary. In: Tell, G., Izaguirre, I., O'Farrell, I. (Eds.), *Freshwater phytoplankton of Argentina*. *Adv.Limnol.* 65, 167-181.

GÓMEZ, N. (2016) Contribución de los Índices Bióticos Regionales a la gestión ambiental de ecosistemas acuáticos pampeanos. In: Volpedo, A., de Cabo, L., Arreghini, S., Fernández Cirelli, A. (Eds.) *Ecología y manejo de ecosistemas acuáticos pampeanos VIII EMEAP*.

GÓMEZ, N., y BAUER, D. E. (1997). Fitoplancton. In: *Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena)*. Consejo Permanente para el Monitoreo de la Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (ed.), Buenos Aires, 157 p. + 2 anexos

GÓMEZ, N., y BAUER, D. E. (1998). Phytoplankton from the Southern Coastal Fringe of the Río de la Plata (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia* 380, 1-8.

GÓMEZ, N., y BAUER, D.E. (2000). Diversidad fitoplanctónica en la franja costera sur del Río de la Plata. *Biología Acuática* 19, 7-26.

GÓMEZ, N., y COCHERO, J. (2013). Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecol. Austral* 23(1), 18-26.

GÓMEZ, N., y LICURSI, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 173-181.

GÓMEZ, N., BAUER, D. E., LICURSI, M., y HUALDE, P. R. (2002). Planktonic and periphytic coastal algae of the Río de La Plata, Argentina. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 28(1), 250-253.

GÓMEZ, N., HUALDE, P. R., LICURSI, M., y BAUER, D. E. (2004). Spring phytoplankton of Río de la Plata: a temperate estuary of South America. *Estuar. Coast. Shelf S.* 61(2), 301-309.

GÓMEZ, N., DONATO, J. C., GIORGI, A., GUASCH, H., MATEO, P., y SABATER, S. (2009). La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En: Elosegui, A., y Sabater, S. (Eds.) *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA 2009.

GÓMEZ, N., LICURSI, M., BAUER, D. E., AMBROSIO, E. S., RODRIGUES CAPÍTULO, A. (2012). Assessment of biotic integrity of the coastal freshwater tidal zone of a temperate estuary of South America through multiple indicators. *Estuar. Coast.* 35 (5), 1328-1339.

GREENE, J. C., BARTLES, C. J., WARREN-HICKS, W. J., PARHURST, B. R., LINDER, G. L., PETERSON, S. A., y MILLER, W. E. (1989) Protocol for short term toxicity screening of hazardous waste sites. EPA/3-88-029

GUARRERA, S. A. (1950). Estudios hidrobiológicos en el Río de la Plata. Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales, *Ciencias Botánicas* II(1), 62 pp.

GUARRERA, S. A., y KÜHNEMANN, O. (1951-1952). Limnoplankton del Río de la Plata. *Rev. O.S.N.*, 141: 234-251, 142: 23- 43, 143: 70-86; 144: 10-21; 145: 112-120; 146: 24-25.

GUASCH, H., y SERRA, A. (2009). Uso de ríos artificiales en ecología fluvial. In: *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. 387-396 p.

HAVENS, K. E. (2008). Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*. Springer New York, 733-747

HILL, M. O., y GAUCH JR, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42(1-3), 47-58.

HILLEBRAND, H., y AZOVSKY, A. I. (2001). Body size determines the strength of the latitudinal diversity gradient. *Ecography*, 24(3), 251-256.

HUISMAN, J., MATTHIJS, H. C., y VISSER, P. M. (Eds.) (2005). Harmful cyanobacteria (Vol. 3). Dordrecht, Springer, 241 p.

HUSZAR, V. L. D. M., y REYNOLDS, C. S. (1997). Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia*, 346(1-3), 169-181.

INA-FREPLATA (2012). Antecedentes sobre calidad del agua del Río de la Plata. Componente C: Monitoreo de Floraciones Algales. Informe Final.

INDEC (2010). Publicación del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Censo del Bicentenario. Resultados definitivos. Serie B N° 2. Argentina. <http://www.indec.gov.ar>

JAANUS, A., TOMING, K., HÄLLFORS, S., KALJURAND, K., y LIPS, I. (2009). Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period. *Hydrobiologia*, 629(1), 157-168.

JACOBY, J. M., COLLIER, D. C., WELCH, E. B., HARDY, F. J. y CRAYTON, M. (2000). Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(1), 231-240.

JENNERJAHN, T. C., y MITCHELL, S. B. (2013). Pressures, stresses, shocks and trends in estuarine ecosystems—An introduction and synthesis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130: 1-8.

JIANG, Y., JI, B., WONG, R. N. S., y WONG, M. H. (2008). Statistical study on the effects of environmental factors on the growth and microcystins production of bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Harmful algae*, 7(2), 127-136.

KADIISKA, M. B., XIANG, Q. H., y MASON, R. P. (1994). In vivo free radical generation by chromium (VI): an electron spin resonance spin-trapping investigation. *Chemical research in toxicology*, 7(6), 800-805.

KAPPERS, F. I. (1984). On population dynamics of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Ph.D. dissertation, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands

KATZ, S. A., y SALEM, H. (1993). The toxicology of chromium with respect to its chemical speciation: a review. *Journal of Applied Toxicology*, 13(3), 217-224.

KAWANISHI, S., INOUE, S., y SANO, S. (1986). Mechanism of DNA cleavage induced by sodium chromate (VI) in the presence of hydrogen peroxide. *Journal of Biological Chemistry*, 261(13), 5952-5958.

KILADIS, G. N., y VAN LOON, H. (1988). The Southern Oscillation. Part VII: Meteorological anomalies over the Indian and Pacific sectors associated with the extremes of the oscillation. *Monthly Weather Review* 116 (1): 120-136.

KNÖPP, H. (1968). Stoffwechselfynamische Untersuchungsverfahren für die biologische Wasseranalyse. *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie* 53(3): 409-441.

KOMÁREK, J., y ANAGNOSTIDIS, K. (1999). Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales.

KOMÁREK, J., y ANAGNOSTIDIS, K. (2005). Bd. 19/2: Cyanoprokaryota: teil 2: Oscillatoriales. München: Elsevier.

KOMÁREK, J., HUBER-PESTALOZZI, G., y FOTT, B. (1983). Das Phytoplankton des Süßwassers: Systematik und Biologie. Teil 7: Hälfte 1. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. Schweizerbart.

KORTENKAMP, A., O'BRIEN, P., y BEYERSMANN, D. (1991). The reduction of chromate is a prerequisite of chromium binding to cell nuclei. *Carcinogenesis*, 12(6), 1143-1144.

KRAMMER, K. (2000). The genus *Pinnularia* (Vol. 1). Gantner.

KRAMMER, K., y LANGE-BERTALOT, H. (1986). 1991. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 1-4. Stuttgart: Gustav Fisher.

KRAMMER, K., y LANGE-BERTALOT, H. (1988). Bacillariophyceae, 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. Ettl H., Gerloff, J., Heynig, H. and D Mollenhauer (eds.), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

KRAMMER, K., y LANGE-BERTALOT, H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/3. Etti, Gerloff, Heynig and Mollenhauer, Eds) Germany: Gustav Fisher Verlag, p576.

KRAMMER, K., y LANGE-BERTALOT, H. (1991b). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(4).

KRUK, C., HUSZAR, V. L., PEETERS, E. T., BONILLA, S., COSTA, L., LÜRLING, M., REYNOLDS, C. S. y SCHEFFER, M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55(3), 614-627.

KUSK, K. O., y NYHOLM, N. (1992). Toxic effects of chlorinated organic compounds and potassium dichromate on growth rate and photosynthesis of marine phytoplankton. *Chemosphere*, 25(6), 875-886.

LAHTI, K., RAPALA, J., FÄRDIG, M., NIEMELÄ, M., y SIVONEN, K. (1997). Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR in particulate material and dissolved in lake water. *Water Research*, 31(5), 1005-1012.

LEGENDRE, P., y LEGENDRE, L. F. (2012). *Numerical ecology* (Vol. 24). Elsevier.

LEHMAN, P. W., y SMITH, R. W. (1991). Environmental factors associated with phytoplankton succession for the Sacramento-San Joaquin delta and Suisun Bay estuary, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 32 (2): 105-128.

LEVINE, S. N. (1983). Natural mechanisms that ameliorate nitrogen shortages in lakes. Ph.D. thesis, Univ. Manitoba.

LICURSI, M., y GÓMEZ, N. (2013). Short-term toxicity of hexavalent-chromium to epipsammic diatoms of a microtidal estuary (Río de la Plata): Responses from the individual cell to the community structure. *Aquatic toxicology*, 134, 82-91.

LICURSI, M., GÓMEZ, N., y DONADELLI, J. (2010). Ecological optima and tolerances of coastal benthic diatoms in the freshwater-mixohaline zone of the Río de la Plata estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 105-117.

LITCHMAN, E., KLAUSMEIER, C. A., SCHOFIELD, O. M., y FALKOWSKI, P. G. (2007). The role of functional traits and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. *Ecol. Lett.* 10(12), 1170-1181.

LOEZ, C. R., TOPALIÁN, M. L., y SALIBIÁN, A. (1995). Effects of zinc on the structure and growth dynamics of a natural freshwater phytoplankton assemblage reared in the laboratory. *Environmental Pollution*, 88(3), 275-281.

LÓPEZ LABORDE, J., y NAGY, G. J. (1999). Hydrography and sediment transport characteristics of the Río de la Plata: a review. In: Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., Pino-Quimira, M. (Eds.), *Estuaries of South America: Their Geomorphology and Dynamics*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 133-159.

LÓPEZ LABORDE, J., PERDOMO, A., y GÓMEZ ERACHE, M. (2000). *Diagnóstico Ambiental y Socio-Demográfico de la Zona Costera Uruguaya del Río de la Plata: Compendio de los principales resultados*. Montevideo: EcoPlata.

LORENZ, C. M. (2003). Bioindicators for ecosystem management, with special reference to freshwater systems In: *Bioindicators & Biomonitoring*. Oxford. 941p.

LORENZEN, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12 (2): 343-346.

LUCAS, L. V., KOSEFF, J. R., MONISMITH, S. G., CLOERN, J. E., y THOMPSON, J. K. (1999). Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. II: The role of horizontal transport. *Marine Ecology Progress Series*, 187, 17-30.

LULI, G. W., TALNAGI, J. W., STROHL, W. R., y PFISTER, R. M. (1983). Hexavalent chromium-resistant bacteria isolated from river sediments. *Applied and environmental microbiology*, 46(4), 846-854.

LUND, J. W. G., KIPLING, C., y LE CREN, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.

LUQUE, I., FLORES, E., y HERRERO, A. (1994). Molecular mechanism for the operation of nitrogen control in cyanobacteria. *The EMBO journal*, 13(12), 2862-2869.

MACKERETH, F. J., HERON, F. J. H., y TALLING, J. F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N° 36, 120 p.

MARCHANT, R. (2002). Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? *J.N. Am. Benthol.Soc.* 21(2), 311-313.

MARGALEF, R. (1978). Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica acta*, 1(4), 493-509.

MARGALEF, R. (1983). *Limnología* (No. 504.45 MAR). Barcelona: Omega.

