



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Dpto. de Química Física e Ingeniería Química I

TESIS DOCTORAL

Caracterización limnológica de un sistema de
agua salada de una cuenca endorreica

Presentada por:

Claudia E. Oroná

Directores:

Dr. Oscar Duarte

Dr. Jorge Paz Ferreiro

D. Óscar Carlos Duarte, Profesor Adjunto de Riego y Drenaje en la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER), Argentina, y **D. Jorge Paz Ferreiro**, Investigador del Programa “Juan de la Cierva” del Departamento de Edafología de la Universidad Politécnica de Madrid (UMP),

CERTIFICAN:

Que la presente Memoria titulada “**Caracterización Limnológica de un Sistema de Agua Salada de una Cuenca Endorreica**” que para optar al grado de Doctor por la Universidade da Coruña presenta la Ing. en Recursos Hídricos **Claudia Esther ORONÁ**, ha sido realizada bajo nuestra dirección y supervisión.

Considerando que constituye trabajo de *Tesis Doctoral*, autorizamos su presentación en el Departamento de Química Física e Ingeniería Química I de la Universidade da Coruña.

Y para que así conste, expedimos el presente certificado en A Coruña, a 25 de septiembre de 2012.

Fdo. Óscar Carlos Duarte

Fdo. Jorge Paz Ferreiro

A mis PADRES y
a TODOS los que alguna vez
me tendieron su mano.

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas a las que debo agradecerles el haber llegado a esta meta:

Ante todo a mis Padres por su sacrificio, por apoyarme en todas mis decisiones y por darme fuerzas cuando lo necesitaba.

A mis amigas incondicionales, Ana y María Inés por iniciarme en este camino de pasión por el estudio de los recursos hídricos y los temas ambientales, por compartir desde el comienzo sus conocimientos y por transmitirme su entusiasmo.

A todos los que directa o indirectamente participaron en las campañas de monitoreo llevadas a cabo durante el periodo en que se desarrolló esta tesis. Sin su apoyo hubiese sido imposible semejante tarea.

A mis compañeros y compañeras de docencia que, estando a mi lado, han sabido soportar mis angustias y alegrías, y me han brindado su comprensión y tolerancia.

A mis ex compañeros y actuales amigos Daniel Cabido y Conrado (Tito) Rosacher, por creer siempre en mí y darme fortaleza y cariño cuando más lo necesitaba.

Al Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales por brindarme un espacio para realizar mi tarea.

Al Departamento de Química Industrial y Aplicada de la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, del cual soy docente, por permitirme utilizar sus laboratorios.

A mis compañeros del Laboratorio de Hidráulica por su paciencia. En especial a Gerardo Hillman por ser mi consejero en muchas oportunidades.

A la Universidad da Coruña que me permitió avanzar en esta etapa de mis estudios, y en particular en la figura del Dr. Jorge Paz Ferreiro, ahora destinado en la Universidad Politécnica de Madrid.

Al Dr. Oscar Duarte de la Universidad Nacional de Entre Ríos, por su aliento cuando mis fuerzas flaqueaban, por su guía y correcciones.

A la Secretaría de Ciencia y Tecnología (SeCyT) de la Universidad Nacional de Córdoba, por los subsidios que hicieron posible la financiación de este trabajo.

Ha transcurrido mucho tiempo para llegar a este momento, por lo cual, espero no olvidarme de nadie. Si así sucede espero sepan perdonarme.

¡MUCHAS GRACIAS!

RESUMEN

Los estudios realizados en el marco de la presente Tesis Doctoral se focalizaron en ampliar el conocimiento del sistema Río Primero - Laguna del Plata - Laguna Mar Chiquita y, principalmente, en evaluar la calidad del agua y determinar el estado trófico de la Laguna del Plata durante el período estudiado.

Laguna del Plata, de agua salada, forma parte un sistema endorreico y de la Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita, ubicándose en la zona suroeste de esta última laguna.

La conservación y el desarrollo sustentable de las distintas áreas de la Reserva enfrentan problemas, amenazas, y oportunidades que requieren un adecuado conocimiento, análisis y previsión para su planificación. En función de esto es que resultó de interés el estudio de ésta área.

Entre los principales problemas y amenazas se incluyen la posible disminución del aporte de agua de los tributarios por derivación para usos consuntivos (irrigación, etc.) en la cuenca alta y media de cada uno de ellos y la contaminación a lo largo de las cuencas de los tributarios (de origen urbano, agropecuario o industrial).

Durante el período de estudio, 2005- 2007, la Laguna del Plata tenía una superficie aproximada de 27 km², con una profundidad máxima de 4 m. y se encontraba unida a la laguna

Mar Chiquita formando una especie de bahía). Si bien se trata de un cuerpo de agua somero y pequeño, su importancia radica en que es la receptora primaria de toda la contaminación que ingresa a través del Río Primero, su único tributario.

El escenario físico se planteó como un sistema dividido en tres subsistemas: A) Río Primero (o Suquía); B) Laguna del Plata y C) Laguna Mar Chiquita. Esta zonificación propuesta pretendió facilitar las actividades de diagnóstico, caracterización y clasificación del agua, en virtud de que se trata de un subsistema de agua dulce (río) con una composición y característica específica que ingresa a un subsistema de agua salada (laguna) con diferente composición y característica.

Con ese objetivo, se realizaron campañas de monitoreo estacionales durante el período 2005 – 2007, en seis sitios distribuidos de la siguiente forma: uno en el Río Primero, cuatro en la Laguna del Plata y uno en la laguna Mar Chiquita. En cada sitio de muestreo se extrajeron muestras de agua superficiales y se realizaron los análisis químicos y biológicos correspondientes para poder cumplir con los objetivos. Además, se caracterizó el agua del río y de la laguna; se estimó la carga de nutrientes que ingresaba por su tributario; se analizó el comportamiento de los principales parámetros medidos. También, se realizó la clasificación trófica de la Laguna del Plata y la determinación del nutriente limitante. Por último, se efectuó la caracterización del sedimento de fondo lagunar.

La información presentada en este trabajo se considera un aporte de utilidad para la planificación y gestión de la Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita, en especial de su recurso hídrico, con acciones que pretendan disminuir el avance del deterioro ambiental.

RESUMO

Os estudos realizados no marco da presente Tese Doutoral focalizáronse en ampliar o coñecemento do sistema “Río Primero - Laguna del Plata - Laguna Mar Chiquita” e, principalmente, en avaliar a calidade da auga e determinar o estado trófico da “Laguna del Plata” durante o período estudado.

“Laguna del Plata”, de auga salgada, forma parte un sistema endorreico e da “Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita”, situándose na zona sueste desta última lagoa.

A conservación e o desenvolvemento sostible das distintas áreas da Reserva enfrontan problemas, ameazas, e oportunidades que requiren un axeitado coñecemento, análise e previsión para a súa planificación. En función disto resultou de interese o estudo desta área.

Entre os principais problemas e ameazas inclúense a posible diminución da achega de auga dos tributarios por derivación para usos consuntivos (irrigación, etc.) na conca alta e media de cada un deles e a contaminación ao longo das concas dos tributarios (de orixe urbana, agropecuaria ou industrial).

Durante o período de estudo, 2005- 2007, a “Laguna del Plata” tiña unha superficie aproximada de 27 km², cunha profundidade máxima de 4 m. e encontrábase unida á “Laguna Mar Chiquita” formando unha especie de baía). Se ben se trata dun corpo de auga superficial e pequeno, a súa importancia radica en que é a

receptora primaria de toda a contaminación que ingresa a través do “Río Primero”, o seu único tributario.

O escenario físico formulouse como un sistema dividido en tres subsistemas: A) “Río Primero” (ou “Suquía”); B) “Laguna del Plata” e C) “Laguna Mar Chiquita”. Esta zonificación proposta pretendeu facilitar as actividades de diagnóstico, caracterización e clasificación da auga, en virtude de que se trata dun subsistema de auga doce (río) cunha composición e característica específica que ingresa a un subsistema de auga salgada (lagoa) con diferente composición e características.

Con ese obxectivo, realizáronse campañas de monitorización estacionais durante o período 2005 -2007, en seis sitios distribuídos da seguinte forma: un no “Río Primero”, catro na “Laguna del Plata” e un na “Laguna Mar Chiquita”. En cada sitio de mostraxe extraéronse mostras de auga superficiais e realizáronse as análises químicas e biolóxicas correspondentes para poder cumprir cos obxectivos. Ademais, caracterizouse a auga do río e da lagoa; estimouse a carga de nutrientes que ingresaba polo seu tributario; analizouse o comportamento dos principais parámetros medidos. Tamén se realizou a clasificación trófica da “Laguna del Plata” e a determinación do nutriente limitante. Por último, efectuouse a caracterización do sedimento de fondo lagunar.

A información presentada neste traballo considérase unha achega de utilidade para a planificación e xestión da “Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita”, en especial do seu recurso hídrico, con accións que pretendan diminuír o avance da deterioración ambiental.

SUMMARY

The work done in the framework of this doctoral thesis (PhD) focussed on upgrading the knowledge of the water system “Río Primero – Laguna de la Plata – Laguna Mar Chiquita”, in such a way that the main subjects addressed during the period studied were evaluation of water quality and assessment of the trophic state of the “Laguna de la Plata”.

The “Laguna del Plata” is a saline water body belonging to a endorreic complex and to “Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita” that is located at the southwest side of the later lake.

Environmental conservation and sustainable development of the various areas within these “Reserva” face problems threats and opportunities requesting adequate knowledge, analysis and prevision before planning. Therefore, in this statement lies the main interest of our study.

The most important problems and threats encountered include the possible decline of water input from the tributaries because of diversion or misuse for consumptive uses (irrigation, etc.) in the respective upper and middle river basin as well as the contamination (from urban, industrial or agricultural origin) along the whole basin of each of these tributaries.

The surface of the “Laguna de la Plata” during the period studied, i.e. from 2005 to 2007, was approximately 27 km², whereas its maximum depth was about 4 m. “Laguna de la Plata” joined “Laguna Mar Chiquita” and they shaped together a kind of

“bahía”. Although this is a small, superficial water body, it is very important because of its function as primary recipient of all the contamination arriving through “Río Primero”, its only tributary.

The physical scenario was considered as a system composed of three subsystems: A) Río Primero (or Suquía), B) Laguna del Plata and C) Laguna Mar Chiquita. Such zoning was done in order to improve activities of water diagnosis characterization and classification, given the singularity of a subsystem with freshwater (river) with a characteristic composition that enters a subsystem with saline water (pond or lake), thus a different composition.

Therefore, seasonal surveys were performed in the period 2005 to 2007 at six different sites located as follows: one in Río Primero, four in Laguna de la Plata and the last one in laguna Mar Chiquita. At each sampling location, samples of surface water were collected and the corresponding chemical and biological analysis were performed in order to meet our objectives. In addition, river and lake water was characterized, loads of nutrients entering through the tributary were estimated and the behaviour of the most important parameters measured were analyzed. Also trophic classification of Laguna de la Plata as well as determination of limiting nutrient were carried out. Finally sediments from the bottom of the lake were characterized.

The information contained in this work can be considered as a useful contribution for planning and management of “Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita”, and mostly when dealing with its water resources, by means of actions taken to prevent environmental damage.

Índice

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Descripción de la problemática	1
1.1.1. La limnología	1
1.1.2. El cambio climático global y el deterioro ambiental	15
1.1.3. Alteración de los sistemas naturales de aguas superficiales	18
1.1.3.1. Efectos de los contaminantes	19
1.1.3.2. El estado trófico de un cuerpo de agua	22
1.1.3.3. La eutroficación o eutrofización	25
1.1.3.4. La hipereutroficación	28
1.1.4. La restauración o recuperación del estado trófico	33
1.2. Estado actual del conocimiento y acciones llevadas a cabo a nivel mundial	36
1.3. Antecedentes y acciones llevadas a cabo a nivel local	55
1.4. Objetivos	67
2. EL ECOSISTEMA	69
2.1. Definición	69
2.2. Componentes del ecosistema	69
2.2.1. Organismos productores	69
2.2.2. Organismos consumidores	70
2.2.3. Organismos descomponedores	71
2.2.4. Otros componentes	71
2.3. Flujo de energía y metabolismo del ecosistema	73
2.4. Productividad	74
2.4.1. Producción primaria	75
2.5. Estructura trófica	79
2.6. El ecosistema acuático	81

2.6.1. Diferencias entre embalses y lagos o lagunas	83
2.6.2. El funcionamiento de los ecosistemas acuáticos	85
2.6.2.1. La estructura del medio físico	85
2.6.2.2. Lagos someros	89
2.6.2.3. Interacciones básicas en el sistema	90
2.6.3. Concepto de cuenca hidrográfica	93
2.6.3.1. Concepto de cuenca endorreica	94
2.6.4. Los lagos y lagunas saladas	96
2.7. Ciclo del agua o ciclo hidrológico	100
2.8. Ciclos de los principales nutrientes	103
2.8.1. Ciclo del fósforo	107
2.8.2. Ciclo del nitrógeno	113
2.8.3. Ciclo del carbono	121
2.8.4. Ciclo de la materia orgánica	122
2.9. El rol de los sedimentos	125
2.9.1. Fuentes de sedimentos	125
2.9.1.1. Fuentes naturales	126
2.9.1.2. Fuentes artificiales	128
2.9.2. Propiedades de los sedimentos de lagos y embalses	129
2.9.2.1. Propiedades físicas	129
2.9.2.2. Propiedades químicas	131
2.9.3. Algunos comentarios generales que pueden ayudar a aclarar el problema	133
2.10. Valor del ecosistema	138
2.10.1. Valores económicos	140
2.10.2. Valores no económicos	142
3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA RESERVA NATURAL BAÑADOS DEL RÍO DULCE – LAGUNA MAR CHIQUITA	145
3.1. Ubicación	146