MARKERT, B. A., BREURE, A. M., y ZECHMEISTER, H. G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, 6, 3-39.

MC CORMICK, P. V., y CAIRNS JR, J. (1994). Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology*, 6(5-6), 509-526.

MC LUSKY, D. S., y ELLIOTT, M. (2004). The estuarine ecosystem: ecology, threats, and management (Vol. 214). Oxford: Oxford University Press.

MECHOSO, C. R., y PÉREZ-IRIBARREN, G. (1992). Streamflow in southeastern South America and the Southern Oscillation. *Journal of Climate* 5 (12):1535-1539.

MENÉNDEZ, A. N. (2002). Analysis of the forcings of the hydrodynamic regime of the Río de la Plata. In: Nagy G. J. (Ed.) Proceedings of the AIACC regional workshop on Global Change in the Rio de la Plata Basin and River Estuary.

MENÉNDEZ, A., y RE, M. (2006). Hidrología del Río de la Plata. Final Report Submitted to Assessments of Impacts and Adaptations to Climate Change (AIACC), Project No. LA 32.

MENÉNDEZ, A. N., LOPOLITO, M. F., BADANO, N., y RE, M. (2011). Evaluación de la calidad del agua en la Franja Costera Sur del Río de la Plata mediante modelación numérica. Informe LHA, 02-1207.

MIANZAN, H., LASTA, C., ACHA, E., GUERRERO, R., MACCHI, G., y BREMEC, C. (2001). The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. In: Seeliger, U., y Kjerfve, B. (Eds.) Coastal Marine Ecosystems of Latin America Ecological Studies Volume 144, pp. 185-204.

MÜLLER, F., BERGMANN, M., DANNOWSKI, R., DIPPNER, J. W., GNAUCK, A., HAASE, P., JOCHIMSEN, M. C., KASPRZAK, P., KRÖNCKE, I., KÜMMERLIN, R., KÜSTER, M., LISCHIED, G., MEESENBURG, H., MERZ, C., MILLAT, G., MÜLLER, J., PADISÁK, J., SCHIMMING, C. G., SCHUBERT, H., SCHULT, M., SELMECZY, G., SHATWELL, T., STOLL, S., SCHWABE, M., SOLTWEDEL, T., y STRAILE, D. (2016). Assessing resilience in long-term ecological data sets. *Ecological Indicators*, 65, 10-43.

NAGY, G. J., MARTÍNEZ, C. M., CAFFERA, R. M., PEDROSA, G., FORBES, E. A., PERDOMO, A. C., y DABRON, G. (1998). Marco hidrológico y climático del Río de la Plata. *El Río de la Plata*.

Una Revisión Ambiental. Un informe de Antecedentes del Proyecto EcoPlata. Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canadá, 17-72.

NAGY, G. (2006). Vulnerabilidad de las aguas del Río de La Plata: Cambio de estado trófico y factores físicos. In: Barros V., Menéndez A. y Nagy G. (eds.) El cambio climático en el Río de la Plata. Final report submitted to Assessments of Impacts and Adaptations to Climate Change (AIACC), Project No. LA 32.

NAGY, G. J., GÓMEZ-ERACHE, M., y PERDOMO, A. C. (2002a). Water resources: Río de la Plata. In: Munn, T. (ed.) Encyclopedia of global environmental change (Vol. 3, pp. 723-726). London: John Wiley and Sons.

NAGY, G. J., GÓMEZ-ERACHE, M., LÓPEZ, C. H., y PERDOMO, A. C. (2002b). Nutrient distribution and symptoms of eutrophication in the Río de la Plata estuary system. *Hydrobiologia* 475 (1): 125-139.

NAGY, G. J., BIDEGAIN, M., CAFFERA, M., LÓPEZ, C., PONCE, A., y SENCIÓN, G. (2002c). Evaluación de la vulnerabilidad ambiental al cambio global. En: Domínguez A. y Prieto R. G. (eds.) Perfil Ambiental del Uruguay (pp. 15-25). Montevideo, Ed. Nordan Comunidad.

NAGY, G. J., MARTÍNEZ, C. M., CAFFERA, M. R., PEDROSA, G., FORBES, E. A., PERDOMO, A. C., y LÓPEZ LABORDE, J. (1997). The Hydrological and Climatic setting of the Rio de la Plata. Chapter 2. In: Wells, P. G. y Daborn, G. R. (Eds) The Rio de la Plata. An Environmental Overview. An EcoPlata Project Background Report. Dalhousie Univ., Halifax, Nova Scotia: 248 p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) (2000). Clean Coastal Waters: Understanding and reducing the effects of Nutrient Pollution. National Academy Press, Washington, DC, 405 pp.

NCHE-FAMBO, F. A., SCHARLER, U. M., y TIROK, K. (2015). Resilience of estuarine phytoplankton and their temporal variability along salinity gradients during drought and hypersalinity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 158, 40-52.

NIXON, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199-219.

O'FARRELL, I. (1994). Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). In *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes* (pp. 109-117). Springer Netherlands.

O'FARRELL, I., VINOCUR, A., y LOMBARDO, R. J. (1998). Cross-channel and vertical variation in diversity and abundance of phytoplankton in the Lower Paraná River, Argentina. *Large Rivers*, 103-123.

O'FARRELL, I., LOMBARDO, R. J., DE TEZANOS PINTO, P., y LOEZ, C. (2002). The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution*, 120(2), 207-218.

OH, H. M., LEE, S. J., KIM, J. H., KIM, H. S., y YOON, B. D. (2001). Seasonal variation and indirect monitoring of microcystin concentrations in Daechung Reservoir, Korea. *Applied and environmental microbiology*, 67(4), 1484-1489.

PADISÁK, J., y REYNOLDS, C. S. (1998). Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384(1-3), 41-53.

PAERL, H. W. (2006). Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering*, 26(1), 40-54.

PAERL, H. W. (2008). Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. In *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*. Springer New York. 217-237

PAERL, H. W., y HUISMAN, J. (2008). Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.

PAERL, H. W., VALDES, L. M., PINCKNEY, J. L., PIEHLER, M. F., DYBLE, J., y MOISANDER, P. H. (2003). Phytoplankton photopigments as indicators of estuarine and coastal eutrophication. *BioScience*, 53(10), 953-964.

PAERL, H. W., y PEIERLS, B. L. (2008). Ecological responses of the Neuse River-Pamlico Sound estuarine continuum to a period of elevated hurricane activity: Impacts of individual storms and longer term trends. *American Fisheries Society Symposium* 64: 101-116.

PAERL, H. W., ROSSIGNOL, K. L., HALL, S. N., PEIERLS, B. L., y WETZ, M. S. (2010). Phytoplankton community indicators of short-and long-term ecological change in the anthropogenically and climatically impacted Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Estuaries and Coasts* 33 (2): 485-497.

PAERL, H. W., HALL, N. S., y CALANDRINO, E. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 409(10), 1739-1745.

PATRICK, R. (1978). Effects of Trace Metals in the Aquatic Ecosystem: The diatom community, base of the aquatic food chain, undergoes significant changes in the presence of trace metals and other alterations in water chemistry. *American Scientist*, 66(2), 185-191.

PETRIA, V. (1978). Effect of chromium salts from water sediments on physiological processes in the alga *Chlorella vulgaris*. *Rev. Roum. Ser. Biol. Veg*, 23, 55-57.

PHILANDER, S. G. H. (1990). *El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation*. Academic Press, San Diego, USA.

PINCKNEY, J. L., PAERL, H. W., HARRINGTON, M. B., y HOWE, K. E. (1998). Annual cycles of phytoplankton community-structure and bloom dynamics in the Neuse River Estuary, North Carolina.

PISCIOTTANO, G. J., DIAZ, A., CAZES, G., y MECHOSO, C. R. (1994). El Niño-Southern Oscillation impact on rainfall in Uruguay. *Journal of Climate* 7: 1286-1302.

PIZARRO, M. J., y ORLANDO, A. M. (1985). Distribución de Fósforo, Nitrógeno y Silicio disuelto en el Río de la Plata. *Serv. Hidr. Naval. Secr. Marina. Publ. H-625*, 1-57.

PLAPER, A., JENKO-BRINOVEC, Š., PREMZL, A., KOS, J., y RASPOR, P. (2002). Genotoxicity of trivalent chromium in bacterial cells. Possible effects on DNA topology. *Chemical research in toxicology*, 15(7), 943-949.

POTAPOVA, M., y CHARLES, D. F. (2003). Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48(8), 1311-1328.

PRYGIEL, J., y COSTE, M. (2000). *Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées*. Agences de l'Eau, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de l'Eau y CEMAGREF, Paris, 1-134.

PSI (1998) *Plan de saneamiento integral*, Aguas Argentinas S.A. Safege and Montgomery Watson

RAMÍREZ-DÍAZ, M. I., DÍAZ-PÉREZ, C., VARGAS, E., RIVEROS-ROSAS, H., CAMPOS-GARCÍA, J., y CERVANTES, C. (2008). Mechanisms of bacterial resistance to chromium compounds. *Biometals*, 21(3), 321-332.

RAPALA, J., SIVONEN, K., LYRA, C., y NIEMELÄ, S. I. (1997). Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli. *Applied and environmental microbiology*, 63(6), 2206-2212.

RESH, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138(1-3), 131-138.

REYNOLDS, C. S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.

REYNOLDS, C. S. (1988). Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: Sandgren, C.D. (Ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 388-433.

REYNOLDS, C. S. (1997). Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: Kinne, O. (Ed.), *Excellence in Ecology*, 9, Ecology Institute, Oldendorf Germany, 371 p.

REYNOLDS, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, 535 p.

REYNOLDS, C. S., y DESCY, J. P. (1996). The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Large Rivers*, 161-187.

REYNOLDS, C. S., PADISÁK, J., y SOMMER, U. (1993). Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia*, 249(1-3), 183-188.

ROCCHETTA, I., RUIZ, L. B., MAGAZ, G., y CONFORTI, V. T. D. (2003). Effects of hexavalent chromium in two strains of *Euglena gracilis*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 70(5), 1045-1051.

ROCCHETTA, I., y KÜPPER, H. (2009). Chromium-and copper-induced inhibition of photosynthesis in *Euglena gracilis* analysed on the single-cell level by fluorescence kinetic microscopy. *New Phytologist*, 182(2), 405-420.

RODRÍGUEZ, M. C., BARSANTI, L., PASSARELLI, V., EVANGELISTA, V., CONFORTI, V., y GUALTIERI, P. (2007). Effects of chromium on photosynthetic and photoreceptive apparatus of the alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Environmental research*, 105(2), 234-239.

ROGGIERO, M. F. (1988). Fitoplancton del Río de la Plata, I. *Lilloa*, 37(1), 137-152.

ROMANÍ, A. M., y SABATER, S. (2001). Structure and activity of rock and sand biofilms in a Mediterranean stream. *Ecology*, 82(11), 3232-3245.

SALMASO, N., NASELLI-FLORES, L., y PADISÁK, J. (2015). Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 60(4), 603-619.

SATHICQ, M. B., GÓMEZ, N., ANDRINOLO, D., SEDÁN, D., y 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.

SATHICQ, M. B., BAUER, D. E., y GÓMEZ, N. (2015). Influence of El Niño Southern Oscillation phenomenon on coastal phytoplankton in a mixohaline ecosystem on the southeastern of South America: Río de la Plata estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 98, 26-33.

SCHROLL, H. (1978). Determination of the absorption of Cr⁺⁶ and Cr⁺³ in an algal culture of *Chlorella pyrenoidosa* using ⁵¹Cr. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 20(1), 721-724.

SHANNON, C. E., y WEAVER, W. (1949). *The mathematical theory of information*. University Press: Urbana, Illinois.

SHI, X., y DALAL, N. S. (1990). Evidence for a Fenton-type mechanism for the generation of OH radicals in the reduction of Cr (VI) in cellular media. Archives of biochemistry and biophysics, 281(1), 90-95.

SIEBURTH, J. M., SMETACEK, V., y LENZ, J. (1978). Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. Limnol. Oceanogr. 23(6), 1256-1263.

SILVA, C. P., MARTI, C. L., y IMBERGER, J. (2013). Horizontal transport, mixing and retention in a large, shallow estuary: Río de la Plata. Environmental Fluid Mechanics: 1-25.

SIMIONATO, C., DRAGAN, W., y NÚÑEZ, M. (2002). a. Modelo HamSOM/CIMA: Propagación de la onda de marea en la Plataforma Continental Argentina y el Río de la Plata: Parte I: M2. Informe técnico FREPLATA-Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CIMA). Informe CIMA/Oc-02-05.

SLÁDECEK, V. (1973). System of water quality from the biological point of view. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

SLÁDECEK, V., y SLÁDECKOVÁ, A. (1998): Revision of polysaprobic indicators. - Verb. Int. Verein. Limnol 26: 1277-1280

SMAYDA, T. J. (1997). Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. Limnology and oceanography, 42 (5 part 2), 1137-1153.

SMITH, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. Environmental Science and Pollution Research, 10(2), 126-139.

SMITH, V. H., TILMAN, G. D., y NEKOLA, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental pollution, 100(1), 179-196.

SOLARI, L. C., GABELLONE, N. A., CLAPS, M. C., CASCO, M. A., QUAÍNI, K. P., y NESCHUK, N. C. (2014). Phytoplankton chlorophyte structure as related to ENSO events in a saline lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Ecology and Evolution* 4 (7): 918-932 doi: 10.1002/ece3.983

SOUCHU, P., XIMENES, M. C., LAURET, M., VAQUER, A., y DUTRIEUX, E. (2000). Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens, août 2000. Ifremer-Créocéan-Université Montpellier II, 412 p.

STEVENSON, R. J., y WHITE, K. D. (1995). A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA. *Hydrobiologia* 297: 201-216.

STREBLE, H., y KRAUTER, D. (1987). Atlas de los microorganismos de agua dulce: La vida en una gota de agua. Omega.

SUDHAKAR, G., JYOTHI, B., y VENKATESWARLU, V. (1991). Metal pollution and its impact on algae in flowing waters in India. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 21(4), 556-566.

SUMMERS, A. O., y JACOBY, G. A. (1978). Plasmid-determined resistance to boron and chromium compounds in *Pseudomonas aeruginosa*. *Antimicrobial agents and chemotherapy*, 13(4), 637-640.

TELL, G., y CONFORTI, V. (1986). Euglenophyta pigmentadas de la Argentina.

TER BRAAK, C. J. (1987). The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. In *Theory and models in vegetation science* (pp. 69-77). Springer Netherlands.

TER BRAAK, C. J., y PRENTICE, I. C. (1988). A theory of gradient analysis. *Advances in ecological research*, 18, 271-317.

TER BRAAK, C. J. F., y VAN TONGEREN, O. F. R. (1995). Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press.

TER BRAAK, C. J., y VERDONSCHOT, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57 (3): 255-289.

TER BRAAK, C. J. F., y SMILAUER, P. (1998). CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 352 p.

TIMMS, R. M., y MOSS, B. (1984). Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 29(3), 472-486.

TOMING, K., y JAANUS, A. (2007). Selecting potential summer phytoplankton eutrophication indicator species for the northern Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol*, 56(4), 297-311.

TORREMORELL, A., LLAMES, M. E., PÉREZ, G. L., ESCARAY, R., BUSTINGORRY, J., y ZAGARESE, H. (2009). Annual patterns of phytoplankton density and primary production in a large, shallow lake: the central role of light. *Freshwater Biology*, 54(3), 437-449.

TRAVIESO, L., CANIZARES, R. O., BORJA, R., BENITEZ, F., DOMINGUEZ, A. R., DUPEYRÓN Y. R., y VALIENTE, V. (1999). Heavy metal removal by microalgae. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 62(2), 144-151.

TRENBERTH, K. E. (1997). The definition of El Niño. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78 (12): 2771-2777.

URIEN, C. M. (1972). Río de la Plata estuary environments. *Geological Society of America Memoirs*, 133, 213-234.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (1989) *Selenastrum capricornutum* growth test. In: Short term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to freshwater organisms. EPA/600/489/014. Environmental monitoring and support laboratory office of research and development, Cincinnati, Ohio.

VAN DAM, H., MERTENS, A., y SINKELDAM, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117-133.

VAN DEN HOEK, C., MANN, D. G., y JAHNS, H. M. (1995). *Algae. An introduction to phycology*.

VICENTE, E., DE HOYOS, C., SÁNCHEZ, P., y CAMBRA, J. (2005). *Protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente URS.

WEBB, C. O., ACKERLY, D. D., MCPEEK, M. A., y DONOGHUE, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual review of ecology and systematics*, 475-505.

WHITTON, B. A. (1984). *Algae as monitors of heavy metals in freshwaters*. *Algae as Ecological Indicators*, Academic Press, New York 1984. p 257-280, 1 fig, 3 tab, 35 ref.

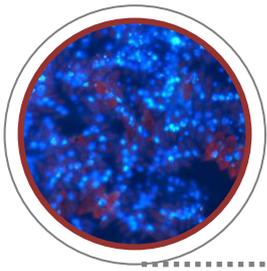
WONG, P. T., y TREVORS, J. T. (1988). Chromium toxicity to algae and bacteria. Chromium in the natural and human environments, 305-315.

WONG, P. K., y CHANG, L. (1991). Effects of copper, chromium and nickel on growth, photosynthesis and chlorophyll a synthesis of *Chlorella pyrenoidosa* 251. *Environmental Pollution*, 72(2), 127-139.

XU, F. L., JØRGENSEN, S. E., y TAO, S. (1999). Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling*, 116(1), 77-106.

ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y., DEVERCELLI, M., y GARCÍA DE EMILIANI, M. O. (2007). Phytoplankton. Pp. 177-203. In: Iriondo, M. H., Paggi, J. C. y Parma, M. J. (Eds.) The middle Paraná River: limnology of a subtropical wetland. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

ZIBILSKE, L. M., y WAGNER, G. H. (1982). Bacterial growth and fungal genera distribution in soil amended with sewage sludge containing cadmium, chromium, and copper. *Soil Science*, 134(6), 364-370.



ANEXOS

Anexo 1. Tabla con los nombres de las especies identificadas y su nomenclatura actualizada pertenecientes a los capítulos 3 y 4 del presente trabajo de tesis. En la última columna se aclara en cual de los dos capítulos mencionados se identificó.

Nombre de la especie	Nomenclatura actualizada	Cap.
Cianobacterias		
<i>Anabaena aphanizomenoides</i>	<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> (Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková et Komárková	3, 4
<i>Anabaena fertilissima</i>	<i>Trichormus fertilissimus</i> (C.B.Rao) Kom. et Anagn.	3
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Dolichospermum flosaquae</i> (Bréb. ex Born. et Flah.) Wacklin, Hoffmann et Komárek	3, 4
<i>Anabaena sphaerica</i> Born. et Flah.		3, 4
<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Dolichospermum spiroides</i> (Kleb) Wacklin et al.	3, 4
<i>Anabaenopsis circularis</i> (West) Wolosz. et Miller		3
<i>Aphanocapsa grevillei</i> (Hass.) Rabh.		3
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemm.) Cronb. Kom.		3, 4
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G. S. West		3
<i>Aphanocapsa planctonica</i> (Smith) Kom. et Anagn.		3
<i>Aphanothece bachmannii</i>	<i>Anathece bachmannii</i> (Kom. et Cronb.) Komárek, Kastovsky et Jezberová	3
<i>Aphanothece smithii</i>	<i>Anathece smithii</i> (Kom. Leg. et Cronb.) Komárek, Kastovsky et Jezberová	3, 4
<i>Arthrospira tenuis</i> Brühl et Biswas		3
<i>Calothrix sp.</i> Agardh ex Born. et Flah.		3
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli		3
<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin	3, 4
<i>Coelosphaerium pusillum</i>	<i>Coelomoron pusillum</i> (Van Goor) Kom.	3
<i>Chroococcus limneticus</i>	<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemm.) Komárková, Jezberová, Komárek et Zapomelová	3, 4
<i>Chroococcus minutus</i> (Kütz.) Nägeli		3
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Nägeli		3
<i>Cyanobium diatomicola</i> (Geitler) Komárek, Kopecký et Cepák		3
<i>Eucapsis alpina</i> Clements et Schantz		3, 4
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gom.) Anagn.		3
<i>Jaaginema gracile</i> (Böcher) Anagn. et Kom.		3
<i>Jaaginema minimum</i> (Gicklhorn) Anagn. et Kom.		3
<i>Jaaginema profundum</i> (Schröter et Kirch) Anagn. et Kom.		3
<i>Jaaginema pseudogeminatum</i> (Schmid) Anagn. et Kom.		3
<i>Jaaginema subtilissimum</i> (Kütz. ex de Toni) Anagn. et Kom.		3

Anexo 1. Continuación

<i>Komvophoron breve</i> (Carter) Anagn.		3
<i>Komvophoron constrictum</i> (Szafer) Anagn. et Kom.		3
<i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagn. et Kom.		3
<i>Leptolyngbya perelegans</i> (Lemm.) Anagn. et Kom.		3
<i>Lyngbya martensiana</i> Meneghini ex Gom.		3
<i>Merismopedia convoluta</i> Breb. ex Kütz.		3
<i>Merismopedia elegans</i> Braun ex Kütz.		3
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.		3, 4
<i>Merismopedia minima</i> Beck		3, 4
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen		3
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.		3
<i>Microcrocis obvoluta</i> (Tiffany) Frank et Landman		3
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.		3, 4
<i>Microcystis flosaquae</i> (Witt.) Kirch.		3, 4
<i>Microcystis natans</i> Lemm. ex Skuja		3
<i>Microcystis wesembergii</i> (Kom.) Kom. ex Kondrateva		3
<i>Oscillatoria formosa</i>	<i>Kamptonema formosum</i> (Bory ex Gom.) Strunecký, Kom. et Smarda	3
<i>Oscillatoria limosa</i>	<i>Phormidium limosum</i> (Dillwyn) Silva	3
<i>Oscillatoria minutissima</i> González Guerrero		3
<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gom.		3
<i>Oscillatoria subbrevis</i> Schmidle		3
<i>Oscillatoria sp.</i> Vaucher ex Gomont		3
<i>Phormidium aerugineo-caeruleum</i> (Gom.) Anagn. et Kom.		3
<i>Phormidium ambiguum</i> Gom.		3
<i>Phormidium articulatum</i> (Gardner) Anagn. et Kom.		3
<i>Phormidium breve</i> (Kütz. ex Gom.) Anagn. et Kom.		3
<i>Phormidium chalybeum</i> (Mertens) Anag. et Kom.		3
<i>Phormidium chlorinum</i> (Kütz. ex Gom.) Umezaki et Watanabe		3
<i>Phormidium diguetii</i> (Gom.) Anagn. et Kom.		3
<i>Phormidium puteale</i> (Mont. ex Gom.) Anagn. et Kom.		3
<i>Phormidium tenue</i>	<i>Leptolyngbya tenuis</i> (Gom.) Anagn. et Kom.	3
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom. Legn. et Cronb.		3, 4
<i>Planktolyngbya contorta</i> (Lemm.) Anagn. et Kom.		3
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom) Anagn. et Kom.		3, 4