3.2. El medio natural	149
3.3. Geología	154
3.4. Edafología	158
3.5. Hidrografía	160
3.6. Climatología	163
3.7. Fauna	166
3.8. Flora	171
3.9. Importancia como Sitio Protegido – Reserva de usos Múltiples	173
4. ÁREA ESPECÍFICA DE ESTUDIO	178
4.1. Ubicación	179
4.2. Zonificación propuesta	185
4.3. Contaminación: Ingreso de nutrientes	187
5. MATERIALES Y MÉTODOS	198
5.1. Elección de los sitios de muestro	198
5.2. Campañas de monitoreo	203
5.3 Tareas de campo	206
5.3.1. Método de muestreo	209
5.3.2. Descripción del equipamiento utilizado	211
5.4. Tareas de laboratorio	213
5.4.1. Métodos utilizados para las muestras de agua	213
5.4.1.1. Concentración relativa de iones H ⁺ o pH	214
5.4.1.2. Turbidez o turbiedad	214
5.4.1.3. Conductividad	215
5.4.1.4. Alcalinidad	216
5.4.1.5. Dureza	217
5.4.1.6. Material en suspensión o sólidos totales en suspensión	218

5.4.1.7. Sólidos disueltos totales	218
5.4.1.8. Determinación de iones mayoritarios por Cromatografía de iones	219
5.4.1.9. Determinación de fósforo total y de fósforo reactivo soluble	221
5.4.1.10. Determinación de compuestos de nitrógeno	223
5.4.1.11. Determinación de clorofila a	225
5.4.1.12. Determinación de fitoplancton	226
5.4.2. Métodos utilizados para el análisis de sedimentos	227
5.4.2.1. Análisis granulométrico y textural	227
5.4.2.2. Composición elemental	228
5.4.2.3. Materia orgánica	229
5.4.2.4. Fósforo total, fósforo inorgánico y fósforo orgánico	229
5.4.2.5. Fraccionamiento del fósforo	230
5.4.2.6. Nitrógeno total	231
5.5. Tareas de gabinete	232
5.5.1. Análisis de la distribución espacial con Método de Kriging	232
5.5.2. Análisis de los iones mayoritarios con el software AqQa	234
5.5.3. Análisis de las cargas que ingresan por el Río Primero con el software Clarck	235
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	237
6.1. Clasificación del agua del río y de la laguna	237
6.2. Estimación de la carga de nutrientes que aporta el río Primero	257
6.2.1. Estimación de la carga de material en suspensión (MES) que aporta el río Primero	268

6.3. Análisis de la variación temporal y espacial de los parámetros más importantes medidos en la laguna	271
6.3.1. Fósforo total y fósforo reactivo soluble	271
6.3.1.1. Fósforo total	273
6.3.1.2. Fósforo reactivo soluble	286
6.3.2. Compuestos de nitrógeno	302
6.3.3. Salinidad	316
6.3.4. Fitoplancton	331
6.3.5. Clorofila a	354
6.3.6. Material en suspensión y profundidad de disco Secchi	367
6.3.6.1. Material en suspensión	371
6.3.6.2. Profundidad de disco Secchi	379
6.4. Clasificación trófica de la Laguna del Plata	385
6.5. Determinación del nutriente limitante	397
6.6. Caracterización de los sedimentos de la Laguna del Plata	409
6.6.1. Análisis granulométrico y textural	414
6.6.2. Composición elemental	417
6.6.3. Materia orgánica	420
6.6.4. Fósforo total, inorgánico y orgánico	423
6.6.5. Fraccionamiento del fósforo en sedimentos	426
6.6.6. Nitrógeno total	431
7. CONCLUSIONES	436
8. BIBLIOGRAFÍA	451

Indice de figuras

Figura 1.1.: Esquema de las fuentes contaminantes de un sistema acuático	19
Figura 1.2.: Esquema de la estratificación térmica o salina. La parte derecha esquematiza la variación de la temperatura y la concentración de oxígeno con la profundidad	24
Figura 1.3.: Lago eutrófico con floración algal	27
Figura 1.4.: Lago hipereutrófico. Se pueden observar peces muertos	31
Figura 1.5.: Patrón generalizado de crecimiento algal en: 1: lagos oligotróficos – mesotróficos; 2: lagos eutróficos y 3: lagos hipereutróficos	33
Figura 1.6.: Ubicación de los lagos que forman la red "Living Lakes"	43
Figura 1.7.: Mar Aral, A) en 1973 B) en 2004	46
Figura 1.8.: Mar Muerto, A) en 1970 B) en 2006- se observa dividido	46
Figura 1.9.: Mar Chiquita, A) en 2006 B) en 2011	47
Figura 1.10.: Libro sobre Planificación y Manejo de Lagos y Embalses	53
Figura 1.11.: Libro sobre la Planificación Federal de los Recursos Hídricos en Argentina	62
Figura 2.1.: Dinámica del ecosistema debido a las interacciones y la interdependencia de los diversos componentes	71
Figura 2.2.: Ejemplo de los componentes bióticos y abióticos de un ecosistema	73
Figura 2.3.: Ejemplo de cadenas o redes alimenticias acuáticas	74
Figura 2.4a.: Esquema de diferencial del espectro que compone la luz blanca	77
Figura 2.4b.: Esquema de la profundidad de compensación.	78
Figura 2.5.: Esquema de autótrofos y heterótrofos en un cuerpo de agua	79
Figura 2.6.: Pirámide trófica	81
Figura 2.7.: Esquema de la estratificación térmica de un lago	87
Figura 2.8.: Desarrollo estacional de la compartimentación física (estratificación térmica)	88
Figura 2.9.: Esquema de diferencias morfológicas entre lagos someros y profundos	89
Figura 2.10.: Esquema de las comunidades en el medio acuático	92
Figura 2.11.: La cuenca hidrográfica y sus componentes	93

Figura 2.12.: Esquema simplificado de cuenca endorreica	95
Figura 2.13: Principales cuencas endorreicas y lagos endorreicos del mundo	96
Figura 2.14.: Ciclo del agua (Ciclo hidrológico)	100
Figura 2.15.: Esquema de intercambios e interacciones	106
Figura 2.16.: Esquema del ciclo del fósforo en un cuerpo de agua. (POD: fósforo orgánico disuelto, POP: fósforo orgánico particulado, PSR: fósforo soluble reactivo)	108
Figura 2.17: Diagrama de distribución de las especies del hierro	111
Figura 2.18.: Esquema del ciclo del nitrógeno	114
Figura 2.19: Diagrama conjunto simplificado del ciclo del fósforo y nitrógeno en un lago Modificado de Golterman, 1984)	119
Figura 2.20: Esquema del ciclo de carbono en ecosistemas acuáticos	121
Figura 2.21.: Esquema del ciclo de la materia en un lago	124
Figura 3.1: Localización de la provincia de Córdoba y ubicación de la Reserva de Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita	146
Figura 3.2: Mapa que muestra el área comprendida por la Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita.	148
Figura 3.3: Variación del área ocupada por la Mar Chiquita, antes y después de fines de la década de 1970,	149
Figura 3.4: Cuenca de la Laguna Mar Chiquita	151
Figura 3.5.: Imágenes satelitales, Landsat 7, de la Laguna Mar Chiquita	152
Figura 3.6.: Mapa geomorfológico	156
Figura 3.7.: Morfología de la costa durante 1976	158
Figura 3.8.: Cuenca de la Laguna Mar Chiquita. Sistema hidrológico	163
Figura 3.9.: a) Ganso Blanco (Coscoroba coscoroba, b) Siríí Pampa (Bebdrocygna viduata)	167
Figura 3.10.: A) Garza Blanca B) Garza Mora	167
Figura 3.11.: A) Coipo, B) Carpincho	168
Figura 3.12.: Aguará guazú	169
Figura 3.13.: A) Flamenco austral, B) Flamenco andino, C) Parina Chica	170
Figura 3.14.: Matorral de halófitos	171

Figura 3.15.: Imagen típica de la Laguna Mar Chiquita	177
Figura 4.1.: Mapa de la Reserva con la ubicación del área de estudio	179
Figura 4.2.: A) Se observa la forma de bahía de la Laguna del Plata, B) Se destaca el canal natural que conecta ambas lagunas. (Imagen LANDSAT)	180
Figura 4.3. : Costa sur de la Laguna del Plata	181
Figura 4.4.: Imagen en la cual se detalla la ubicación de la zona de estudio	182
Figura 4.5.: Colonia de flamencos alimentándose en la Laguna del Plata	182
Figura 4.6: Cuenca del río Primero (o Suquía)	184
Figura 4.7.: Brazo Nuevo y Viejo del río Primero	185
Figura 4.8: Zonificación del sistema en estudio. A) Tramo inferior río Primero; B) Laguna del Plata; C) Laguna Mar Chiquita	186
Figura 4.9.: Desembocadura del río Primero en la Laguna del Plata	187
Figura 4.10.: Río Primero en la zona céntrica de la ciudad de Córdoba	191
Figura 4.11.: Conductos de descarga de efluentes de la ciudad de Córdoba	192
Figura 4.12.: Descarga de efluentes de la ciudad de Córdoba en el río generando una pluma	193
Figura 4.13.: Aspecto del río Primero en su tramo inferior	196
Figura 4.14.: Pluma formada por el agua del río cuando ingresa a la Laguna del Plata	196
Figura 4.15.: Campo sembrado con soja en la costa este de la Laguna del Plata	197
Figura 5.1.: Imagen LANDSAT 5 de la Laguna Mar Chiquita con la ubicación preestablecida de los puntos de monitoreo	199
Figura 5.2. : Imagen con la ubicación de los sitios de muestreo en la Laguna del Plata, río Primero y laguna Mar Chiquita	202
Figura 5.3.: Técnicos realizando el aforo del escurrimiento superficial en el río	207
Figura 5.4.: Preparación de la lancha con el material para el muestreo.	208
Figura 5.5.: Ingreso a la Laguna por la costa este de Laguna del Plata	209
Figura 5.6.: Acondicionamiento, en la conservadora, de las muestras de agua extraídas	211

Figura 5.7.: Botella muestreadora tipo Van Dorn	212
Figura 5.8.: Soga graduada y disco Secchi, para medir transparencia	212
Figura 5.9.: Draga tipo Ekman, para la extracción de sedimentos	213
Figura 6.1.: Gráfico del balance iónico para el sitio RS2	242
Figura 6.2.: Diagrama de Stiff con la distribución iónica para el sitio RS2	243
Figura 6.3.: Gráfico de la variación temporal de cloruro y sulfato en RS2	243
Figura 6.4.: Gráfico de la variación temporal de cationes en RS2	244
Figura 6.5.: Gráfico del balance iónico para el sitio LP1	251
Figura 6.6.: Diagrama de Stiff con la distribución iónica para el sitio LP1	252
Figura 6.7.: Variación temporal de cloruro y sulfato en las estaciones de monitoreo de Laguna	253
Figura 6.8.: Variación temporal de cationes en las estaciones de monitoreo de Laguna	254
Figura 6.9.: Valores de caudal y de fósforo total (PT) medidos en cada campaña	259
Figura 6.10.: Valores de caudal y de PRS medidos en cada campaña	260
Figura 6.11.: Valores de caudal y de nitrógeno inorgánico total	262
Figura 6.12.: Gráficos con la distribución temporal del fósforo total (PT) en cada estación de muestreo	274
Figura 6.13.: Gráfico con la distribución temporal del fósforo total (PT) en superficie (S) y fondo (F) en la estación de monitoreo PL2	276
Figura 6.14.: Gráfico con la distribución temporal del fósforo total (PT) en superficie (S) y fondo (F) en la estación de monitoreo PL4	277
Figura 6.15.: Variación temporal de la mediana del fósforo total	277
Figura 6.16.: Variación espacial del fósforo total (PT) en cada campaña de muestreo	282
Figura 6.17.: Variación espacial de la mediana de las concentraciones de fósforo total (PT)	284
Figura 6.18.: Gráfico de curvas de concentración de fósforo total (PT)	285
Figura 6.19.: Variación espacial – temporal de fósforo total (PT)	286
Figura 6.20.: Variación temporal del fósforo reactivo soluble (PRS) en las distintas estaciones de muestreo	288
Figura 6.21.: Variación temporal del fósforo reactivo soluble (PRS) en LP2 en superficie y fondo	290
Figura 6.22.: Variación temporal del fósforo reactivo soluble (PRS) en LP4 en superficie y fondo	291

Figura 6.23.: Variación temporal de las medianas de concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS)	292
Figura 6.24.: Variación temporal del fósforo reactivo soluble (PRS) en las distintas estaciones de muestreo	296
Figura 6.25.: Variación espacial de las medianas de concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS)	298
Figura 6.26.: Gráfico de curvas de concentración de fósforo reactivo soluble (PRS)	299
Figura 6.27.: Variación espacial – temporal del fósforo reactivo soluble (PRS)	300
Figura 6.28.: Variación temporal – espacial del amonio en la laguna	304
Figura 6.29.: Variación espacial del amonio en la campaña invierno 2006	307
Figura 6.30.: Variación temporal – espacial del nitrito en la laguna	308
Figura 6.31.: Variación temporal del nitrato en la laguna	311
Figura 6.32.: Variación espacial del nitrato en la laguna	313
Figura 6.33: Gráfico de curvas de concentración de nitrato en Laguna del Plata	315
Figura 6.34.: Gráficos de variación temporal de la salinidad	321
Figura 6.35.: Relación caudal de ingreso por el río Primero y la mediana de la salinidad en la Laguna del Plata	324
Figura 6.36.: Gráficos de variación espacial de la salinidad	325
Figura 6.37: Gráfico de curvas de concentración de salinidad en Laguna del Plata	329
Figura 6.38: Principales géneros de cianobacterias. a) <i>Anabaena</i> sp b) <i>Lyngbya</i> sp, c) <i>Microcystis</i> , d) <i>Aphanizeomon</i> , F) <i>Oscillatoria</i> , g) <i>Anabaena spiroides</i>	334
Figura 6.39: Algunos géneros de diatomeas. a) <i>Melosita</i> , b) <i>Nitzschia</i>	339
Figura 6.40: Abundancia relativa de los distintos grupos constituyentes del fitoplancton presente durante el monitoreo	345
Figura 6.41: Distribución temporal y espacial del porcentaje de los diferentes géneros de Cianobacterias	346
Figura 6.42: Distribución temporal y espacial del porcentaje de los diferentes géneros de Chrysophitas	347
Figura 6.43: Distribución temporal y espacial del porcentaje de los diferentes géneros de Clorophytas	348
Figura 6.44: Abundancia absoluta de los diferentes grupos presentes en el fitoplancton expresado en cantidad de células por litro	350