Anexo 1. Continuación

<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn		3, 4
<i>Pseudanabaena contorta</i> Kling et Watson		3
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemm.) Kom.		3
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Hüb.-Pest. and Naum.) Bourr.		3, 4
<i>Pseudanabaena raphidioides</i> (Geitler) Anagn. et Kom.		3
<i>Raphidiopsis curvata</i> Fritsch et Rich		3, 4
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja		3, 4
<i>Romeria elegans</i> (Wolosz.) Koczw.		3
<i>Romeria leopoliensis</i> (Raciborski) Koczwara		3, 4
<i>Romeria okensis</i> (Meyer) Hindák		3
<i>Schizothrix fragilis</i> Gom.		3
<i>Spirulina abbreviata</i> Lemm.		3, 4
<i>Spirulina laxa</i> Smith		3, 4
<i>Spirulina laxissima</i>	<i>Glaucospira laxissima</i> (West) Simic, Kom. et Dordevic	3
<i>Spirulina platensis</i>	<i>Arthrospira platensis</i> Gom.	3
<i>Spirulina subtilissima</i> Kütz. ex Gom.		3
<i>Spirulina sp</i> Turpin ex Gom.		3
Euglenofitas		
<i>Euglena acus</i>	<i>Lepocinclis acus</i> (Müller) Marin et Melkonian	3, 4
<i>Euglena amphipyrenica</i> Chadeffaud		3, 4
<i>Euglena caudata</i>	<i>Euglenaria caudata</i> (Hübner) Karnowska-Ishikawa, Linton et Kwiatowski	3
<i>Euglena circularis</i> Gojdics		3
<i>Euglena ehrenbergii</i> Klebs		3, 4
<i>Euglena fundoversata</i>	<i>Euglena sanguinea</i> Ehr.	3
<i>Euglena limnophila</i>	<i>Phacus limnophilus</i> (Lemm.) Linton et Karnkowska-Ishikawa	3, 4
<i>Euglena megalithos</i> Skuja		3
<i>Euglena oxyuris</i>	<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) Marin et Melkonian	3, 4
<i>Euglena proxima</i>	<i>Euglenaformis proxima</i> (Dangeard) Bennett et Triemer	3, 4
<i>Euglena pusilla</i> Playfair		3
<i>Euglena refringens</i> Gojdics		3
<i>Euglena retronata</i> Johnson		3, 4
<i>Euglena rubida</i> Mainx		3
<i>Euglena spathirhyncha</i>	<i>Discoplastis spathirhyncha</i> (Skuja) Triemer	3, 4
<i>Euglena spirogyra</i>	<i>Lepocinclis spirogyroides</i> Marin et Melkonian	3
<i>Euglena viridis</i> (Müll.) Ehr.		3, 4
<i>Lepocinclis fusiformis</i> (Carter) Lemm.		3
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes		3
<i>Phacus aenigmaticus</i>	<i>Monomorphina aenigmatica</i> (Drezepolski) Nudelman et Triemer	3, 4

Anexo 1. Continuación

<i>Phacus agilis</i>	<i>Cryptoglena skujae</i> Marin et Melkonian	3, 4
<i>Phacus anomala</i> Fritsch et Rich		3
<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko		3, 4
<i>Phacus granum</i> Drezepolski		3, 4
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Dujardin		3, 4
<i>Phacus onyx</i> Pochmann		3
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner		3, 4
<i>Phacus platalea</i>	<i>Phacus orbicularis</i> Hübner	3
<i>Phacus pleuronectes</i> (Müller) Nitzsch ex Dujardin		3, 4
<i>Phacus</i> sp. Dujardin		3, 4
<i>Strombomonas borystehniensis</i> (Roll) Tell et Conforti		3
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemm.) Deflandre		3, 4
<i>Strombomonas ovalis</i> (Playfair) Deflandre		3
<i>Strombomonas scabra</i> (Playfair) Tell et Conforti		3, 4
<i>Strombomonas treubii</i> (Woloszynska) Deflandre		3, 4
<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Deflandre		3, 4
<i>Strombomonas</i> sp. Deflandre		3
<i>Trachelomonas cervicula</i> Stokes		3, 4
<i>Trachelomonas crebea</i> Kellicott		3
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein		3, 4
<i>Trachelomonas intermedia</i> Dangeard		3, 4
<i>Trachelomonas lemmermannii</i> Woloszynska		3, 4
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemm.		3
<i>Trachelomonas obovata</i> Stokes		3, 4
<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko		3, 4
<i>Trachelomonas pulcherrima</i>	<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>pulcherrima</i> (Playfair) Popova	3
<i>Trachelomonas raciborskii</i> Woloszynska		3
<i>Trachelomonas rotunda</i> Svirenko		3, 4
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehr.) Ehr.		3, 4
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.		3, 4
Clorofitas		
<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair		3, 4
<i>Actinastrum fluviatile</i> (Schröder) Fott		3, 4
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim		3, 4
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch	3
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs		3, 4
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda		3
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	<i>Messastrum gracile</i> (Reinsch) Garcia	3

Anexo 1. Continuación

<i>Binuclearia eriensis</i>	<i>Binuclearia tectorum</i> var. <i>eriensis</i> (Tiffany) Printz	3, 4
<i>Binuclearia tectorum</i> (Kütz.) Berger ex Wichmann		3
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.		3
<i>Chaetophora</i> sp. Schrank		3
<i>Chlamydomonas grovei</i>	<i>Chloromonas grovei</i> (West) Gerloff et Ettl	3
<i>Chlorococcum</i> sp. Meneghini		3
<i>Cladophora</i> sp. Kütz.		3
<i>Closterium abruptum</i> West		3
<i>Closterium acerosum</i> Ehr. ex Ralfs		3
<i>Closterium aciculare</i> West		3, 4
<i>Closterium acutum</i> Brébisson		3, 4
<i>Closterium ceratium</i> Perty		3, 4
<i>Closterium cornu</i> Ehr. ex Ralfs		3, 4
<i>Closterium moniliferum</i> Ehr. ex Ralfs		3, 4
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli		3
<i>Closterium venus</i> Kütz. ex Ralfs		3, 4
<i>Closterium</i> sp. Nitzsch ex Ralfs		3
<i>Closteriopsis longissima</i> (Lemm.) Lemm.		3, 4
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris		3, 4
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli		3, 4
<i>Cosmarium</i> sp. Corda ex Ralfs		3, 4
<i>Crucigenia crucifera</i>	<i>Willea crucifera</i> (Wolle) John, Wynne et Tsarenko	3, 4
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren		3, 4
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze		3, 4
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	<i>Willea rectangularis</i> (Braun) John, Wynne et Tsarenko	3, 4
<i>Crucigeniella saquei</i>	<i>Willea saquei</i> (Kom.) John, Wynne et Tsarenko	3, 4
<i>Dictyosphaerium anomalum</i>	<i>Mychonastes anomalus</i> (Korshikov) Krienitz, Bock, Dadheech et Proschold	3, 4
<i>Dictyosphaerium chlorelloides</i> (Nauman) Kom. et Perman		3, 4
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli		3, 4
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (Wood) Bock, Proschold et Krienitz	3, 4
<i>Dictyosphaerium reniforme</i> Bulnheim		3
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i> Van Goor		3, 4
<i>Didymocystis bicellularis</i>	<i>Desmodesmus bicellularis</i> (Chodat) An, Friedl et Hegewald	3, 4
<i>Didymogenes palatina</i> Schmidle		3, 4
<i>Diplochlois lunata</i> (Fott) Fott		3
<i>Eremosphaera eremosphaeria</i> (Smith) Smith et Bold		3
<i>Eremosphaera minor</i> Smith et Bold		3, 4

Anexo 1. Continuación

<i>Eudorina elegans</i> Ehr.		3
<i>Eutetramorus fottii</i>	<i>Coenochloris fottii</i> (Hindák) Tsarenko	3, 4
<i>Geminella interrupta</i> Turpin		3, 4
<i>Gonium</i> sp. Müller		3
<i>Hofmania africana</i> Wooszyńska		3, 4
<i>Hormidium flaccidum</i>	<i>Klebsormidium flaccidum</i> (Kütz.) Silva, Mattox et Blackwell	3
<i>Hyaloraphidium rectum</i> Korshikov		3, 4
<i>Keratococcus bicaudatus</i> (Braun ex Rabenh.) Petersen		3
<i>Kirchneriella aperta</i> Teiling		3, 4
<i>Kirchneriella contorta</i> Korshikov		3, 4
<i>Kirchneriella irregularis</i> (Smith) Korshikov		3
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) Schmidle		3, 4
<i>Korshikoviella limnetica</i> (Lemm.) Silva		3, 4
<i>Lagerheimia subsalsa</i> Lemm.		3, 4
<i>Lobocystis planctonica</i> (Tiffany et Ahlstrom) Fott		3, 4
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius		3, 4
<i>Micractinium quadrisetum</i> (Lemm.) Smith		3, 4
<i>Microspora quadrata</i> Hazen		3
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korshikov	3, 4
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard		3, 4
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Kom. Legn.		3, 4
<i>Monoraphidium dybowskii</i> (Woloszynska) Hindák et Kom. Legn.		3, 4
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Kom. Legn.		3, 4
<i>Monoraphidium indicum</i> Hindák		3
<i>Monoraphidium irregulare</i> (Smith) Kom. Legn.		3
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard		3, 4
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Kom. Legn.		3, 4
<i>Monoraphidium mirabile</i> (West et G.S.West) Pankow		3, 4
<i>Monoraphidium nanum</i> (Ettl) Hindák		3, 4
<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) Kom. Legn.		3, 4
<i>Monoraphidium tortile</i> (West et G.S.West) Kom. Legn.		3, 4
<i>Mougeotia</i> sp. De Bary		3
<i>Oedogonium</i> sp. Link ex Hirn		3
<i>Oocystis borgei</i> Snow		3, 4
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat		3
<i>Oocystis natans</i> Smith		3

Anexo 1. Continuación

<i>Oocystis marssonii</i> Lemm.		3
<i>Oocystis parva</i> West et G.S.West		3, 4
<i>Oocystis pusilla</i> Hansgirg		3, 4
<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory		3, 4
<i>Pediastrum argentinense</i> Bourrelly et Tell		3
<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) Hegewald	3
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen		3, 4
<i>Pediastrum simplex</i>	<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	3
<i>Pediastrum tetras</i>	<i>Stauridium tetras</i> (Ehr.) Hegewald	3, 4
<i>Planctonema lauterbornii</i>	<i>Binuclearia lauterbornii</i> (Schmidle) Proschkina-Lavrenko	3, 4
<i>Platydorina caudata</i> Kofoid		3, 4
<i>Quadricoccus ellipticus</i> Hortobágyi		3, 4
<i>Quadrigula quaternata</i> (West et G.West) Printz		3, 4
<i>Raphidocelis extensa</i> (Korshikov) Kom.		3
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Tsarenko	3, 4
<i>Scenedesmus acutus</i>	<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) Wynne	3, 4
<i>Scenedesmus aldavei</i> Hegewald		3
<i>Scenedesmus balatonicus</i> Hortobágyi		3, 4
<i>Scenedesmus bijuga</i> (Turpin) Lagerheim		3, 4
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) An, Friedl et Hegewald	3
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	<i>Tetradesmus dimorphus</i> (Turpin) Wynne	3, 4
<i>Scenedesmus disciformis</i>	<i>Scenedesmus obtusus</i> f. <i>disciformis</i> (Chodat) Compère	3, 4
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehr.) Chodat		3, 4
<i>Scenedesmus falcatus</i>	<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Tsarenko	3
<i>Scenedesmus intermedius</i>	<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) Hegewald	3, 4
<i>Scenedesmus magnus</i>	<i>Desmodesmus magnus</i> (Meyen) Tsarenko	3
<i>Scenedesmus nanus</i> Chodat		3, 4
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen		3, 4
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Richter) Hegewald	3, 4
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	3
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	<i>Desmodesmus pannonicus</i> (Hortobágyi) Hegewald	3
<i>Scenedesmus pecsensis</i> Uherkovich		3, 4
<i>Scenedesmus protuberans</i>	<i>Desmodesmus protuberans</i> (Fritsch et Rich) Hegewald	3
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson		3, 4
<i>Schroederia antillarum</i>	<i>Pseudoschroederia antillarum</i> (Kom) Hegewald et Schnepf	3
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemm.		3, 4

Anexo 1. Continuación

<i>Schroederia</i> sp. Lemm.		3
<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korshikov		3, 4
<i>Schroederiella africana</i> Woloszynska		3, 4
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat		3
<i>Spirogyra</i> sp Link		3
<i>Tetrachlorella incerta</i> Hindák		3, 4
<i>Tetrademus wisconsinensis</i> Smith		3, 4
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg		3, 4
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlstrom et Tiffany		3, 4
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat		3, 4
<i>Tetrastrum staurogeniiforme</i> (Schröder) Lemm.		3, 4
<i>Tetrastrum triangulare</i>	<i>Lemmermannia triangularis</i> (Chodat) Bock et Krienitz	3, 4
<i>Tetrastrum</i> sp. Chodat		3
<i>Thorakochloris nygardii</i>	<i>Hindakochloris nygaardii</i> (Fott) Comas	3, 4
<i>Ulothrix</i> sp. Kütz.		3
<i>Uva gracilis</i>	<i>Pyrobotrys casinoensis</i> (Playfair) Silva	3, 4
Chrysofitas		
<i>Dictyocha fibula</i> Ehr.		3
<i>Dinobryon</i> sp. Ehr.		3
Diatomeas		
<i>Achnanthes exigua</i>	<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	3
<i>Achnanthes lanceolata</i>	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kütz.) Lange-Bertalot	3
<i>Achnanthes minutissima</i>	<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	3
<i>Achnanthes</i> sp. Bory		3
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory ex Greville) Hustedt		3, 4
<i>Amphora libyca</i> Ehr.		3
<i>Amphora veneta</i>	<i>Halamphora veneta</i> (Kütz.) Levkov	3
<i>Amphora</i> sp. Ehr. ex Kütz.		3
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen		3, 4
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Simonsen		3, 4
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen		3, 4
<i>Aulacoseira granulata</i> f. <i>curvata</i> (Hustedt) Simonsen		3, 4
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müller) Simonsen		3, 4
<i>Aulacoseira granulata</i> f. <i>spiralis</i> (Hustedt) Czarnecki et Reinke		3
<i>Aulacoseira islandica</i> (Müller) Simonsen		3, 4
<i>Aulacoseira muzzanensis</i> (Meister) Krammer		3, 4

Anexo 1. Continuación

<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin		3
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve		3
<i>Caloneis</i> sp. Cleve		3
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.		3
<i>Cocconeis</i> sp. Ehr.		3
<i>Coscinodiscus gigas</i> Ehr.		3
<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i> (Ehr.) Ehr.		3
<i>Coscinodiscus</i> sp. Ehr.		3, 4
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann		3
<i>Craticula ambigua</i> (Ehr.) Mann		3
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Mann		3
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) Mann		3
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt		3, 4
<i>Cyclotella atomus</i> var. <i>gracilis</i> Genkal et Kiss		3, 4
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.		3, 4
<i>Cyclotella striata</i> (Kütz.) Grunow		3, 4
<i>Cyclotella</i> sp. (Kütz.) Brébisson		3, 4
<i>Cymbella excisa</i> Kütz.		3
<i>Cymbella</i> sp. Agardh		3
<i>Diatoma</i> sp. Bory		3
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve		3
<i>Diploneis</i> sp. Ehr. ex Cleve		3
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann		3
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Brébisson		3
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehr.) Schaarschmidt		3
<i>Eunotia monodon</i> Ehr.		3
<i>Eunotia pectinalis</i> (Kütz.) Rabenhorst		3
<i>Eunotia</i> sp. Ehr.		3
<i>Fallacia clepsidroides</i> Witkowski		3
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kütz.) Stickle et Mann		3
<i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grunow		3
<i>Fragilaria heidenii</i> Østrup		3
<i>Fragilaria pinnata</i>	<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehr.) Williams et Round	3
<i>Gomphonema clavatum</i>	<i>Gomphoneis olivaceum</i> (Hornemann) Dawson ex Ross et Sims	3
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.		3
<i>Gomphonema olivaceum</i>	<i>Gomphoneis olivaceum</i> (Hornemann) Dawson ex Ross et Sims	3
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.		3
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot		3
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.		3
<i>Gomphonema</i> sp. Ehr.		3

Anexo 1. Continuación

<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenhorst		3
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kütz.) Rabenhorst		3
<i>Gyrosigma nodiferum</i>	<i>Gyrosigma sciotense</i> (Sullivant et Wormley) Cleve	3
<i>Gyrosigma parkerii</i>	<i>Gyrosigma wormleyi</i> (Sullivant) Boyer	3
<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve		3
<i>Gyrosigma spenceri</i>	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenhorst	3
<i>Gyrosigma sp.</i> Hassall		3
<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot		3
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grunow		3
<i>Hantzschia sp.</i> Grunow		3
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski		3
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski		3
<i>Luticola ventricosa</i> (Kütz.) Mann		3
<i>Melosira varians</i> Agardh		3
<i>Navicula angusta</i> Grunow		3
<i>Navicula atomus</i>	<i>Mayamaea atomus</i> (Kütz.) Lange-Bertalot	3
<i>Navicula constans</i>	<i>Placoneis constans</i> (Hustedt) Cox	3
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.		3
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot		3
<i>Navicula gastrum</i> Ehr.		3
<i>Navicula gregaria</i> Donkin		3
<i>Navicula lanceolata</i> Ehr.		3
<i>Navicula leptostriata</i> Jørgensen		3
<i>Navicula minima</i>	<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot et Schiller	3
<i>Navicula novaesiberica</i> Lange-Bertalot		3
<i>Navicula peregrina</i> (Ehr.) Kütz.		3
<i>Navicula pusilla</i>	<i>Cosmioneis pusilla</i> (Smith) Mann et Stickle	3
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.		3
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kütz.		3
<i>Navicula subminuscula</i>	<i>Craticula subminuscula</i> (Manguin) Wetzel et Ector	3
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot		3
<i>Navicula sp.</i> Bory		3
<i>Neidium affine</i> (Ehr.) Pfützer		3
<i>Neidium ampliatum</i> (Ehr.) Krammer		3
<i>Neidium dubium</i> f. <i>constrictum</i> (Hustedt) Hustedt		3
<i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cleve		3
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) Smith		3
<i>Nitzschia acicularioides</i> Hustedt		3
<i>Nitzschia acuminata</i>	<i>Tryblionella acuminata</i> Smith	3

Anexo 1. Continuación

<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow		3
<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow		3
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt		3
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch		3
<i>Nitzschia debilis</i>	<i>Tryblionella debilis</i> Arnott ex O'Meara	3
<i>Nitzschia denticula</i>	<i>Denticula kuetsingii</i> Grunow	3
<i>Nitzschia draveillensis</i> Coste et Ricard		3, 4
<i>Nitzschia filiformis</i> (Smith) Van Heurck		3
<i>Nitzschia fruticosa</i> Hustedt		3, 4
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch		3
<i>Nitzschia levidensis</i>	<i>Tryblionella levidensis</i> Smith	3
<i>Nitzschia linearis</i> Smith		3
<i>Nitzschia nana</i> Grunow		3
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) Smith		3
<i>Nitzschia paleaceae</i> Grunow		3
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst		3
<i>Nitzschia reversa</i> Smith		3
<i>Nitzschia sigma</i> (Kütz.) Smith		3
<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch		3
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehr.) Lange-Bertalot		3
<i>Nitzschia</i> sp. Hassall		3
<i>Pinnularia gibba</i> Ehr.		3
<i>Pinnularia maior</i> (Kütz.) Cleve		3
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cleve		3
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory		3
<i>Pinnularia</i> sp. Ehr.		3
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer		3
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox		3
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehr.) Mereschkowsky		3
<i>Placoneis placentula</i> Heinzerling		3
<i>Placoneis</i> sp. Mereschkowsky		3
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehr.) Compère		3
<i>Rhoicosphenia curvata</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	3
<i>Rhoicosphenia</i> sp. Grunow		3
<i>Sellaphora pupula</i> (Kütz.) Mereschkowsky		3
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve		3, 4
<i>Skeletonema potamos</i> (Weber) Hasle		3, 4
<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cleve-Euler) Bethge		3, 4
<i>Skeletonema</i> sp. Greville		3, 4
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehr.		3
<i>Surirella brebisoni</i> Krammer et Lange-Bertalot		3

Anexo 1. Continuación

<i>Surirella brightwellii</i> Smith	3
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	3
<i>Surirella tenera</i> Gregory	3
<i>Surirella</i> sp. Turpin	3
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	3
<i>Tabellaria</i> sp. Ehr. ex Kütz.	3
<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehr.) Cleve	3
<i>Thalassiosira faurii</i> (Gasse) Hasle	3, 4
<i>Thalassiosira rudolfii</i> (Bachmann) Hasle	3, 4
<i>Thalassiosira</i> sp. Cleve	3, 4
<i>Triceratium hertleinii</i> Hanna	3
<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	3
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Frenguelli	3
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	3
Dinoflagelados	
<i>Peridinium</i> sp. Ehr.	3, 4

Anexo 2. Tabla de resultados del análisis SIMPER realizado con las especies seleccionadas para el capítulo 4. Datos de densidad en cel mL⁻¹. Porcentaje de corte para contribuciones menores: 90%.