Figura 6.45: Variación temporal de la clorofila a en los distintos sitios de monitoreo	358
Figura 6.46: Comparación entre abundancia del fitoplancton y la concentración de clorofila a en los distintos sitios de monitoreo durante el monitoreo	360
Figura 6.47: Variación temporal de la mediana de clorofila a	361
Figura 6.48: Variación espacial de la clorofila a, en cada campaña de monitoreo	363
Figura 6.49: Variación espacial de las medianas de clorofila a, en cada sitio de muestro	364
Figura 6.50: Gráfico de curvas de concentración de clorofila a	365
Figura 6.51: Variación temporal del material en suspensión	372
Figura 6.52: Variación temporal de la mediana del material en suspensión	373
Figura 6.53: Variación espacial del material en suspensión	375
Figura 6.54: Variación espacial de la mediana del material en suspensión de cada estación de monitoreo	377
Figura 6.55: Gráfico de curvas de concentración de material en suspensión	378
Figura 6.56: Variación temporal de la profundidad de disco Secchi	381
Figura 6.57: Variación espacial de la profundidad de disco Secchi	383
Figura 6.58: Variación temporal de la mediana de clorofila a	390
Figura 6.59: Variación temporal de la mediana de la profundidad de disco Secchi	391
Figura 6.60: Variación temporal de la mediana de fósforo total	392
Figura 6.61: Variación temporal de la mediana de nitrógeno inorgánico total	394
Figura 6.62: Mediana de las concentraciones de Clorofila a y Fósforo total medidas durante el monitoreo	395
Figura 6.63: Mediana de los valores de profundidad de disco Secchi medidos durante el monitoreo	395
Figura 6.64: Variación espacial de las medianas de nitrógeno inorgánico total y de fósforo reactivo soluble	406
Figura 6.65: Porcentaje de los elementos mayoritarios en el sedimento de la Laguna del Plata	419
Figura 6.66.: Relación entre fósforo total y nitrógeno total en sedimento de la Laguna del Plata	434

Índice de tablas

Tabla 1.1: Algunos lagos salados presentes en diferentes continentes	10
Tabla 1.2: Características tróficas de diferentes tipos de agua	23
Tabla 2.1: Dinámica de nutrientes en lagos someros y profundos	90
Tabla 2.2: Clasificación de los sedimentos por el tamaño de partícula	130
Tabla 5.1: Zonas establecidas en la laguna Mar Chiquita y sus respectivos puntos de muestreo	200
Tabla 5.2: Campañas realizadas en el periodo estudiado	205
Tabla 5.3.: Reactivos extractantes para cada fracción de fósforo	231
Tabla 6.1.: Valores mínimos, máximos y mediana de iones mayoritarios en RS2	240
Tabla 6.2: Valores mínimos, máximos y mediana de aniones en los sitios de muestreo de la laguna	246
Tabla 6.3: Valores mínimos, máximos y mediana de cationes en los sitios de muestreo de la laguna	248
Tabla 6.4 : Concentración de iones mayoritarios en agua de mar	249
Tabla 6.5: Valores de carga de PT y PRS calculado para cada campaña	258
Tabla 6.6.: Valores de carga de nitrógeno calculado para cada campaña	261
Tabla 6.7: Valores de carga de material en suspensión calculado para cada campaña	270
Tabla 6.8: Relación entre fósforo total (PT) río Primero y mediana del PT en Laguna del Plata, en todas las campañas de muestreo realizadas	278
Tabla 6.9: Relación entre el fósforo reactivo soluble (PRS) del río Primero y la mediana del PRS en Laguna del Plata, en todas las campañas de muestreo realizadas	293
Tabla 6.10: Clasificación del agua en función de las medianas de salinidad de cada campaña	328
Tabla 6.11: Valor del total general de los distintos grupos de algas que constituyeron e fitoplancton durante el período estudiado	343
Tabla 6.12: Valores Totales, de los distintos grupos de algas en cada campaña de muestreo	343
Tabla 6.13: Criterios y valores de clasificación de la condición trófica para lagos y embalses según Smith et al. (1999).	387
Tabla 6.14: Características tróficas de diferentes tipos de agua según Hakanson (2007).	388

Tabla 6.15: Valores de las medianas de clorofila a, profundidad de disco Secchi, nitrógeno inorgánico total y fósforo total para cada campaña de monitoreo realizada	389
Tabla 6.16: Relación NIT/PRS en cada campaña de muestreo	405
Tabla 6.17: Mediana de nitrógeno inorgánico total (NIT) y fósforo reactivo soluble (PRS) en cada sitio de muestreo	406
Tabla 6.18: Clasificación de los sedimentos por el tamaño de partícula	412
Tabla 6.19: Clasificación granulométrica y textural del sedimento de la Laguna del Plata	415
Tabla 6.20: Composición elemental del sedimento de la Laguna del Plata	419
Tabla 6.21: Concentración de fósforo total, inorgánico y orgánico en el sedimento de la laguna del Plata	425
Tabla 6.22: Fracciones de fósforo presentes en el sedimento de la Laguna del Plata	430

1. INTRODUCCIÓN

En este Capítulo de “Introducción” se define el marco general de la presente tesis sobre “Caracterización limnológica de un cuerpo de agua salada de una cuenca endorreica”. Se presentan los conceptos generales y principales sobre el deterioro que sufren los diferentes cuerpos de agua superficiales ya sea por las actividades antrópicas, que se desarrollan en su cuenca de aporte, como así también por eventos naturales, su importancia ambiental y sus posibles respuestas.

1.1. Descripción de la problemática

1.1.1. La limnología

El término limnología proviene de la palabra griega *limne*, que significa laguna, marisma o lago. Esta ciencia se desarrolló, principalmente, a través del estudio de los lagos.

Incluye el estudio de corrientes de agua (Ej.: Ríos): denominado hábitat Lótico, y aguas estancadas (Lagos, lagunas, embalses) llamado hábitat Léntico. Involucra fuentes de agua dulce y salada.

La limnología es la rama de la ecología que estudia los ecosistemas acuáticos continentales (lagos, lagunas, ríos, charcas, marismas y estuarios), las interacciones entre los organismos acuáticos y su ambiente, que determinan su distribución y abundancia en dichos ecosistemas.

La Limnología, como parte de la Ecología, es una ciencia de síntesis: “estudia las aguas continentales, lagos, embalses, ríos, arroyos y humedales como sistemas, es multidisciplinar porque involucra a todas las ciencias que intervienen en el entendimiento de las aguas naturales (física, química, geología, ciencias biológicas y matemáticas) y a través de integrar hechos y conceptos procedentes de distintos ángulos de la ciencia, genera un cuerpo teórico rico y con suficiente entidad. Pero no siempre fue así. El campo de estudio de la Limnología inicialmente se desarrolló como una ciencia que estudiaba los lagos, al modo que lo hacía la Oceanografía con los mares. De hecho, cuando F.A. Forel definió por vez primera la Limnología lo hizo como L'Océanographie des lacs.

El carácter de ciencia de síntesis de la Ecología de las Aguas Continentales o Limnología, abierta a cualquier conocimiento relacionado con las aguas no marinas, ha dado lugar a toda una serie de términos no siempre ajustados al campo de acción de esta ciencia ecológica. Estos términos proceden, generalmente, de las otras ciencias relacionadas con el estudio parcial de los medios acuáticos. Así por ejemplo, una de las palabras más usadas es la de “Hidrobiología o Biología acuática” (la ciencia encargada del estudio de las interacciones de los organismos acuáticos y su ambiente). Todavía hoy existe una revista científica de gran prestigio con ese nombre – Hydrobiología (Abarca Gutiérrez, 2005).

El término Limnología, en realidad servía para delimitar aquella fracción de las ciencias acuáticas continentales dedicada al estudio de las características abióticas del medio acuático, ya fueran geográficas (Limnografía), físicas (Limnología física) o químicas (Limnología química). De hecho, la Limnología se ha considerado como una ciencia descriptiva, y en sus comienzos incluso como una rama de la Geografía Física.

Esta forma de pensar está muy influenciada por la Oceanografía, término que está muy relacionado con el estudio de las características físicas, químicas e hidrodinámicas de los mares, mientras que el análisis de las relaciones de los organismos y su ambiente, constituye la Biología Marina.

El resultado de esta situación es que, a pesar de que la Limnología es una ciencia consolidada y con un marco conceptual, objetivos y metodología muy claros, su posición dentro del contexto de las ciencias de las aguas continentales es muy confusa. En este sentido, se evidencia la escasa relación que existe hoy entre la Ecología terrestre y la Limnología, a pesar de que esta última reconoce a la cuenca de drenaje como unidad de estudio y gestión, o entre la Oceanografía y la Limnología, a pesar de que ambas comparten una buena cantidad de conceptos y métodos (a excepción de Estados Unidos donde existe la Sociedad Americana de Limnología y Oceanografía: ASLO, <http://aslo.org/>, que dispone de una revista conjunta para ambas disciplinas: *Limnology and Oceanography* y lugares de encuentro para limnólogos y oceanógrafos). En el resto del mundo

la evolución de ambas disciplinas es totalmente divergente (Abarca Gutiérrez, 2005).

Hay muchas definiciones de la Limnología, algunas muy descriptivas, otras más funcionales, algunas incluyen a una amplia variedad de tipología de ecosistemas acuáticos, otras centran más el objeto de estudio. Hay casi tantas definiciones como autores han escrito de Limnología. Algunas de ellas, por orden de publicación serían:

- Winberg (1963): El estudio de la circulación de los materiales especialmente las sustancias – en una masa de agua.

- Odum (1972): El estudio de la estructura y función de los ecosistemas acuáticos continentales.

- Margalef (1974): Biología de los ecosistemas acuáticos no marinos.

- Wetzel (1975): La Limnología es en sentido amplio el estudio de las reacciones funcionales y de la productividad de las comunidades bióticas de las aguas dulces en relación a los parámetros físicos, químicos y bióticos ambientales.

- Cole (1983): ¿qué es la Limnología?, es una Oceanografía continental.

- Margalef (1990) aproxima los contenidos de la Limnología con el papel que juegan las aguas continentales como elementos de unión entre los ecosistemas terrestres y oceánicos en la Biosfera.

- Edmonson (1994) la define como el estudio de las aguas continentales como sistemas. Es un campo multidisciplinar que implica a todas las ciencias que tienen que ver con el entendimiento de las aguas: Física, Química, Ciencias de la Tierra y Biológicas y las Matemáticas.

Ninguna de estas definiciones es plenamente satisfactoria, ni siquiera en los libros de texto más recientes (por ej. Dodds, 2002; Kalff, 2003) se puntualiza más sobre el tema.

El objeto de estudio de la Limnología tampoco esta perfectamente acotado. Wetzel (2001) incorpora a las aguas salinas dentro de los objetos de estudio de la Limnología, pero de forma habitual, los libros de texto suelen eludir a los humedales, las aguas subterráneas, e incluso a veces hasta los ríos.

Para muchos limnólogos, las aguas salinas de origen continental son ambientes poco comunes en los continentes y, por tanto no son de especial importancia, en relación con las aguas dulces. Hoy día se sabe que las aguas salinas ocupan el mismo volumen que las dulces sobre los continentes y suponen los ambientes acuáticos más comunes y característicos de los paisajes áridos y semiáridos de grandes superficies de la tierra.

El estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos salinos constituye, actualmente, uno de los campos con más futuro de esta disciplina.

Durante mucho tiempo, la Limnología ha estado asociada con el estudio de las grandes masas de agua, siendo muy difícil dar a entender con este término su significado como ciencia de todas las aguas continentales, como ya hemos comentado. A pesar de que, a escala de los procesos biosféricos, los ríos constituyen los ecosistemas acuáticos continentales de mayor

importancia al poner a disposición de los océanos por lo menos el uno por ciento de la producción primaria de los continentes, estos ecosistemas no se comenzaron a estudiar de forma generalizada y bajo una perspectiva ecológica hasta la década de los setenta en que aparece el libro de Hynes (1970): *Ecology of running waters*. Algunos tratados de Limnología, se refieren, casi completamente a los lagos (Wetzel, 1975; Hutchinson, 1965-1977; Pourriot and Meybeck, 1995). Además, la mayor parte del conocimiento sobre estos ecosistemas se relaciona prioritariamente con los lagos de la zona templada del hemisferio norte, quedando fuera aquellos en los que tienen lugar procesos funcionales diferentes como los de las regiones polares o tropicales (Kilham and Kilham, 1990).

Otros ecosistemas acuáticos también han sido marginados tradicionalmente en los estudios de Limnología. Por ejemplo, los humedales que constituyen sistemas ecológicos frontera entre los medios terrestres y los acuáticos y que suponen auténticos paradigmas de los ambientes fluctuantes con un elevado dinamismo anual e interanual. Otro ejemplo es el de los medios acuáticos forzados o incluso extremos para la vida, como las aguas temporales, las aguas hipersalinas, hiperalcalinas, hiperácidas, hipertérmicas, etc., que a pesar de su gran importancia para el entendimiento de la evolución de la biota acuática, han ocupado un lugar secundario frente a las aguas permanentes o más equilibradas desde el punto de vista físico-químico (Williams, 1985; Davies et al., 1994; Gasith and Resh, 1999)

En los estudios limnológicos se ha prestado mayor atención a determinados grupos funcionales de organismos acuáticos frente a otros. En el caso de las comunidades microbianas, a pesar de su importancia como componentes básicos en los procesos relacionados con el flujo de energía y los procesos biogeoquímicos de la mayoría de los ecosistemas acuáticos no marinos, su estudio ha quedado en un segundo plano frente a grupos de organismos acuáticos de menor importancia en términos de biomasa y energía (Abarca Gutiérrez, 2005).