<i>Grupo Neutral</i>					
Similitud promedio: 11,01					
Especies	Dens. Prom.	Sim. Prom.	Sim./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	7510,28	4,97	0,32	45,12	45,12
<i>Skeletonema</i> sp.	1538,56	2,01	0,29	18,27	63,39
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	3475,2	0,95	0,38	8,62	72
<i>Cyclotella atomus</i> var. <i>gracilis</i>	1306,48	0,81	0,32	7,38	79,39
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	227,34	0,73	0,42	6,62	86,01
<i>Eutetramorus fottii</i>	82,61	0,58	0,2	5,31	91,32
<i>Grupo La Niña</i>					
Similitud promedio: 9,94					
Especies	Dens. Prom.	Sim. Prom.	Sim./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Skeletonema</i> sp.	222,65	4,55	0,49	45,75	45,75
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	6737,02	1,28	0,46	12,84	58,59
<i>Merismopedia tenuissima</i>	892,54	1,06	0,18	10,7	69,29
<i>Actinocyclus normanii</i>	12,12	0,49	0,36	4,98	74,27
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	71,54	0,45	0,35	4,51	78,78
<i>Cyclotella</i> sp.	6,26	0,33	0,18	3,35	82,14
<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i>	0,97	0,33	0,15	3,3	85,44
<i>A. distans</i>	71,45	0,23	0,24	2,3	87,74
<i>Eutetramorus fotti</i>	994,44	0,22	0,26	2,23	89,97
<i>A. granulata</i>	3,94	0,18	0,25	1,77	91,74
<i>Grupo El Niño</i>					
Similitud promedio: 13,05					
Especies	Dens. Prom.	Sim. Prom.	Sim./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Skeletonema</i> sp.	4861,71	5,75	0,42	44,1	44,1
<i>Planktothrix agardhii</i>	71,18	5,65	0,28	43,29	87,38
<i>Merismopedia tenuissima</i>	1088,59	0,6	0,19	4,62	92

Anexo 2. Continuación

<i>Grupos Neutral y La Niña</i>						
Disimilitud promedio = 92,92						
	Neutral	La Niña				
Especies	Dens. Prom.	Dens. Prom.	Dis. Prom.	Dis./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	7510,28	892,54	28	0,86	30,14	30,14
<i>Skeletonema</i> sp.	1538,56	222,65	17,22	0,75	18,53	48,67
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	3475,2	6737,02	13,47	0,58	14,5	63,17
<i>Cyclotella atomus</i> var. <i>gracilis</i>	1306,48	5,5	7,4	0,46	7,97	71,14
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	227,34	71,54	3,95	0,65	4,25	75,39
<i>Merismopedia glauca</i>	1183,95	85,96	3,2	0,57	3,44	78,83
<i>Eutetramorus fotti</i>	82,61	994,44	2,88	0,46	3,1	81,93
<i>Actinocyclus normanii</i>	134,64	12,12	2,08	0,41	2,24	84,17
<i>Planktothrix agardhii</i>	4,2	1,89	2,03	0,23	2,19	86,36
<i>Crucigenia quadrata</i>	22,02	6,51	1,19	0,33	1,28	87,64
<i>A. distans</i>	1,76	71,45	1,12	0,42	1,21	88,84
<i>Cyclotella</i> sp.	0	6,26	1,07	0,27	1,15	89,99
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	91,85	3,76	0,89	0,25	0,96	90,95
<i>Grupos Neutral y El Niño</i>						
Disimilitud promedio = 92,40						
	Neutral	El Niño				
Especies	Dens. Prom.	Dens. Prom.	Dis. Prom.	Dis./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Skeletonema</i> sp.	1538,56	4861,71	28,73	0,89	31,09	31,09
<i>Merismopedia tenuissima</i>	7510,28	1088,59	26,8	0,82	29,01	60,09
<i>Planktothrix agardhii</i>	4,2	71,18	8,29	0,38	8,97	69,07
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	3475,2	722,42	7,22	0,54	7,82	76,88
<i>Cyclotella atomus</i> var. <i>gracilis</i>	1306,48	72,48	6,86	0,48	7,42	84,31
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	227,34	26,5	2,82	0,54	3,05	87,36
<i>Merismopedia glauca</i>	1183,95	9,79	2,17	0,44	2,35	89,71
<i>Actinocyclus normanii</i>	134,64	5,36	1,57	0,37	1,7	91,41
<i>Grupos La Niña y El Niño</i>						
Disimilitud promedio = 92,54						
	La Niña	El Niño				
Especies	Dens. Prom.	Dens. Prom.	Dis. Prom.	Dis./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Skeletonema</i> sp.	222,65	4861,71	32,25	0,97	34,85	34,85
<i>Merismopedia tenuissima</i>	892,54	1088,59	17,73	0,63	19,16	54,01
<i>Planktothrix agardhii</i>	1,89	71,18	12,27	0,49	13,26	67,27
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	6737,02	722,42	11,79	0,55	12,74	80,01
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	71,54	26,5	2,3	0,53	2,48	82,5
<i>Actinocyclus normanii</i>	12,12	5,36	1,88	0,36	2,03	84,53
<i>Cyclotella atomus</i> var. <i>gracilis</i>	5,5	72,48	1,85	0,42	2	86,53
<i>Eutetramorus fotti</i>	994,44	19,46	1,56	0,47	1,69	88,22
<i>Thalassiosira rudolfi</i>	0,05	7,5	1,32	0,26	1,42	89,64
<i>A. distans</i>	71,45	0,07	1,24	0,43	1,34	90,98

Referencias:

Dens. Prom.: Densidad promedio

Sim. Prom.: Similitud promedio

Sim. /D.E.: Similitud/ Desvío estándar

%Contrib.: Porcentaje de contribución

%Acum.: Porcentaje acumulado

Dis. Prom.: Disimilitud promedio

Dis. /D.E.: Disimilitud/ Desvío estándar

Anexo 3. Tabla de especies identificadas en las muestras correspondientes al capítulo 5 con su porcentaje de frecuencia correspondiente a la totalidad de las muestras (N=31).

Especie	% de frecuencia (N=31)
Cianobacterias	
<i>Anabaena sphaerica</i>	1,9
<i>Anabaenopsis circularis</i>	1,9
<i>Aphanocapsa conferta</i>	11,5
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	17,3
<i>Aphanocapsa grevillei</i>	15,4
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	5,8
<i>Aphanocapsa incerta</i>	5,8
<i>Aphanocapsa planctonica</i>	7,9
<i>Aphanotece smithii</i>	1,9
<i>Chroococcus prescottii</i>	1,9
<i>Dolichospermum circinalis</i>	5,8
<i>Dolichospermum spiroides</i>	3,8
<i>Jaaginema subtilissimum</i>	3,8
<i>Komvophoron constrictum</i>	15,4
<i>Komvophoron minutum</i>	1,9
<i>Merismopedia convoluta</i>	7,7
<i>Merismopedia glauca</i>	7,7
<i>Merismopedia punctata</i>	80,8
<i>Merismopedia tenuissima</i>	98,1
<i>Merismopedia warmingiana</i>	3,8
<i>Microcystis aeruginosa</i>	90,4
<i>Microcystis wesenbergii</i>	1,9
<i>Phormidium chalybeum</i>	1,9
<i>Phormidium formosum</i>	7,7
<i>Planktothrix agardhii</i>	57,7
<i>Pseudanabaena catenata</i>	1,9
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	7,7
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	34,6
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	11,5
<i>Romeria elegans</i>	3,8
<i>Romeria gracilis</i>	1,9
<i>Romeria okensis</i>	3,8
Clorofitas	
<i>Actinastrum hantzschii</i>	44,2
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	11,5
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	1,9
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	17,3
<i>Ankistrodesmus nannoselene</i>	9,6
<i>Chlorolobion saxatile</i>	3,8
<i>Closterium acutum</i>	30,8

Anexo 3. Continuación

<i>Closterium parvulum</i>	32,7
<i>Closterium venus</i>	40,4
<i>Coelastrum astroideum</i>	44,2
<i>Coelastrum microporum</i>	48,1
<i>Coelastrum sphaericum</i>	1,9
<i>Cosmarium insigne</i>	1,9
<i>Crucigenia fenestrata</i>	17,3
<i>Crucigenia quadrata</i>	88,5
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	48,1
<i>Crucigeniella crucifera</i>	34,6
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	57,7
<i>Dictyosphaerium ehremergianum</i>	23,1
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	90,4
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	26,9
<i>Dydimocystis bicellularis</i>	80,8
<i>Eudorina elegans</i>	5,8
<i>Eutetramorus fottii</i>	53,8
<i>Keratococcus bicaudatus</i>	30,8
<i>Kirchneriella arcuata</i>	1,9
<i>Kirchneriella contorta</i>	46,1
<i>Kirchneriella obesa</i>	73,1
<i>Kirchneriella subcapitata</i>	1,9
<i>Micractinium pusillum</i>	17,3
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	96,1
<i>Monoraphidium circinale</i>	50
<i>Monoraphidium contortum</i>	3,8
<i>Monoraphidium irregulare</i>	65,4
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	51,9
<i>Monoraphidium minutum</i>	26,9
<i>Monoraphidium mirabile</i>	1,9
<i>Monoraphidium tortile</i>	7,7
<i>Oedogonium sp</i>	1,9
<i>Oocystis borgei</i>	1,9
<i>Oocystis parva</i>	21,1
<i>Oocystis tainoensis</i>	1,9
<i>Pandorina morum</i>	5,8
<i>Pediastrum boryanum</i>	7,7
<i>Pediastrum duplex</i>	11,5
<i>Pediastrum tetras</i>	15,4
<i>Pediastrum simplex</i>	1,9
<i>Planktonema lauterbornii</i>	3,8
<i>Pyrobothrys gracilis</i>	5,8

Anexo 3. Continuación

<i>Scenedesmus acuminatus</i>	65,4
<i>Scenedesmus acutus</i>	71,1
<i>Scenedesmus armatus</i>	1,9
<i>Scenedesmus bernardii</i>	1,9
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	3,8
<i>Scenedesmus ecornis</i>	51,9
<i>Scenedesmus intermedius</i>	88,5
<i>Scenedesmus nanus</i>	84,6
<i>Scenedesmus obliquus</i>	17,3
<i>Scenedesmus obtusus</i>	48,1
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	32,7
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	15,4
<i>Scenedesmus peccensis</i>	3,8
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	84,6
<i>Scenedesmus spinosus</i>	3,8
<i>Schroederia setigera</i>	26,9
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	5,8
<i>Tetraedron minimum</i>	40,4
<i>Tetraedron regulare</i>	1,9
<i>Tetraedron triangulare</i>	15,4
<i>Tetraedron trigonum</i>	15,4
<i>Tetrastrum glabrum</i>	50
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	15,4
<i>Tetrastrum triangulare</i>	3,8
<i>Ulothrix subtilissima</i>	1,9
Euglenofitas	
<i>Euglena acus</i>	50
<i>Euglena limnophila</i>	26,9
<i>Euglena pelota</i>	3,8
<i>Euglena proxima</i>	3,8
<i>Euglena viridis</i>	15,4
<i>Phacus gigas</i>	1,9
<i>Phacus platalea</i>	13,5
<i>Strombomonas fluviatilis</i>	7,7
<i>Strombomonas scabra</i>	1,9
<i>Strombomonas verrucosa</i>	67,3
<i>Trachelomonas intermedia</i>	5,8
<i>Trachelomonas similis</i>	1,9
<i>Trachelomonas planctonica</i>	63,5
<i>Trachelomonas pulcherrima</i>	7,7
<i>Trachelomonas volvocina</i>	13,5
Diatomeas	