Todas estas consideraciones ponen de manifiesto el vacío de conocimientos que posee la Limnología en las zonas fuera de la templada del norte (tropicales, polares, áridas y semiáridas) en las que aún no es posible explicar determinados tipos de procesos (modelado de los ambientes fluctuantes, relaciones aguas superficiales - aguas subterráneas, etc.) o abordar determinados problemas ambientales: salinización de las aguas, regulación de caudales, sobreexplotación de acuíferos, etc. (Abarca Gutiérrez, 2005).

Así pues, para entender plenamente la Ecología de las Aguas Continentales hay que estudiar todo tipo de aguas no marinas: aguas continentales superficiales, dulces o saladas, fluyentes o estancadas, de volumen grande o pequeño, naturales o artificiales, costeras o del interior junto con las aguas subterráneas. En este contexto, el hombre juega un papel primordial. El hombre no puede sobrevivir sin el agua y su uso normalmente invalida la posibilidad de volver a usarla. Los problemas relacionados con la contaminación, eutrofización,

salinización del agua y la alteración de los hábitats y ecosistemas de aguas continentales son de tal magnitud (Reynolds, 1998; Montes & Antúnez, 1999), que han pasado a ser objeto de atención prioritaria no solo de limnólogos sino de los gobiernos y gestores. La Directiva Marco del Agua (DOCE, 2000), generada en el marco de la Unión Europea, es la prueba más evidente de la necesidad de gestionar correctamente, para conservar nuestros ecosistemas de aguas continentales (Grande *et al.*, 2001).

La Limnología moderna en España, y fuera de ella (Resh and Kobzina, 2003), se le debe a Ramón Margalef, de hecho es el único autor que ha escrito un texto de Limnología en castellano y a él se le debe un gran número de trabajos sobre diferentes aspectos de la limnología básica, descriptiva y aplicada. En la Universidad de Barcelona, donde él era catedrático desde 1967, se gestaron los inicios de la Asociación Española de Limnología (www.uv.es/ael/).

Hoy día España tiene mucho que ofrecer en el campo de la ecología de las aguas continentales, sobre todo la más marginal, aportando estudios e ideas sobre humedales y masas de agua de pequeñas dimensiones, sobre ecosistemas acuáticos singulares de regiones semiáridas, sobre ambientes hipersalinos, etc. Precisamente sobre la parte de la Limnología de la que menos se conoce en la actualidad.

Las áreas de estudio en Limnología son:

La Geología: El origen y evolución de la cuenca de los lagos, sus morfologías resultantes y las modificaciones

subsecuentes de sus formas son el resultado de procesos geológicos.

La Física: los múltiples movimientos de las aguas, remolinos, corrientes y olas, constituyen el tema de la limnología física. El enfoque incluye mezclas y transferencias de calor.

La Química: El análisis y estudio de los factores químicos en las aguas naturales constituye una fracción importante de la limnología.

La Biología: La disciplina involucrada es la biología acuática, el estudio de las especies acuáticas, organismos, poblaciones, dinámica y biodiversidad

El estudio de lagos salados es considerado, a menudo, una rama poco común de la limnología, esto se debe a que estos ambientes son raros en los países templados. La mayoría de este tipo de lagos de origen continental se encuentra en áreas endorreicas que están sujetas a condiciones climáticas extremas, a veces agravadas por prácticas agrícolas u otras actividades humanas. En muchos casos, estas prácticas producen degradación del ecosistema provocando eutrofización del cuerpo de agua. Estas actividades normalmente ocurren durante largo período y, en general, se han llevado a cabo pocos estudios al respecto antes de que los lagos fueran afectados. En consecuencia, es difícil de describir el estado trófico, los cambios y otras respuestas de estos ecosistemas salinos a la perturbación. También se ha observado que la complejidad físico-química de estos lagos particulares afecta fuertemente la disponibilidad de nutrientes, esto genera un modelo metabólico diferente en

respuesta a los cambios en la condición trófica y/o salinidad (Díaz *et. al*, 1998).

Los lagos salados están extendidos geográficamente, existen en todos los continentes (Tabla 1.1), y a menudo no están lejos de los centros poblados. Ellos, sin embargo, no son abundantes en áreas muy secas, como en verdaderos desiertos, donde la precipitación anual es < 25 mm. Sin embargo, están presentes en zonas secas dentro de cada continente (Williams, 1996).

Tabla 1.1.: Algunos lagos salados presentes en diferentes continentes

Lago	Continente	Salinidad	Superficie	Prof. maxima
		(o/°)	(Km ²)	(m)
Great Salt Lake	América del Norte	150 - 280	4.400	10
Salton Sea		33	891	12
Mono		95	158	45,7
Caspio	Rusia y	10 - 12	422.000	1.072
Aral	Asia	8 - 10	66.000	69
Baljash	Central	0,5 - 7	22.000	27
Eyre North	Australia	50 - 300	8.430	5,7
Corangamite		30 - 50	233	4,9
Mar Muerto	Irán y	> 300	940	330
Urmia (Irán)	Medio Oriente	> 300	5.000	16
Qinghai	China	12,5	4.600	27
Selin (Tibet)		19	1.628	60
Mar Chiquita	América del Sur	20 - 270	2000 - 6000	10
Salar de Aguas Calientes IV		s/d	s/d	s/d
Salar de Pujsa		s/d	s/d	s/d

Los tres lagos salados más grandes, a nivel mundial, son: el Mar Caspio (422.000 km²); el Aral (66.000 km²) y el Baljash (22.000 km²)

Este tipo de lagos son recursos naturales importantes con considerables valores estético, cultural, económico, recreativo, científico, de conservación y ecológicos (Williams, 2002).

Los lagos de agua salada aparecen como las terminales de sus cuencas de drenaje interiores, donde hidrológicamente los ingresos y egresos están balanceados. Estas condiciones se dan en regiones áridas y semiáridas. Muchas de las actividades humanas amenazan o ya han impactado a los lagos salados, sobre todo las desviaciones de los ingresos superficiales (canalizaciones), la salinización, otras actividades de captación, la minería, la contaminación, las alteraciones biológicas (por ejemplo, la introducción de especies exóticas) y los cambios climáticos y atmosféricos inducidos por actividades antropogénicas.

Los efectos de esas actividades son siempre negativos, e incluyen cambios en el carácter natural del lago salados, la pérdida de la biodiversidad y los cambios fundamentalmente limnológicos.

Muchos de los que son permanentes han reducido su tamaño y aumentado la salinidad, también han aparecido muchos cuerpos de agua salinas artificiales.

El objetivo análisis costo / beneficio de todo lo que afecta negativamente a los lagos salados son poco frecuentes y, además, los organismos internacionales no han reconocido adecuadamente a los lagos salados como importantes ecosistemas acuáticos continentales. Para corregir esta situación, es necesario dar a conocer: 1) los valores de los lagos salados, 2) la naturaleza de las amenazas e impactos de las actividades humanas, y 3) la necesidad de una gestión especial. Deben aplicarse una gestión más eficaz y medidas de conservación adecuadas (Williams, 2002).

El deterioro ambiental de los ecosistemas debido a la extensión de las fronteras agrícolas, como soporte de la producción, además del crecimiento poblacional, afectan en especial a los recursos hídricos condicionando la sustentabilidad de los mismos. Los cambios ambientales han adquirido una dimensión global, sin embargo, los problemas socio - ambientales se caracterizan por su especificidad regional y local, ecológica y cultural, económica y política (Altieri *et al.*, 2000).

La mayor parte del conocimiento sobre los problemas ambientales emergentes se produce en los centros de investigación y desarrollo tecnológico de los países desarrollados con escasa transferencia a los países en vías de desarrollo, produciendo una pérdida de capacidad de autodeterminación científica y tecnológica que alimentaría nuevas políticas de desarrollo sustentable. Además, la literatura especializada no esta disponible fácilmente y su incorporación a los programas

educativos se da con retrasos, lo que implica un rezago en los programas de educación ambiental (Altieri *et al.*, 2000).

Todos los posibles usos del agua van a producir algún impacto específico, generalmente negativo, en los recursos hídricos, modificando la calidad del ecosistema acuático e incidiendo sobre sus condiciones físico – químicas y sobre la flora y la fauna. La contaminación restringe los usos múltiples del recurso, de forma tal que la degradación de su calidad se convierte en un factor que contribuye a la escasez y aptitud del mismo.

La variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua se produce a diferentes escalas, dependiendo de: la mezcla de agua que ingresa al sistema, los ciclos biológicos, los ciclos de entrada de contaminación, los factores climáticos, los ciclos estacionales hidrológicos y biológicos de origen climático. Los agentes físicos claves que afectan la calidad del agua en un lago o laguna son: el movimiento de los vientos, los cambios de temperatura, los aportes a través de sus tributarios y las escorrentías.

La eutrofización o eutroficación de las aguas continentales es uno de los problemas ambientales más comunes y ejerce impactos ecológicos, sanitarios y económicos significativos en un recurso primario y finito: el agua. El agua dulce pura es esencial para muchos organismos y para las sociedades humanas, cuya existencia se ve amenazada cuando su calidad se deteriora. En el caso de las aguas saladas o salobres, su calidad debe ser

conservada con el fin de proteger la biodiversidad que las mismas albergan.

De acuerdo con recientes estimaciones de las Naciones Unidas (IETC, 2001), la población humana mundial está aumentando en casi 100 millones de personas por año y los grandes centros urbanos continúan creciendo con rapidez. Es de esperar que para el siglo XXI la mitad de la población mundial esté residiendo en zonas urbanas. Cada persona necesita agua pura para sustentar su existencia y genera a diario fósforo, nitrógeno y carbono orgánico como residuos. Por otra parte, la necesidad de satisfacer los requerimientos alimentarios de la población demandará un gran uso de fertilizantes en la agricultura y un continuo incremento en las piezas de ganado, las que también generan una gran cantidad de residuos orgánicos ricos en nutrientes, los que terminan siendo vertidos directa o indirectamente al recurso agua, tanto dulces como salados. Debemos encontrar soluciones para eliminar los residuos o de lo contrario la contaminación aumentará e inutilizará los cuerpos de agua.

Cuando se especifican las fuentes de contaminación de un cuerpo de agua, la agricultura ocupa cada vez con mayor frecuencia un lugar destacado a causa de la introducción de nutrientes utilizados en forma de fertilizantes, que si bien son indispensables para una mejor y mayor producción agrícola, se utilizan en forma desmedida y se convierten en vectores fundamentales en la eutroficación de los reservorios de agua dulce, que son utilizados luego para la producción de agua

potable, como así también los de agua salada, hábitat de innumerables especies de importancia ecológica. A medida que las iniciativas se orientan a corregir los abusos cometidos contra los recursos hídricos, se hace más necesario determinar las causas de la degradación de la calidad del agua y cuantificar la contribución de numerosos factores de contaminación.

Aparte de la masa de agua propiamente dicha, un cuerpo de agua natural posee sedimentos, cuyo material participa activamente en la regulación de la concentración y biodisponibilidad de los nutrientes necesarios para la vida acuática, en especial el fósforo. Los mismos pueden actuar reteniendo esos compuestos, o bien liberándolos nuevamente al cuerpo de agua, convirtiéndose en fuente de provisión de nutrientes. A través de esta regulación, los sedimentos pueden influir notablemente en la variación de la calidad del agua y en definitiva en su eutrofización.

Mantener y evaluar la calidad del agua son procedimientos de la sociedad moderna. El proceso real de evaluación de la calidad del agua es una apreciación de la naturaleza físico – química y biológica de ésta en relación con la calidad natural, los efectos que puede producir en el ser humano y en la biota y los usos a los que se piensa destinar.

1.1.2. El cambio climático global y el deterioro ambiental

Es aceptada la teoría, en gran parte de la comunidad científica, de que el clima está cambiando debido al incremento

antropogénico de las emisiones de gases que producen el efecto invernadero. De acuerdo con el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), la degradación futura de los recursos hídricos y del suelo será un desafío fundamental a enfrentar (IPCC, 2000).

Los cambios pronosticados en el clima a nivel mundial deben ser tenidos en cuenta en la planificación, manejo y estudios sobre la evolución de lagos y embalses. El Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) prevé cambios de temperatura en el mundo que varían entre 0,8 °C y 4,5 °C para el período 2100. Hay diferencias entre las regiones continentales subhúmedas y las zonas áridas, donde hay mayor calentamiento con menos precipitaciones (IETEC, 2001).

En Japón se señalaron algunos impactos del calentamiento global, que se podrían aplicar a otras regiones con variaciones locales. Se observaron significativos cambios hidrológicos ante un cambio de temperatura de 3 °C (IETEC, 2001).

El impacto de los cambios en la precipitación junto con la mayor evaporación podría tener profundos efectos en algunos lagos y embalses.

Además de los impactos en la hidrología, tales cambios inducidos por el clima tienen importantes repercusiones ecológicas en los ecosistemas, tanto de agua dulce como salada. Por ejemplo, una descarga reducida aumenta el período de residencia en lagos y embalses, lo cual modifica las características

de la carga de nutrientes favoreciendo la eutroficación. A mayor temperatura habrá mayor producción y sedimentación de materia orgánica. Esta sedimentación aumentará la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) del bentos.

A nivel de ecosistema, algunos organismos pueden desplazados de su actual distribución. Se indicó que en Japón una serie de organismos podrían padecer estrés por la mayor temperatura. En las agua tropicales de Zimbabwe la temperatura óptima para *Monia dubia* es de alrededor de 25 °C, con temperaturas superiores a 28 °C por una parte se reduciría sustancialmente la cantidad de larvas que alcanzan la edad de reproducción y, por otra, se favorecería el crecimiento de plantas acuáticas como cianobacterias (IETEC, 2001).

La combinación de mayor evaporación y mayor descarga de aguas residuales urbanas en lagos y embalses podría cambiar la química del agua. Esto sería más pronunciado en los lagos endorreicos. Por ejemplo, en el Lago Chilca, la conductividad aumenta en varios ordenes de magnitud con los niveles bajos del agua (IETEC, 2001).