Anexo 3. Continuación

<i>Achnanthes minutissima</i>	11,5
<i>Actinocyclus normanii</i>	100
<i>Amphora veneta</i>	19,2
<i>Aulacoseira ambigua</i>	15,4
<i>Aulacoseira distans</i>	32,8
<i>Aulacoseira granulata</i>	23,1
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	75
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>curvata</i>	5,8
<i>Craticula halophila</i>	7,7
<i>Cyclotella atomus</i>	100
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	100
<i>Diploneis elliptica</i>	3,8
<i>Fallacia pygmaea</i>	36,5
<i>Gomphonema clavatum</i>	5,8
<i>Gomphonema parvulum</i>	19,2
<i>Hippodonta hungarica</i>	32,7
<i>Luticola goeppertiana</i>	9,6
<i>Melosira varians</i>	11,5
<i>Navicula cryptocephala</i>	19,2
<i>Navicula gregaria</i>	63,5
<i>Navicula novaesiberica</i>	7,7
<i>Navicula veneta</i>	1,9
<i>Neidium ampliatum</i>	5,8
<i>Nitzschia acicularis</i>	1,9
<i>Nitzschia gracilis</i>	1,9
<i>Nitzschia levidensis</i>	13,5
<i>Nitzschia palea</i>	80,8
<i>Nitzschia sigma</i>	3,8
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	3,8
<i>Nitzschia umbonata</i>	53,8
<i>Pinnularia microstauron</i>	15,4
<i>Placoneis clementis</i>	57,7
<i>Placoneis placentula</i>	1,9
<i>Pleurosira laevis</i>	28,8
<i>Sellaphora pupula</i>	5,8
<i>Skeletonema potamos</i>	57,7
<i>Skeletonema subsalsum</i>	57,7
<i>Stauroneis brasiliensis</i>	9,7
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	9,7
<i>Thalassiosira rudolphii</i>	7,7
Dinoflagelados	96,1

Anexo 4. Tabla de especies identificadas en las muestras pertenecientes al bioensayo realizado con Cr⁺⁶ (capítulo 6). Densidad promedio de las especies en las muestras control y tratamiento \pm desvío estándar (en cel mL⁻¹) al finalizar la exposición de 72.

Especies identificadas	Control (cel mL⁻¹)	Tratamiento (cel mL⁻¹)
Cianobacterias		
<i>Anabaenopsis circularis</i>	1672 \pm 1074	4734 \pm 1931
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	17512 \pm 15029	8682 \pm 2861
<i>Aphanocapsa incerta</i>	4534 \pm 4064	7333 \pm 6780
<i>Dolichospermum spiroides</i>	821 \pm 602	592 \pm 513
<i>Komvophoron constrictum</i>	93 \pm 162	0 \pm 0
<i>Limnococcus limneticus</i>	152 \pm 264	0 \pm 0
<i>Merismopedia convoluta</i>	9762 \pm 5411	14643 \pm 12990
<i>Merismopedia punctata</i>	2816 \pm 3254	1173 \pm 1330
<i>Merismopedia tenuissima</i>	42732 \pm 2282	23982 \pm 7708
<i>Microcystis aeruginosa</i>	4886 \pm 6383	3326 \pm 4435
<i>Microcystis wesenbergii</i>	1032 \pm 1056	1941 \pm 2052
<i>Planktothrix agardhii</i>	2123 \pm 1872	8993 \pm 5010
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	821 \pm 885	264 \pm 457
<i>Woronichinia elorantae</i>	950 \pm 875	2464 \pm 2881
Euglenofitas		
<i>Discoplastis spathirhyncha</i>	5 \pm 10	5 \pm 10
<i>Euglena gracilis</i>	17 \pm 30	0 \pm 0
<i>Euglena hemichromata</i>	5 \pm 10	11 \pm 20
<i>Phacus onyx</i>	0 \pm 0	5 \pm 10
<i>Strombomonas verrucosa</i>	5 \pm 10	17 \pm 17
Clorofitas		
<i>Actinastrum hantzschii</i>	369 \pm 244	475 \pm 158
<i>Acutodesmus acuminatus</i>	445 \pm 468	258 \pm 107
<i>Acutodesmus obliquus</i>	70 \pm 121	0 \pm 0
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	199 \pm 20	152 \pm 53
<i>Closterium acutum</i>	0 \pm 0	5 \pm 10
<i>Coelastrum astroideum</i>	1044 \pm 650	287 \pm 88
<i>Coelastrum microporum</i>	164 \pm 284	82 \pm 142
<i>Coenochloris fottii</i>	211 \pm 70	375 \pm 146
<i>Crucigenia quadrata</i>	962 \pm 950	469 \pm 325
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	46 \pm 20	35 \pm 35
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	269 \pm 101	398 \pm 146
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	93 \pm 81	281 \pm 243
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	23 \pm 40	0 \pm 0
<i>Diplochlois decussata</i>	2352 \pm 1738	1413 \pm 502
<i>Keratococcus bicaudatus</i>	17 \pm 17	23 \pm 26
<i>Kirchneriella contorta</i>	5 \pm 10	0 \pm 0
<i>Kirchneriella obesa</i>	346 \pm 327	574 \pm 238

Anexo 4. Continuación

<i>Kirchneriella obtusa</i>	0 ± 0	93 ± 162
<i>Korshikoviella limnetica</i>	5 ± 10	11 ± 10
<i>Lauterborniella elegantissima</i>	352 ± 253	93 ± 107
<i>Micractinium pusillum</i>	674 ± 614	539 ± 291
<i>Monactinus simplex</i>	281 ± 290	82 ± 142
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	88 ± 46	64 ± 10
<i>Monoraphidium circinale</i>	82 ± 44	23 ± 20
<i>Monoraphidium contortum</i>	211 ± 121	193 ± 46
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	23 ± 10	23 ± 20
<i>Monoraphidium minutum</i>	0 ± 0	5 ± 10
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	2358 ± 763	2018 ± 247
<i>Oocystis borgei</i>	70 ± 70	117 ± 81
<i>Oocystis pusilla</i>	140 ± 140	46 ± 81
<i>Pandorina morum</i>	275 ± 134	0 ± 0
<i>Pediastrum duplex</i>	0 ± 0	199 ± 106
<i>Pteromonas angulosa</i>	5 ± 10	5 ± 10
<i>Scendesmus acutus</i>	258 ± 215	234 ± 177
<i>Scenedesmus balatonicus</i>	140 ± 243	275 ± 264
<i>Scenedesmus intermedius</i>	903 ± 239	1320 ± 562
<i>Scenedesmus linearis</i>	11 ± 20	0 ± 0
<i>Scendesmus obtusus</i>	93 ± 81	234 ± 215
<i>Scendesmus pecsensis</i>	152 ± 53	93 ± 107
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	985 ± 80	938 ± 352
<i>Schroederia setigera</i>	23 ± 26	46 ± 44
<i>Stauridium tetras</i>	334 ± 410	129 ± 223
<i>Tetraedron trigonum</i>	58 ± 36	88 ± 46
<i>Tetrastrum glabrum</i>	23 ± 40	46 ± 40
<i>Willea rectangularis</i>	222 ± 327	269 ± 303
Diatomeas		
<i>Achnantes minutissima</i>	5 ± 10	5 ± 10
<i>Actinocyclus normanii</i>	3062 ± 1037	2616 ± 1030
<i>Amphora lybica</i>	105 ± 60	64 ± 66
<i>Cyclotella atomus</i>	1894 ± 264	1079 ± 117
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1648 ± 203	1220 ± 678
<i>Fallacia pygmaea</i>	0 ± 0	5 ± 10
<i>Fragilaria heidenii</i>	58 ± 101	29 ± 50
<i>Navicula gregaria</i>	5 ± 10	5 ± 10
<i>Neidium ampliatum</i>	0 ± 0	11 ± 10
<i>Nitzschia acicularis</i>	5 ± 10	17 ± 30
<i>Nitzschia calida</i>	35 ± 35	46 ± 10
<i>Nitzschia capitellata</i>	11 ± 20	29 ± 26
<i>Nitzschia palea</i>	111 ± 40	52 ± 76

Anexo 4. Continuación

<i>Nitzschia</i> sp.	58 ± 44	64 ± 71
<i>Nitzschia terrestris</i>	5 ± 10	0 ± 0
<i>Nitzschia umbonata</i>	0 ± 0	11 ± 10
<i>Placoneis clementis</i>	5 ± 10	5 ± 10
<i>Skeletonema subsalsum</i>	586 ± 590	0 ± 0
Dinoflagelados	5 ± 10	11 ± 10

Anexo 5. Tabla de resultados del análisis SIMPER realizado con las especies identificadas en el capítulo 6. Datos de densidad en cel mL⁻¹. Porcentaje de corte para contribuciones menores: 90%.

Grupo C					
Similitud promedio: 75,44					
Especies	Dens. Prom.	Sim. Prom.	Sim./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	10,66	3,39	208,92	4,49	4,49
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9,53	2,86	30,63	3,79	8,28
<i>Merismopedia convoluta</i>	9,05	2,75	14,01	3,64	11,92
<i>Actinocyclus normanii</i>	7,99	2,49	310,06	3,3	15,22
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	7,72	2,39	22,75	3,17	18,39
<i>Cyclotella atomus</i>	7,54	2,37	101	3,15	21,54
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	7,4	2,34	216,9	3,1	24,64
<i>Anabaenopsis circularis</i>	7,29	2,19	25,29	2,91	27,55
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	6,89	2,18	72,52	2,89	30,44
<i>Diplochloris decussata</i>	7,44	2,15	6,56	2,85	33,29
<i>Merismopedia punctata</i>	7,44	2,11	13,38	2,8	36,08
<i>Scenedesmus intermedius</i>	6,78	2,1	28,56	2,79	38,87
<i>Planktothrix agardhii</i>	7,28	2,08	7,47	2,75	41,62
<i>Coelastrum astroideum</i>	6,84	2,07	109,61	2,75	44,37
<i>Dolichospermum spiroides</i>	6,49	1,89	10,38	2,5	46,87
<i>Microcystis aeruginosa</i>	7,38	1,88	3,67	2,49	49,36
<i>Skeletonema subsalsum</i>	6,05	1,74	37,32	2,3	51,66
<i>Actinastrum hantzschii</i>	5,78	1,72	76,72	2,29	53,95
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	5,56	1,71	216,9	2,26	56,21
<i>Micractinium pusillum</i>	6,12	1,7	6,24	2,25	58,46
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	5,3	1,67	41,01	2,21	60,68
<i>Pandorina morum</i>	5,54	1,66	18,85	2,21	62,88
<i>Lauterborniella elegantissima</i>	5,68	1,65	13,68	2,19	65,07
<i>Acutodesmus acuminatus</i>	5,74	1,62	22,08	2,15	67,22
<i>Coenochloris fottii</i>	5,32	1,62	22,08	2,15	69,37
<i>Scendesmus peccensis</i>	4,99	1,52	25,66	2,01	71,39
<i>Monoraphidium contortum</i>	5,19	1,51	6,09	2	73,38
<i>Scendesmus acutus</i>	5,28	1,48	7,58	1,96	75,34
<i>Nitzschia palea</i>	4,68	1,43	216,9	1,9	77,24
<i>Amphora lybica</i>	4,57	1,36	216,9	1,8	79,04
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	4,36	1,26	6,36	1,67	80,71
<i>Monoraphidium circinale</i>	4,3	1,24	7,24	1,64	82,35
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	3,82	1,14	216,9	1,52	83,87
<i>Tetraedron trigonum</i>	3,89	1,08	4,25	1,43	85,29
<i>Nitzschia sp.</i>	3,86	1,04	5,36	1,38	86,68
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	3,15	0,93	216,9	1,24	87,91
<i>Aphanocapsa incerta</i>	5,88	0,92	0,58	1,22	89,13
<i>Woronichinia elorantae</i>	4,83	0,74	0,58	0,99	90,12