La mayor parte de las actividades productivas de América Latina están basadas en sus extensos ecosistemas naturales. El uso de la tierra es una de las mayores fuerzas que, en el presente, gobiernan el cambio de ecosistemas, interactuando con el clima de maneras complejas. Esto hace muy complicada la tarea de identificar configuraciones comunes respecto de su vulnerabilidad al cambio climático. Los principales sectores en los que el impacto

del cambio climático podrían ser importante son los ecosistemas naturales, por ejemplo: bosques, tierras de pastoreo, humedales, los recursos hídricos, las zonas costeras, como así también, la agricultura y la salud humana (Canziani *et al.*, 2000).

En resumen, el cambio climático podría tener consecuencias hidrológicas y ecológicas de suma importancia para las aguas superficiales continentales.

1.1.3. Alteración de los sistemas naturales de aguas superficiales

Un cuerpo de agua se altera o contamina cuando la descarga de residuos perjudica la calidad del agua o perturba el equilibrio ecológico natural. Los contaminantes que causan problemas comprenden microorganismos causantes de enfermedades (bacterias, virus, parásitos, etc); materia orgánica (disuelta o particulada); material en suspensión; sustancias orgánicas tóxicas que además pueden generar color y espumado; calor; materiales radioactivos; sustancias inorgánicas tóxicas y nutrientes. La descarga de contaminantes específicos no es la única fuente de contaminación del agua. La construcción de presas, embalses y desviaciones de ríos también puede degradar seriamente la calidad del agua cambiando la estructura del ecosistema natural. La Figura 1.1. muestra de manera esquemática las diferentes y principales fuentes generadoras de contaminantes de un cuerpo de agua, entre las que se encuentran la erosión hídrica, aguas residuales (domésticas e industriales), escorrentías agrícolas y urbanas, lluvia que arrastra

contaminantes desde la atmósfera, sedimentos que los liberan, etc.



Figura 1.1.: Esquema de las fuentes contaminantes de un sistema acuático

1.1.3.1. Efectos de los contaminantes

Contaminación del agua es un término poco preciso que nada nos dice acerca del tipo de material contaminante ni de su fuente.

Los contaminantes que causan problemas comprenden:

Organismos patógenos: Producen preocupación por la salud pública cuando se vierten efluentes de origen cloacal en aguas que se utilizan como fuentes de abastecimiento o con fines recreativos, ya que pueden contener microorganismos patógenos. Aunque las limitaciones para las concentraciones de microorganismos indicadores controlan el grado de

contaminación por residuos de origen humano, no aseguran la absoluta inocuidad del agua.

Materia orgánica (DBO): Cuanto mayor es la DBO, esto es, cuanto más materia orgánica está presente, mayor es el problema que crea la descomposición de la misma. La actividad metabólica de las bacterias que necesitan oxígeno puede reducir el contenido normal del oxígeno disuelto (OD) hasta menos de 4 mg/L, valor por debajo del cual la mayoría de los peces son incapaces de sobrevivir. Cuando todo el OD desaparece, se presentan condiciones anaeróbicas y se generan, además, olores desagradables.

Sólidos: Los particulados orgánicos e inorgánicos en las aguas residuales son sólidos sedimentables, flotantes y en suspensión capaces de formar depósitos de aspecto desagradable y bancos de lodo olorosos y reducir la penetración de la luz solar en el agua, perjudicando de este modo a la biota.

Nutrientes: Los nitratos y fosfatos procedentes provenientes de las diversas fuentes, son nutrientes inorgánicos que favorecen el crecimiento de plantas y algas. Las cantidades necesarias para generar floraciones algales no están establecidas, pero concentraciones tan bajas como 0,01 mg/L de fósforo y 0,1 mg/L de nitrógeno pueden ser suficientes para ocasionar eutroficación cuando otros elementos se encuentran en exceso. Además de su efecto antiestético en los lagos (olor y aspecto), las algas pueden ser tóxicas para los organismos, perjudicar el sabor

del agua, obstruir los filtros de las plantas de potabilización y aumentar las necesidades químicas en el tratamiento del agua.

Sustancias tóxicas y peligrosas: Concentraciones bajas de ácidos; cáusticos; cianuros; arsénico; muchos metales pesados (Ej.: plomo; mercurio; cadmio; cromo) y numerosas sustancias químicas son tóxicas para los organismos vivos, incluso para los humanos. Dos de los metales más dañinos son el cadmio y el mercurio, los cuales se bioacumulan. Las sustancias orgánicas tóxicas y persistentes, en particular los compuestos orgánicos clorados, constituyen una seria amenaza para la calidad del agua a causa de su uso generalizado (Ej.: plaguicidas).

Materiales radioactivos: Son muy dañinos para la vida y bioacumulativos, se manejan con más cuidado que los residuos industriales.

Otros contaminantes: El color, la espuma y el calor (temperatura) son otros contaminantes que causan problemas. El color (de tintura textil, por ejemplo) y la espuma (residuos de fábricas de pulpa y papel) no solo objetables por razones estéticas, también limitan la penetración de la luz y pueden reducir los niveles de OD, todo lo cual altera el equilibrio ecológico natural de sistema acuático. Las descargas térmicas, en primer término el agua de enfriamiento de las plantas de energía eléctrica, tienen un potencial de recuperación de calor; también causan un aumento en el régimen de utilización del oxígeno porque a una temperatura más alta el crecimiento de la vida acuática es más rápido y la descomposición orgánica se acelera.

Al mismo tiempo, existe menos OD disponible en el agua a temperaturas más altas. Un aumento permanente de la temperatura puede dar por resultado la aclimatación de clases inferiores de peces y un estímulo al crecimiento de algas azules problemáticas (Henry *et al.*, 1998)

1.1.3.2. El estado trófico de un cuerpo de agua

Existen diferentes criterios para describir la calidad y el estado trófico (del griego trophos: alimento) de un cuerpo de agua. Ellos incluyen la concentración, la carga de nutrientes y la relación entre los que son causantes de los distintos niveles tróficos; como así también índices biológicos y físicos, los cuales son los efectos que se producen en los diferentes estados.

El valor numérico del criterio es para permitir que la calidad del lago pueda ser definida o bien para clasificar al mismo. Los criterios pueden usarse para seguir, con precisión, el estado de un lago cuando se vuelve más o menos o eutrófico y para concluir si la calidad del agua es conveniente o impropia para uso recreativo, protección de la biota o para el suministro de agua (Welch 1992).

Los lagos y los embalses pueden clasificarse, en general, en ultraoligotróficos; oligotróficos; mesotróficos; eutróficos o hipereutróficos según la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua y/o según las manifestaciones ecológicas que produce la carga de nutrientes (IETEC, 2001).

En términos generales, los lagos y los embalses oligotróficos se caracterizan por tener bajos aportes de nutrientes y baja productividad primaria, alta transparencia y biota diversa. En contraste con las aguas eutróficas que tiene altos aportes de nutrientes; alta productividad primaria; baja transparencia y gran biomasa de pocas especies con una mayor proporción de cianobacterias que las aguas oligotróficas (IETEC, 2001).

En la Tabla 1.2., propuesta por Hakanson, (2007), modificada de OECD (1982), Hakanson and Jansson (1983) y Wallin (1992), se muestran los diferentes estados tróficos que puede tener un cuerpo de agua dulce; salobre (salinidad 5 - 20 ‰) y salina (salinidad mayor a 20 ‰). En la mencionada tabla se tienen en cuenta los siguientes criterios o variables: clorofila - a (µg/L); profundidad de disco Secchi (m); nitrógeno total (NT- µg /L); fósforo total (PT- µg/L)

Tabla 1.2: Características tróficas de diferentes tipos de agua

Valores de referencia				
Nivel trófico	Clorofila-a (µg/L)	Secchi (m)	N- Total (µg/L)	P Total (µg/L)
<i>Agua dulce : salinidad menor a 5 ‰(5 g/L)</i>				
Oligotrófico	< 2	> 11,5	< 180	< 7
Mesotrófico	2 - 6	< 11,5	180 - 380	7 - 20
Eutrófico	6 - 20	< 3,9	380 - 870	20 - 65
Hipertrófico	> 20	< 1,4	> 870	> 65
<i>Agua salobre : salinidad entre 5 - 20 ‰(5 - 20 g/L)</i>				
Oligotrófico	< 2	> 28	< 220	< 9
Mesotrófico	2 - 6	< 28	220 - 400	9 - 21
Eutrófico	6 - 20	< 7,5	400 - 920	21 - 70
Hipertrófico	> 20	< 2	> 920	> 70
<i>Agua salada: salinidad mayor a 20 ‰(> 20 g/L)</i>				
Oligotrófico	< 12	> 28	< 220	< 9
Mesotrófico	2 - 6	> 7,5	220 - 470	9 - 27
Eutrófico	6 - 20	> 2	470 - 1090	27 - 90
Hipertrófico	> 20	> 0,9	> 1090	> 90

Los lagos poco profundos son más propensos a ser eutróficos que los lagos profundos, debido al mayor potencial de reciclaje de nutrientes desde los sedimentos, sin embargo los lagos poco profundos también pueden ser oligotróficos si, naturalmente, fluye agua con una concentración de nutrientes baja, a un ritmo bastante alto. Como consecuencia, la profundidad el tamaño relativo del hipolimnion (Figura 1.2.) tiende a ser menor en un lago poco profundo y, por lo tanto, existe mayor probabilidad de convertirse en anóxico, lo que facilita la liberación de parte de la carga interna de fósforo. La abundancia de fitoplancton, su productividad, la frecuencia de las floraciones y la transparencia del agua, que resulta de baja, son típicas de los lagos eutróficos y atípicas en los lagos oligotróficos (Welch, 1992).

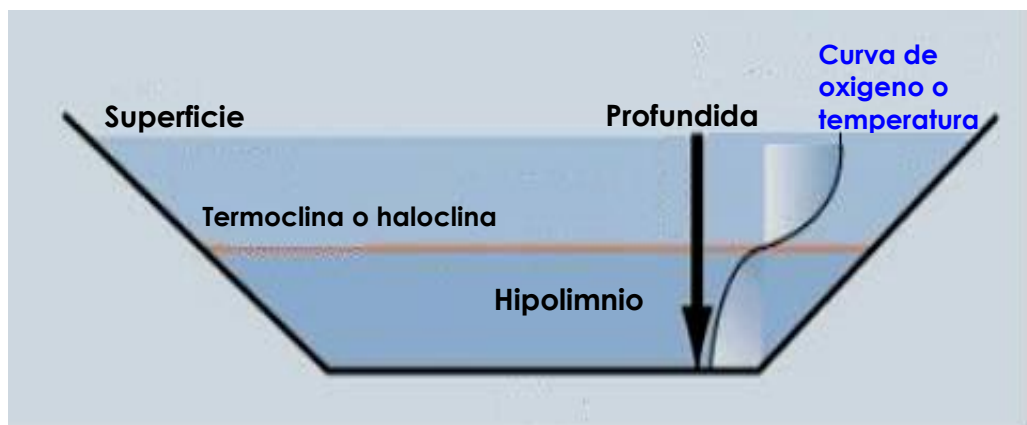


Figura 1.2.: Esquema de la estratificación térmica o salina. La parte derecha esquematiza la variación de la temperatura y la concentración de oxígeno con la profundidad

La combinación de la mayor productividad y de relativamente pequeños hipolimnios, dan como resultado mayores tasas de agotamiento de oxígeno y, por lo tanto, baja concentración de oxígeno disuelto a medida que disminuye el volumen hipolimnion. El tipo y abundancia de peces se ven afectados principalmente por la combinación de la disminución

de oxígeno disuelto y por la temperatura. Cuando los lagos se vuelven más eutróficos, el oxígeno se agota en el hipolimnio, limitando el hábitat apropiado, para los peces, al epilimnio y metalimnio.

Si el epilimnio está demasiado caliente ($> 20^{\circ} \text{C}$) para los peces de agua fría, entonces éstos van a desaparecer debido a que el hipolimnio, que tiene la temperatura adecuada, se convierte en oxígeno deficiente, como consecuencia de la estratificación producida.

1.1.3.3. La eutrofización o eutrofización

La palabra “eutrofización” proviene del griego: TROPHOS (alimento), EU (bueno o bien), por lo que podría traducirse como “Rico en nutrientes”.

La eutrofización natural es un proceso normal de envejecimiento de un lago o un embalse, en el cual los nutrientes provienen de su cuenca de aporte y son transportados por el viento, por las escorrentías hacia sus márgenes o por sus tributarios. Normalmente tarda miles de años y es irreversible. La eutrofización cultural es la causada por el hombre, a través de la creciente urbanización, mal uso de los suelos, actividades, agrícolas y ganaderas e industriales. En este caso se acelera el proceso natural.

Se denomina “nutriente” a toda sustancia indispensable para el desarrollo de la vida. Los macronutrientes son aquellos que se

necesitan en grandes cantidades, como por ejemplo: carbono; nitrógeno; fósforo; potasio; etc. Los micronutrientes son indispensables en pequeñas cantidades, como lo son el hierro; zinc; cobre; manganeso; molibdeno; etc.

La eutroficación de lagos y embalses consiste en el enriquecimiento de un cuerpo de agua con nutrientes principalmente fósforo y nitrógeno, que ingresan como solutos y/ o están ligados a partículas orgánicas e inorgánicas. El crecimiento abundante de plantas acuáticas (fitoplancton) a menudo deteriora la calidad del agua (Figura 1.3). Los mayores aportes de nutrientes en las aguas continentales generalmente se deben a alteraciones producidas en las respectivas cuencas, tales como la deforestación, desarrollo agrícola e industrial y la urbanización.

En definitiva, las condiciones ambientales dentro de los cuerpos de agua, en el aire y en la cuenca influyen en la eutroficación. Entre los factores que regulan los impactos del enriquecimiento por nutrientes, dentro de los lagos, se encuentra la estructura de la cadena trófica, los intercambios entre sedimentos y agua, la forma de la cuenca y los movimientos del agua dentro del lago, como así también, si el agua es o no salina. Las condiciones climáticas e hidrológicas en la cuenca incrementan aun más los impactos de la eutroficación (IETEC, 2001).