Anexo 5. Continuación

Grupo T					
Similitud promedio: 75,66					
Especies	Dens. Prom.	Sim. Prom.	Sim./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	10,05	3,27	95,19	4,32	4,32
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9,03	2,92	33,91	3,86	8,18
<i>Planktothrix agardhii</i>	8,95	2,81	12,93	3,72	11,9
<i>Anabaenopsis circularis</i>	8,4	2,68	17,34	3,54	15,44
<i>Merismopedia convoluta</i>	8,97	2,62	4,88	3,46	18,9
<i>Actinocyclus normanii</i>	7,81	2,49	19,18	3,3	22,2
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	7,61	2,49	120,42	3,29	25,49
<i>Diplochlois decussata</i>	7,21	2,31	41,06	3,05	28,54
<i>Cyclotella atomus</i>	6,98	2,29	64,71	3,02	31,56
<i>Scenedesmus intermedius</i>	7,13	2,27	70,22	3	34,56
<i>Microcystis aeruginosa</i>	7,44	2,2	72,68	2,9	37,47
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	7	2,2	25,23	2,9	40,37
<i>Microcystis wesenbergii</i>	7,21	2,19	84,51	2,9	43,27
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	6,8	2,17	54,73	2,87	46,14
<i>Kirchneriella obesa</i>	6,3	1,99	29,48	2,63	48,77
<i>Actinastrum hantzschii</i>	6,13	1,95	19,52	2,58	51,35
<i>Micractinium pusillum</i>	6,19	1,92	17,58	2,54	53,89
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	5,95	1,89	43,55	2,5	56,39
<i>Crucigenia quadrata</i>	6,01	1,87	84,51	2,47	58,86
<i>Coenochlois fottii</i>	5,87	1,85	12,03	2,45	61,3
<i>Merismopedia punctata</i>	6,47	1,82	6,01	2,4	63,7
<i>Coelastrum astroideum</i>	5,63	1,79	26,3	2,37	66,07
<i>Acutodesmus acuminatus</i>	5,49	1,72	13,33	2,27	68,34
<i>Monoraphidium contortum</i>	5,25	1,69	67,6	2,23	70,57
<i>Pediastrum duplex</i>	5,18	1,58	8,55	2,09	72,66
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	4,99	1,58	21,65	2,08	74,75
<i>Scendesmus acutus</i>	5,22	1,53	6,76	2,03	76,78
<i>Oocystis borgei</i>	4,63	1,41	84,51	1,87	78,64
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	4,17	1,35	25,54	1,78	80,43
<i>Tetraedron trigonum</i>	4,4	1,35	31,2	1,78	82,21
<i>Nitzschia calida</i>	3,85	1,23	18,88	1,63	83,84
<i>Amphora lybica</i>	3,82	1,04	8,33	1,38	85,21
<i>Aphanocapsa incerta</i>	6,19	0,99	0,58	1,31	86,52
<i>Woronichinia elorantae</i>	5,37	0,82	0,58	1,08	87,6
<i>Dolichospermum spiroides</i>	4,53	0,74	0,58	0,98	88,58
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	4,03	0,67	0,58	0,88	89,46
<i>Scendesmus obtusus</i>	3,9	0,63	0,58	0,83	90,29

Anexo 5. Continuación

Grupos C y T						
Disimilitud promedio= 24,10						
	Grupo C		Grupo T			
Especies	Dens. Prom.	Dens. Prom.	Dis. Prom.	Dis./D.E.	%Contrib.	%Acum.
<i>Skeletonema subsalsum</i>	6,05	0	0,98	7,48	4,07	4,07
<i>Pandorina morum</i>	5,54	0	0,9	12,34	3,74	7,81
<i>Pediastrum duplex</i>	0	5,18	0,84	8,9	3,49	11,3
<i>Aphanocapsa incerta</i>	5,88	6,19	0,69	0,92	2,86	14,16
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	4,68	2,23	0,64	1,11	2,67	16,83
<i>Woronichinia elorantae</i>	4,83	5,37	0,61	1	2,54	19,37
<i>Stauridium tetras</i>	4,01	1,99	0,57	1,15	2,35	21,72
<i>Scenedesmus balatonicus</i>	2,02	3,99	0,55	1,1	2,28	24,01
<i>Monactinus simplex</i>	3,98	1,84	0,55	1,12	2,27	26,27
<i>Oocystis pusilla</i>	3,53	1,65	0,48	1,11	2,01	28,28
<i>Willea rectangularis</i>	3,55	3,92	0,48	1,11	2	30,28
<i>Microcystis wesembergii</i>	4,85	7,21	0,48	0,9	1,98	32,26
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	3,3	4,03	0,48	1,18	1,98	34,23
<i>Crucigenia quadrata</i>	4,81	6,01	0,46	1,14	1,9	36,13
<i>Scendesmus obtusus</i>	3,3	3,9	0,45	1,12	1,88	38,01
<i>Coelastrum microporum</i>	2,07	1,84	0,44	0,88	1,81	39,83
<i>Dolichospermum spiroides</i>	6,49	4,53	0,42	0,86	1,75	41,58
<i>Lauterborniella elegantissima</i>	5,68	3,21	0,42	1,05	1,74	43,32
<i>Tetrastrum glabrum</i>	1,42	2,85	0,38	1,05	1,59	44,91
<i>Kirchneriella obesa</i>	4,15	6,3	0,38	0,79	1,57	46,48
<i>Nitzschia palea</i>	4,68	2,63	0,37	1,17	1,54	48,02
<i>Fragilaria heidenii</i>	1,73	1,5	0,36	0,89	1,49	49,51
<i>Nitzschia capitellata</i>	1,2	2,52	0,35	1,1	1,44	50,95
<i>Schroederia setigera</i>	2,3	2,82	0,33	1,13	1,39	52,33
<i>Scendesmus peccensis</i>	4,99	3,21	0,33	0,9	1,37	53,7
<i>Limnococcus limneticus</i>	2,04	0	0,33	0,67	1,37	55,07
<i>Neidium ampliatum</i>	0	1,95	0,32	1,33	1,32	56,39
<i>Nitzschia umbonata</i>	0	1,95	0,32	1,33	1,32	57,71
<i>Monoraphidium circinale</i>	4,3	2,39	0,31	1,01	1,29	59,01
<i>Kirchneriella obtusa</i>	0	1,88	0,31	0,67	1,28	60,29
<i>Microcystis aeruginosa</i>	7,38	7,44	0,3	1,65	1,26	61,55
<i>Komvophoron constrictum</i>	1,88	0	0,3	0,67	1,26	62,81
<i>Oocystis borgei</i>	3,07	4,63	0,3	0,88	1,25	64,06
<i>Strombomonas verrucosa</i>	0,97	2,17	0,3	1,14	1,25	65,31
<i>Nitzschia sp.</i>	3,86	2,98	0,3	1,11	1,23	66,54
<i>Acutodesmus obliquus</i>	1,79	0	0,29	0,67	1,2	67,74
<i>Keratococcus bicaudatus</i>	2,17	2,3	0,28	1,07	1,16	68,9
<i>Planktothrix agardhii</i>	7,28	8,95	0,28	1,53	1,15	70,06
<i>Nitzschia acicularis</i>	0,97	1,33	0,27	0,93	1,11	71,17
Dinoflagelado	0,97	1,95	0,26	1,05	1,1	72,26
<i>Korshikoviella limnetica</i>	0,97	1,95	0,26	1,05	1,09	73,35

Anexo 5. Continuación

<i>Euglena hemichromata</i>	0,97	1,2	0,25	0,91	1,03	74,38
<i>Merismopedia punctata</i>	7,44	6,47	0,25	1,37	1,02	75,41
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	3,82	2,62	0,24	0,84	1,02	76,42
<i>Nitzschia calida</i>	2,62	3,85	0,24	0,86	1,01	77,44
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	1,42	0	0,23	0,67	0,95	78,39
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	3,15	2,39	0,22	0,96	0,91	79,3
<i>Euglena gracilis</i>	1,33	0	0,22	0,67	0,9	80,2
<i>Pteromonas angulosa</i>	0,97	0,97	0,21	0,84	0,88	81,08
<i>Discoplastis spathirhyncha</i>	0,97	0,97	0,21	0,84	0,88	81,95
<i>Navicula gregaria</i>	0,97	0,97	0,21	0,84	0,88	82,83
<i>Placoneis clementis</i>	0,97	0,97	0,21	0,84	0,87	83,7
<i>Achnantes minutissima</i>	0,97	0,97	0,21	0,84	0,87	84,58
<i>Merismopedia convoluta</i>	9,05	8,97	0,2	1,49	0,85	85,42
<i>Coelastrum astroideum</i>	6,84	5,63	0,2	2,08	0,81	86,24
<i>Scenedesmus linearis</i>	1,2	0	0,19	0,67	0,8	87,04
<i>Anabaenopsis circularis</i>	7,29	8,4	0,18	1,77	0,76	87,8
<i>Amphora lybica</i>	4,57	3,82	0,17	1,68	0,71	88,51
<i>Phacus onyx</i>	0	0,97	0,16	0,67	0,66	89,17
<i>Fallacia pygmaea</i>	0	0,97	0,16	0,67	0,66	89,84
<i>Closterium acutum</i>	0	0,97	0,16	0,67	0,66	90,49

Referencias:

- Grupo C: Grupo Control
- Grupo T: Grupo Tratamiento
- Dens. Prom.: Densidad promedio
- Sim. Prom.: Similitud promedio
- Sim. /D.E.: Similitud/ Desvío estándar
- %Contrib.: Porcentaje de contribución
- %Acum.: Porcentaje acumulado
- Dis. Prom.: Disimilitud promedio
- Dis. /D.E.: Disimilitud/ Desvío estándar