Figura 1.3.: Lago eutrófico con floración algal

Uno de los problemas ambientales más comunes que ejerce impactos ecológicos, sanitarios y económicos significativos y negativos en un recurso primario y finito como lo es el agua, es la eutroficación de las aguas continentales. Los síntomas de este fenómeno, incluyen conglomerados de algas y toxinas derivadas de sus floraciones (o blooms); infestaciones masivas de ciertas plantas acuáticas; creciente incidencia de enfermedades relacionadas con el agua; turbiedad; olores desagradables; mal sabor; agotamiento del oxígeno disuelto; contaminación; mortandad de peces y pérdida de la biodiversidad en el ecosistema (IETEC, 2001).

Salvo algunas pocas excepciones de tipo local, la eutroficación es un problema agudo en todo el mundo. Los programas de saneamiento a menudo no pueden hacer frente al gran crecimiento demográfico ni tampoco al aumento de la

actividad agrícola, ganadera y la industrial. Todos los medios posibles, incluidos la legislación; la planificación urbana y del uso del suelo; las políticas de reuso y reciclaje y el desarrollo de eficaces tecnologías de tratamiento de las aguas residuales, deben ser parte de la solución. Si bien el control de la eutroficación es, por lo general, técnicamente posible, puede no ser factible desde el punto de vista económico. La mayoría de las estrategias para el manejo de esta problemática se han aplicado en climas templados para economías altamente desarrolladas y deberán ser modificadas para adecuarlas a otras regiones o a otras condiciones económicas (IETEC, 2001).

La base científica para evaluar las causas y los impactos de la eutroficación es provista principalmente por la limnología, es decir, el estudio de los procesos físicos, químicos y biológicos en ambientes acuáticos continentales.

Los factores físicos importantes son el tamaño, la profundidad, el tiempo de residencia y los patrones de estratificación y mezcla. Las condiciones químicas en los lagos y los embalses son el resultado de procesos biogeoquímicos e hidrológicos que ocurren en sus cuencas de aporte, así como de procesos ecológicos y químicos en sus propias aguas y sedimentos. Se pueden producir interacciones complejas.

1.1.3.4. La hipereutroficación

La definición de hipereutrofia es vaga, en general, estos sistemas son más que los simplemente eutróficos. Estos ecosistemas

son perturbados e inestables. Se incluyen lagos, embalses y lagunas que se desarrollan floraciones nocivas de algas y bacterias y que experimentan fluctuaciones extremas y la calidad del agua y la productividad en una escala diurna y estacional. Esto da lugar a producciones de gases, sabores y sustancias tóxicas. Se someten a períodos de agotamiento del oxígeno que resultan en muerte masiva de peces. Estos problemas y sus soluciones no requieren medidas correctivas convencionales e involucrar a nuevos conceptos a menudo más allá de los generalmente aceptados por sistemas, menos o normalmente, eutróficos como el Lago Erie, el Bodense, el lago Balaton. La hipereutrofia en lagos es, de hecho, la última etapa de la eutrofización. Sistemas enteros pueden colapsar en una catástrofe ecológica. Hay tres categorías principales de ecosistemas hyperetrophic: 1) los lagos y embalses con alto aporte de nutrientes y sin control: en los cuales el uso del agua, a todos los efectos se ve afectada, excepto tal vez para la generación de energía hidroeléctrica o la utilización en el riego 2) Las instalaciones para acuicultura como estanques, corrales y jaulas: tales sistemas son fertilizados con el propósito de lograr la máxima producción orgánica de peces y crustáceos 3) Los sistemas de alcantarillado de depuración, incluidas las lagunas de aguas residuales y lagunas de estabilización: éstos están diseñados para destruir los nutrientes y residuos orgánicos de la población humana. La hipereutrofización es, en general, una molestia en la primera categoría. Las segunda y tercera categorías, se utilizan para beneficio del hombre (Barica *et al.*, 1980)

Los lagos y embalses hipereutróficos representan la última etapa del proceso de eutroficación. A diferencia de otros sistemas eutróficos, donde las reducciones en la carga de nutrientes pueden revertir el proceso, esas medidas pocas veces son factibles en los lagos hipereutróficos. Éstos últimos sistemas generalmente reciben nutrientes provenientes de fuentes difusas o no puntuales incontrolables, como son los suelos excesivamente fertilizados o naturalmente ricos. Los lagos pueden verse afectados por floraciones perjudiciales (blooms) de cianobacterias; por episodios de colapsos de floraciones de algas que provocan la muerte masiva de peces (Figura 1.4); por la mortandad de ganado producida por las toxinas algales; por playas sucias y por usos recreativos. Sin embargo, suponiendo que haya un saneamiento adecuado para minimizar los riesgos para la salud y para el ecosistema, pueden ser parte integral del paisaje y brindar santuarios para aves y un importante hábitat acuático. Por ejemplo, en África oriental, los lagos hipereutróficos albergan densas suspensiones de la cianobacteria *Spirulina platensis* que sustentan innumerables cantidades de flamencos y constituyen una gran atracción turística.

Hay varias características que diferencian los lagos hipereutróficos de otros sistemas eutróficos. En primer lugar, la mayoría de los sistemas hipereutróficos son poco profundos y no están estratificados, salvo en cortos períodos. Los sedimentos se resuspenden periódicamente por la acción del viento. No gozan del beneficio del almacenamiento a largo plazo de la materia orgánica acumulada en los sedimentos de fondo. En segundo lugar, la carga externa de nutrientes suele ser varios órdenes de

magnitud que los niveles críticos de los lagos eutróficos poco profundos. Frecuentemente, la carga externa ingresa al lago a través de muchas fuentes difusas incontrolables y puede exceder la carga de las fuentes puntuales controlables. A menudo se observan importantes aportes de fósforo y una deficiencia relativa de nitrógeno, lo que da como resultado una relación nitrógeno/ fósforo baja. Por último, como resultado de la excesiva carga de nutrientes, el crecimiento de algas aumenta de manera exponencial (IETEC, 2001).



Figura 1.4.: Lago hipereutrófico. Se pueden observar peces muertos

Las floraciones algales son una de las variables que suelen tenerse en cuenta para establecer el estado trófico de un cuerpo de agua ya que están directamente relacionadas con la concentración de clorofila – a presente en el agua, siendo ésta última uno de los parámetros utilizados para la clasificación.

En la Figura 1.5 se muestran tres patrones comunes de desarrollo de poblaciones de algas.

El tipo 1, oligotrófico a mesotrófico, es un sistema estable, donde el crecimiento exponencial inicial se nivela con rapidez alcanzando el equilibrio con el aporte de nutrientes. Este sistema es ecológicamente sustentable. El tipo 2 representa un sistema eutrófico avanzado, que exhibe señales de inestabilidad a medida que comienza a oscilar, puede sufrir una serie de floraciones parciales de algas. En esta etapa el proceso de eutroficación puede ser detenido o revertido mediante controles convencionales de nutrientes de fuentes puntuales. El tipo 3 corresponde a la última etapa del desarrollo de floraciones, donde el aporte de nutrientes y/o energía se torna inadecuado para sustentar la magnitud y los requerimientos fisiológicos de la floración. En estas condiciones, la totalidad de la biomasa algal (floración) colapsa y muere. Este evento termina con un severo o total agotamiento del oxígeno disuelto provocando una masiva mortandad de peces y de parte del zooplancton. El sistema es inestable, no sustentable y no puede ser rehabilitado a menos que se tomen medidas (IETEC, 2001).

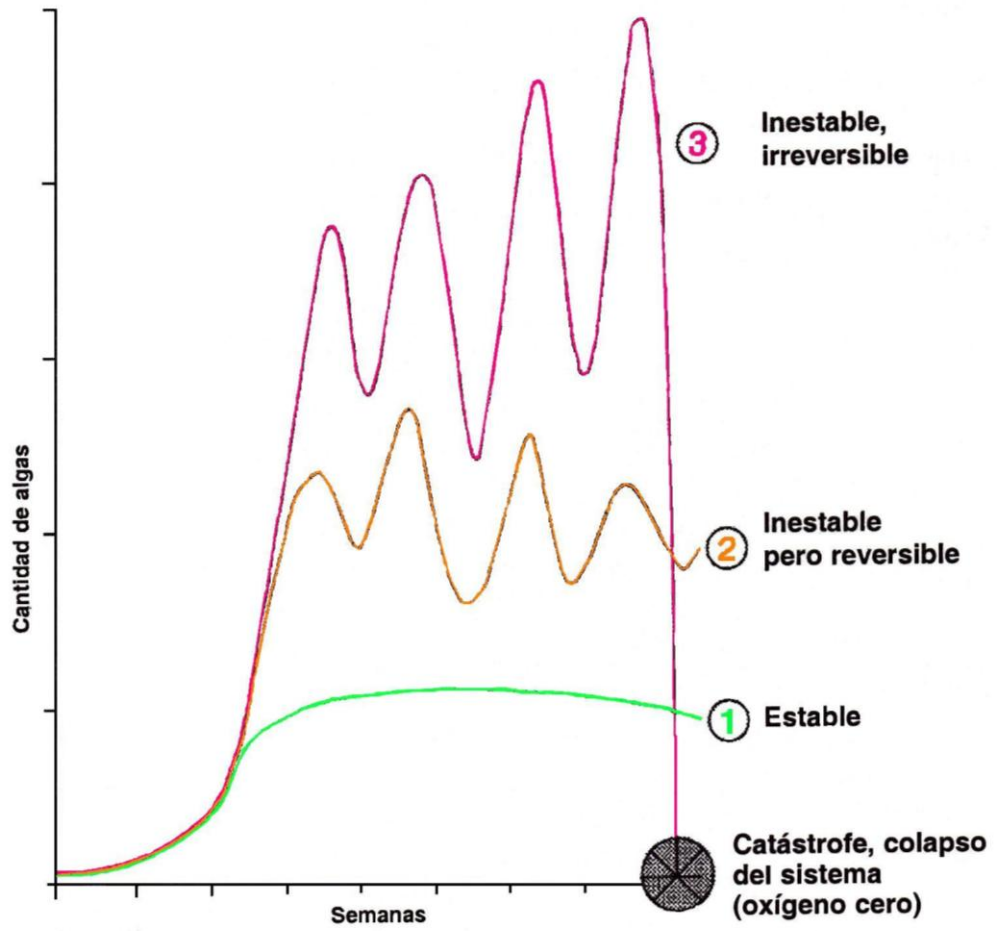


Figura 1.5.: Patrón generalizado de crecimiento algal en: 1: lagos oligotróficos – mesotróficos; 2: lagos eutróficos y 3: lagos hipereutróficos

1.1.4. La restauración o recuperación del estado trófico

La rehabilitación de un lago se puede definir como la manipulación del ecosistema del lago para efectuar una en él la mejora de las condiciones degradadas o indeseables.

Los términos rehabilitación, renovación y remediación a menudo se utilizan como sinónimos. Técnicas similares también pueden ser aplicadas a los embalses, sin embargo éstos son más manejables ya que, los métodos de gestión en los mismos pueden ayudar a aliviar algunos problemas.

Los enfoques sobre la restauración de lagos pueden dividirse en dos categorías generales: 1) los métodos para limitar la fertilidad y / sedimentación en los lagos y 2) los procedimientos para gestionar las consecuencias del envejecimiento de los mismos (Krenkel *et al*, 1980)

En relación a la recuperación de cuerpos de agua superficiales y la evolución del estado actual en el mundo, se podría mencionar que, según la literatura limnológica clásica (antes de la segunda guerra mundial), la eutrofización se consideraba un proceso irreversible. Se pensaba que eran posibles algunos efectos inhibitorios, sobre la eutrofización progresiva debida a factores antropogénicos, como por ejemplo que el suministro de nutrientes podría ser restringido eficazmente. Hoy en día, están más que probadas las tecnologías para lograr este efecto. Además hay factores naturales que antes se pensaba que eran inseparables, como: la estratificación térmica; la profundidad y la estructura química primaria. Ahora se sabe que son susceptibles a las medidas de control eco-tecnológicas destinadas a crear el cambio deseable. Algunos casos con un monitoreo intenso han contribuido notablemente este progreso (Klapper, 1991).

Como caso testigo se pueden mencionar las investigaciones realizadas en el Lago Zurich, las cuales se remontan al siglo pasado y ofrecen una imagen completa de los efectos que produce la descarga de aguas residuales sobre el oxígeno disuelto, nutrientes y plancton, conduciendo a la proliferación masiva de algas rojas y a la liberación de azufre producida por

bacterias púrpuras del azufre. La posterior rehabilitación del lago se consiguió sobre la base de la eliminación de fósforo y carbono orgánico proveniente de las aguas residuales domésticas y la oxidación de los compuestos de nitrógeno a nitratos. El proceso de oligotrofización ha sido notablemente significativo, dando como resultado una mayor transparencia del agua y un mayor contenido de oxígeno disuelto en el hipolimnio (Thomas, 1971).

La eutrofización cultural se puede revertir si se reduce de manera sustancial la afluencia de nutrientes al cuerpo de agua. Antes de adoptar medidas correctivas, es indispensable hacer un reconocimiento cuantitativo de las fuentes de nitrógeno y fósforo, así como estudios limnológicos para establecer sus niveles tróficos y determinar si la mayoría de sus nutrientes proceden de fuentes puntuales o difusas. Las fuentes puntuales, como las descargas de aguas residuales municipales, se pueden controlar por eliminación de nutrientes en las mismas antes de su descarga en las aguas superficiales. Las cargas de fuentes no puntuales (difusas), como las escorrentías agrícolas, se reducen a través de técnicas de uso de la tierra que impiden la erosión del suelo y evitan el uso excesivo de fertilizantes (Henry *et al*, 1996).

Para estimar el grado de éxito de las medidas restauración, adoptadas para controlar el contenido de fósforo en un lago, existe la necesidad de datos importantes y algunas formas alternativas de utilizar esos datos para estimar la respuesta del lago (por ej.: aplicación de modelos) y, además, los beneficios versus los costos de tratamiento. Lo más importante es el balance de fósforo. Sin un balance razonablemente preciso sobre el fósforo

presente en el cuerpo de agua, se convierte en una tarea casi imposible. De la concentración de este nutriente en las entradas y salidas, se puede calcular el fósforo residual que interviene en el intercambio en la interfase agua - sedimento. Un valor residual negativo sería una estimación de la carga interna neta. La carga de nitrógeno no suele ser calculada, debido a lo siguiente: hay muy pocos casos donde el control de nitrógeno ha sido intentado o se ha realizado correctamente; hay una mayor ganancia (debida a la fijación de nitrógeno por bacterias y algas) y una mayor pérdida (desnitrificación, producida por algunas bacterias) que en el balance de fósforo, por lo que es más difícil de realizar. Además, el fósforo es, por lo general, más fácil de controlar, debido a su mayor tendencia a la precipitación y a que existen menores fuentes de aporte que para el nitrógeno

Los resultados de las restauraciones han oscilado entre el éxito espectacular y un poco o ningún cambio en la calidad del agua (Welch, 1992)

1.2. Estado actual del conocimiento y acciones llevadas a cabo a nivel mundial

El control de la eutrofización, por medio de la restauración, de lagos y embalses degradados es una ciencia relativamente nueva. Si bien alguna actividad comenzó en 1960, la organización del conocimiento, en una variedad de técnicas para mejorar la calidad de los cuerpos de agua dulce permanentes no se produjo hasta 1970. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) comenzó a financiar actividades de restauración

de lagos en 1976 e instituyó un Programa de Limpieza Lagos (Clean Lakes Program) en 1980. Como resultado de ello, la actividad ha crecido intensamente. Dunst *et al.* (1974) reportaron un total de 81 proyectos de restauración en los Estados Unidos, que empleaban una o varias técnicas, que se iniciaron o se terminaron en 1974. Entre 1976 y 1987, la USEPA ha financiado 362 proyectos por medio del Programa de Limpieza Lagos. Otros proyectos también fueron financiados exclusivamente a través del mencionado Programa.

La necesidad de aumentar las actividades de restauración fue evidente a partir de la realización de varios estudios sobre el estado de los cuerpos de agua. La Sociedad Norte Americana de Gestión de Lagos reportó en 1983 que 12 mil lagos, pertenecientes a 38 estados, se vieron afectados negativamente por macrófitas y algas. La American Water Works Association (AWWA, 1987) informó que en el 61% de las fuentes superficiales de agua potable en los Estados Unidos, y Canadá había algas (principalmente algas azules) relacionadas al sabor y olor que afectó a un total de 38 millones de personas. En respuesta a la necesidad planteada se han publicado libros y manuales sobre las técnicas de restauración de lagos y embalses (Cooke *et al.*, 1986; Moore y Thornton; 1988; Cooke y Carlson, 1989)

En la actualidad hay cada vez más cuerpos de agua superficiales contaminados por nutrientes generados por actividades domésticas, agrícolas e industriales. Esto lleva a que los mismos se tornen eutróficos o hipertróficos. A pesar de las sustanciales inversiones en infraestructura que se han efectuado y

los costosos equipos que se han empleado para superar el problema, la situación continúa empeorando. Es más, existe el concepto erróneo de que el único modo de evitar el problema es a través del uso de tecnología. Si bien ésta puede ser de ayuda en tal emprendimiento, no es la única respuesta.

El proceso de eutroficación e hipereutroficación está muy relacionado con la forma en que funciona la sociedad. Los factores sociales rara vez son tratados en forma integral, ni siquiera cuando los expertos realizan un diagnóstico de los problemas ambientales existentes.

La Organización de Naciones Unidas (ONU) creó en 1983 la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y el Desarrollo. Esta Comisión (CMMAD) definió al Desarrollo Sustentable como: *“el que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades”*. Además, impone el concepto ecología como definidor de que el ser humano es una parte de la naturaleza, de un sistema interdependiente y cerrado que debe mantenerse en equilibrio, dada su fragilidad, en bien de todos. De ahí surge la idea de *“actuar localmente pensando globalmente”*, de ser conscientes de que nuestros actos pueden repercutir en todos de forma negativa o positiva.

En 1989 la ONU, comenzó con la planificación de la Conferencia sobre Medio Ambiente y Desarrollo, en la que se trazarían los principios para alcanzar ese Desarrollo Sostenible. Durante dos años, numerosos expertos en todo el mundo se

dedicaron a la concertación de acuerdos que marcaron el camino hacia la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992. En ella se acordaron dos acuerdos internacionales, se formularon dos declaraciones de principios y un extenso Programa de acción sobre Desarrollo Mundial Sostenible.

Este amplio Programa es “el Programa 21 o Agenda 21”, consensado por 178 Naciones en la mencionada Cumbre de Río, ratificada por España en 1993. La República Argentina lo aprobó mediante la ley 24.375, en 1994, y recoge normas tendientes al lograr un Desarrollo Sostenible desde el punto de vista social, económico y ecológico.

La Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) divulga, en 1982, “Eutrophication of Water Monitoring, Assesment and Control, conteniendo directivas para la clasificación del estado trófico de cuerpos de agua dulce superficiales. En 1991 publica el conjunto preliminar de indicadores ambientales, y en los años 93/94 lanza el modelo de Presión, Estado y Respuesta (modelo PSR) para evaluar y monitorear las condiciones del ambiente a nivel nacional, regional y mundial.

En los años ´70 la acumulación de evidencias sobre las deseconomías externas ignoradas en los proyectos de canalización de grandes ríos y en la desecación de humedales; la perdida de algunos recursos piscícolas, ganaderos, forestales, biodiversidad, turísticos, etc.; la degradación de otros, como la cantidad y calidad de agua de los acuíferos; los controles estructurales con obras hidráulicas que reducen la frecuencia de

las inundaciones pero agravan sus efectos y la creciente sensibilización ambiental impulsaron la realización de la Convención RAMSAR.

El 2 de febrero de 1971 en Ramsar (Irán) se firma la Convención que lleva su nombre: " Un tratado intergubernamental que sirve de marco para la acción nacional y la cooperación internacional en pro de la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos". En la actualidad tiene 160 Partes contratantes, 1.913 Sitios RAMSAR o humedales de importancia internacional, con una superficie total de 187 millones de hectáreas.

Posteriormente, se realizaron las siguientes actividades en relación a los humedales y sus aguas relacionadas:

- ✓ Convenio sobre la diversidad biológica, 1992
- ✓ Estrategia Pan Europea para la diversidad biológica y paisajística, 1995
- ✓ "Uso prudente y conservación de los humedales", comunicación de la Comisión Europea, aprobada por el Parlamento Europeo, 1995
- ✓ Declaración de Venecia, 1996
- ✓ Estrategia Española para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica
- ✓ Plan estratégico Español para la Conservación y uso racional de los humedales en el marco de los ecosistemas acuáticos de que dependen, 1999

- ✓ Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de las políticas de aguas.

En 1998 nació "Living Lakes" de la mano de la ONG Global Nature Fund. Su objetivo es la creación de una red internacional de cooperación entre lagos y lagunas de gran valor ecológico.

Living Lakes se inicia con seis paisajes del agua en cuatro continentes: el Lago Mono de California (EE.UU.), el lago Constanza de Alemania, Austria y Suiza, los siete Lagos del Delta del Nestos de Grecia, el Lago Santa Lucía en Sudáfrica, el Lago Biwa en Japón y la Laguna de La Nava en España. Se trata de lagos y lagunas muy diferentes pero con múltiples aspectos comunes que son un buen motivo para actuar conjuntamente: todos ellos se encuentran dentro de antiguos paisajes culturales de gran valor ecológico, constituyen hábitats importantes para la fauna y la flora y cada uno es un ejemplo único para la naturaleza tan diversa que alberga nuestro planeta.

Además, estos lagos y lagunas son lugares muy atractivos como destinos turísticos y por lo tanto su uso y disfrute debe ser planificado y gestionado adecuadamente. Living Lakes es aún un proyecto muy joven pero está previsto incorporar más lagos y humedales en la red, actualmente forman parte de ella más de 20.

Las organizaciones privadas y las administraciones que trabajan en las seis regiones tienen como objetivo convertir su paisaje del agua en una región modelo bajo el espíritu de la Agenda 21 aprobada en 1992 en Rio de Janeiro. Dentro del programa de Living Lakes se promueven proyectos piloto en cada uno de los lagos y lagunas miembros.

Con ello no sólo se fomenta la conservación y protección de los espacios naturales a nivel mundial, sino que también se pretende contribuir a un desarrollo sostenible y en armonía con el medio ambiente, tal y como describe la Agenda 21. Además, a través de Internet y de los congresos anuales, se intercambian experiencias e ideas, se organizan campañas y proyectos conjuntamente y se ayudan mutuamente para lograr su difícil objetivo.

Cada lago concreto obtiene una ventaja inmediatamente por su pertenencia a la red de lagos: si a menudo los grupos conservacionistas locales no son atendidos en sus solicitudes o ignorados en sus planteamientos, el prestigio internacional de la Red, el de sus empresas asociadas a nivel mundial y el de los otros lagos famosos les ayudará en su trabajo. Esto por ejemplo ocurrió en la primavera de 1999 cuando se logró potenciar el proyecto de la Laguna de La Nava en España: las autoridades emprendieron la construcción de dos nuevas estaciones depuradoras de aguas residuales, el saneamiento de un vertedero y la extensión de la zona protegida.

En el año 2000, la red "Living Lakes" estuvo representada como proyecto oficial mundial en la Exposición Universal de Hannover por expresa invitación del comité organizador. El proyecto Living Lakes, dentro del cual se encuentran representadas las lagunas de La Nava y Boada de Campos, estuvo en el pabellón Global House y contó con un stand de 200 m² de superficie que permaneció abierto al público desde el 1 de junio hasta el 31 de octubre de ese año. En total unos 250.000 visitantes pasaron por el stand, muchos de los cuales se interesaron por el proyecto español.

En la Figura 1.6 se muestra la distribución de los lagos pertenecientes a la red "Living Lakes."



Figura 1.6.: Ubicación de los lagos que forman la red "Living Lakes"

El International Lake Environment Committee Foundation (ILEC), se formó en 1986 como una organización internacional no gubernamental (ONG), y la Agencia Japonesa de Medio Ambiente y el Ministerio de Asuntos Exteriores le otorgó su estatus

legal en 1987. Se organizó con el objetivo de promover la gestión ambientalmente racional de los lagos naturales y provocados por el hombre y su medio ambiente, en consonancia con las políticas de desarrollo sostenible mediante la promoción de la investigación internacional, facilitando el intercambio de los resultados y conocimientos entre los expertos de todo el mundo. Ha recogido, en una base de datos (World Lake Database), la información ambiental y socio económica de los lagos y los embalses importantes de todo el mundo.

La World Lake Database actualmente cuenta con información de más de 500 lagos de 73 países en el Mundo. Estos datos se compone principalmente de los resultados de un proyecto de recopilación titulado "Estudio sobre el estado Mundial de los Lagos" en cooperación con las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Las categorías principales de datos en el proyecto son los siguientes: Localización; descripción; dimensiones físicas; características fisiográficas; calidad del agua; características biológicas; condiciones socio-económicas; utilización; deterioro del ambiente lacustre; peligros; tratamiento de aguas residuales; obras de mejora; planes de desarrollo; medidas legislativas e institucionales para la actualización del ambiente lacustre; las fuentes de datos. (Extraído de la pagina oficial www.ilec.or.jp)

Para cumplir con el objetivo de facilitar el intercambio de los resultados y conocimientos ILEC posee una serie de publicaciones entre las que se encuentran las "Guidelines for Lakes Management" constituidas por nueve volúmenes. El número seis

está dedicado a Management of Inland Saline Water, presentando, entre otros temas, casos de estudio de diferentes lagos pertenecientes a diversos lugares del mundo.

En la selección de los casos de estudio, se tuvo en cuenta la ubicación geográfica; el tamaño e importancia; el grado de conocimiento; la medida en que ilustran la variedad de lagos salados; la naturaleza de los impactos y sus efectos, la gestión y conservación. Los seleccionados fueron el Mar Caspio; el Mar Aral; Qinghai Hu; el Mar Muerto; el lago Corangamite; el lago Mono y la laguna Mar Chiquita. Por lo tanto, se dan ejemplos de lagos en el centro de Asia; el Lejano Oriente; Oriente Medio; Australia y América del Norte y del Sur. Algunos de los lagos son muy grandes (Caspio > 400.000 km²) y otros relativamente pequeño (Corangamite, 252 km²); altamente salino (el Mar Muerto, la salinidad 340 g / L) o moderadamente salino (Caspio, ≈ 12,5 mg / L), alguno sobre el que se conoce una buena gestión (Lago Mono) y algunos sobre los cuales se sabe poco (Mar Chiquita), algunos sujetos a impacto antropogénico significativo (la mayoría, pero sobre todo el Mar Aral). Por último, los lagos seleccionados incluyen ejemplos que han atraído mucho a los administradores de recursos y conservacionistas (por ejemplo, el Lago Mono) y otros que no (Qinghai). La selección ha dado énfasis a los lagos que son grandes, permanentes, de importancia regional, y tienen un alto valor económico, científico, de conservación u otros valores de interés para la gestión (Williams 1998).

Dentro de los lagos mencionados existen casos en los que han sufrido contracción de sus superficies, es decir se han

encogido. Esta situación se debe, en general, a que los ríos que los alimentan han sido desviados en sus cursos, o bien se han realizado extracciones de agua para riego. Tres de ellos son: El Mar Aral (Figura 1.7); el Mar Muerto (Figura 1.8) y la laguna Mar Chiquita (Figura 1.9).

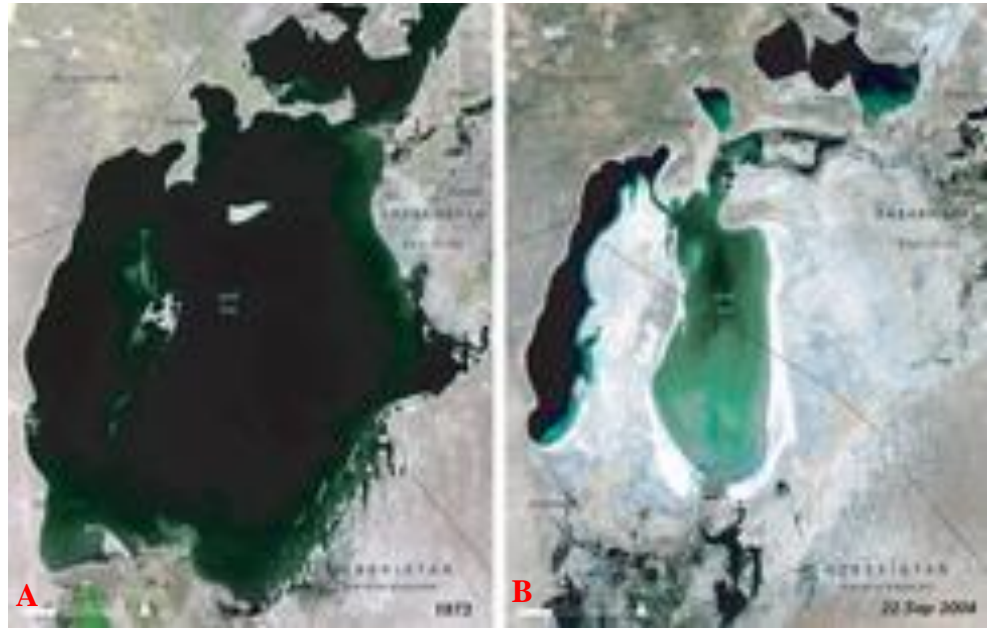


Figura 1.7.: Mar Aral , A) en 1973 B) en 2004

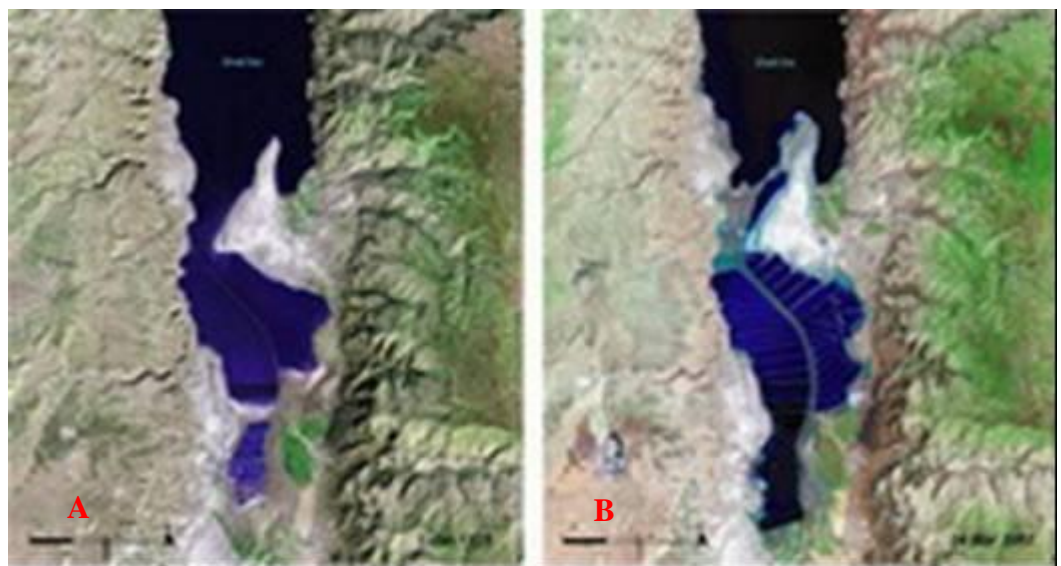


Figura 1.8.: Mar Muerto , A) en 1970 B) en 2006- se observa dividido

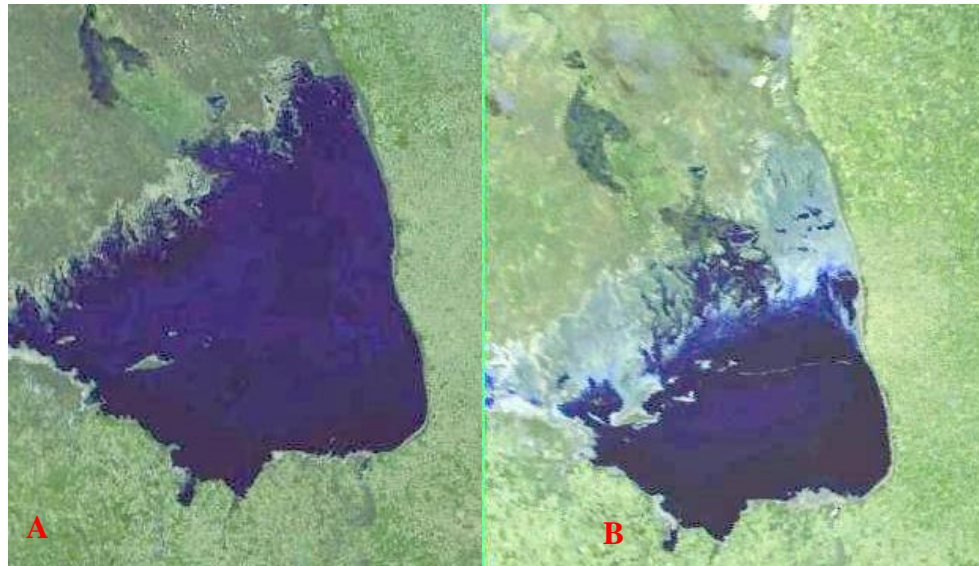


Figura 1.9.: Mar Chiquita, A) en 2006 B) en 2011

El Global Environment Facility (GEF) fue fundado en 1990 por el Dr. Jeffrey Leonard (presidente), sobre el principio de que el capital que se instala con un enfoque disciplinado en sectores específicos, pueden aportar mejoras significativas para el medio ambiente y la calidad de vida en todo el mundo.

GEF se ha convertido en uno de los principales grupos globales de capital privado que invierte en el medio ambiente. En los últimos años, el equipo de inversión del GEF ha completado más de 30 inversiones de capital privado en las primeras etapas de tecnología en las empresas que operan en una amplia gama de sectores económicos y en todas las principales regiones geográficas del mundo

Global Environment Facility (GEF) reúne a 182 gobiernos miembros - en colaboración con las instituciones internacionales, organizaciones no gubernamentales y el sector privado - para

hacer frente a las cuestiones ambientales mundiales. Como organización financiera independiente, proporciona donaciones a los países en desarrollo y países con economías en transición para proyectos relacionados con la biodiversidad, el cambio climático, aguas internacionales, degradación de la tierra, la capa de ozono y contaminantes orgánicos persistentes. Estos proyectos benefician al medio ambiente global, que une los desafíos locales, nacionales y mundiales del medio ambiente y la promoción de medios de vida sostenibles. Actualmente es el mayor financiador de proyectos para mejorar el medio ambiente mundial. Ha destinado 9,2 mil millones dólares, complementado por más de \$ 40 millones en cofinanciamiento para más de 2.700 proyectos en más de 165 países en desarrollo y países con economías en transición. A través de su Programa de Pequeñas Donaciones (PPD), el GEF también ha hecho más de 12.000 pequeñas donaciones directamente a las organizaciones no gubernamentales y la comunidad, un total de \$ 495 millones.

La asociación del GEF incluye 10 agencias: las Naciones Unidas para el Desarrollo, las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, el Banco Mundial, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura, la Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial, el Banco Africano de Desarrollo, el Banco Asiático de Desarrollo, el Banco Europeo de Reconstrucción y Desarrollo, el Banco Interamericano de Desarrollo y el Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola. El Panel de Consejeros Científico y Técnico proporciona asesoramiento sobre las políticas y proyectos del GEF.

Las Naciones Unidas para el Desarrollo, las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Banco Mundial fueron los tres socios iniciales para la ejecución de los proyectos del GEF. En 1994, en la Cumbre de la Tierra de Río, el GEF se reestructuró y se trasladó fuera del sistema del Banco Mundial para convertirse en una institución permanente e independiente. La decisión de convertir al GEF una organización independiente ha aumentado la participación de los países en desarrollo en la toma de decisiones y en la ejecución de los proyectos. Desde 1994, sin embargo, el Banco Mundial ha servido como el administrador del Fondo Fiduciario del GEF y proporciona los servicios administrativos.

Como parte de la reestructuración, el GEF se encargó de convertirse en el mecanismo financiero para la Convención de las Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica y la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. En colaboración con el Protocolo de Montreal, de la Convención de Viena sobre las sustancias que agotan la Capa de Ozono, el GEF comenzó a financiar proyectos que permitan, a la Federación de Rusia y las Naciones de Europa oriental y Asia central, eliminar el uso de productos químicos que destruyen el ozono. Posteriormente, también fue seleccionado para servir como mecanismo financiero de dos convenios internacionales: El Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (2001) y la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (2003).

GEF también sirve como mecanismo financiero para los siguientes convenios:

- Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)
- Convención de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC)
- Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs)
- Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CLD)

El GEF, aunque no formalmente vinculados al Protocolo de Montreal relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono (MP), apoya la implementación del Protocolo en los países con economías en transición (extraído de la pagina oficial www.thegef.org)

International Lake Environment Committe (ILEC), desde hace tiempo, Promueve una gestión sostenible de los lagos y embalses del mundo por medio de la "Visión Global", con la siguiente argumentación:

En el siglo que se avecina, la humanidad se enfrenta a una civilización cada vez más desarrollada en la que la escasez de recursos esenciales es cada vez mayor, tal como lo es en el caso del agua dulce o continental. Los lagos del mundo son una fuente primaria de agua fácilmente accesible para uso doméstico, agrícola e industrial y serán un campo crítico de interacción de fuerzas de poder en una sociedad que aspira a mantenerse sin degradar y agotar su propia fuente. Muchos de los lagos ya están actualmente al límite.

La Visión Global de los Lagos intenta sacar a la luz la continua y cada vez mayor crisis ambiental que sufren, con la idea de articular principios que dirijan la transición hacia una gestión integral para su uso sostenible y proveer una plataforma que asegure su salud a largo plazo. Igualmente, la Visión se manifiesta en cuanto a la necesidad de mantener la cantidad y calidad del agua dulce necesaria para las poblaciones humanas, su supervivencia y desarrollo económico así como también para el mantenimiento de los ecosistemas vitales.

La Visión Global de los Lagos es, ante todo, una llamada a la acción. La clave para el uso sostenible de nuestros lagos reside en encontrar un equilibrio entre las necesidades humanas de agua y la habilidad de la naturaleza para abastecer las necesidades del recurso para cada lago a largo plazo.

El documento de la Visión Global de los Lagos, (ILEC) identifica una gran variedad de acciones y estrategias para asesorar a las comunidades locales, órganos decisorios y otros agentes implicados, para desarrollar visiones individuales que dirijan su uso sostenible. Si somos capaces de gestionar los lagos de una forma sostenible y responsable, hay sitio para la esperanza de que exista un punto de encuentro entre las necesidades humanas y las comunidades naturales que dependen de ellos, de forma que se mantengan las fuentes de agua dulce, que son, la llave de la vida, como así también, los lagos salados que son de gran importancia para la protección de la biodiversidad.

La Visión Global de los Lagos aporta una serie de Principios directrices para el desarrollo y la implementación de programas de gestión efectivos en los lagos del mundo. Estos Principios complementan aquellos articulados en la Visión Global del Agua, pero centrándose específicamente en los lagos y sus características propias, usos y amenazas a las que se enfrentan. Además describe estrategias prometedoras para evitar que estas amenazas puedan ser generadas a largo plazo por individuos u organizaciones en el ámbito local, nacional o mundial.

PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), como agencia rectora de las Naciones Unidas en cuestiones ambientales, asegura la aplicación de un enfoque holístico y multisectorial en los análisis y soluciones a problemas ambientales, tal como la eutroficación de los cuerpos de agua dulce. El International Environmental Technology Centre (IETEC – CITA) de PNUMA decidió preparar una publicación, en 2001, al comprobar que el problema de la eutroficación de lagos y embalses incrementaba su frecuencia en todo el mundo.

La publicación “Planificación y Manejo de Lagos y Embalses”: Una Visión Integral de la Eutroficación” (Figura 1.10), reúne las experiencias de 26 expertos dedicados al manejo de los recursos de agua dulce en África; Europa; América del Norte y del Sur; Asia y Oceanía sobre las causas y formas posibles de evitar el problema de exceso de nutrientes en un cuerpo de agua. Si bien esta publicación no debe ser considerada como un manual técnico sobre maneras de evitar o solucionar el problema, brinda

un panorama general de los componentes y procesos esenciales para tratar el tema eficazmente.

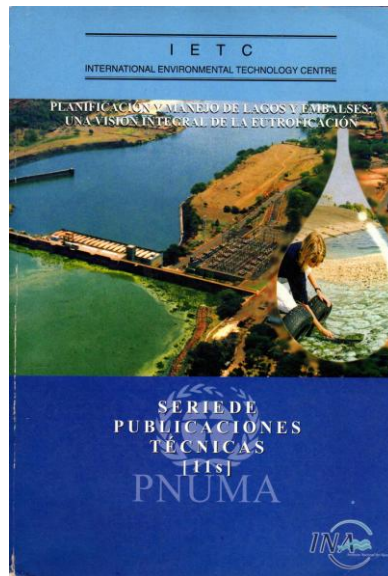


Figura 1.10.: Planificación y Manejo de Lagos y Embalses

Una prioridad clave en el desarrollo de muchos de los países de América Latina y el Caribe es la industrialización, la cual está progresando rápidamente. La descarga no controlada de desechos generados por actividades industriales a los cuerpos naturales de agua, combinada con la escorrentía de áreas agrícolas con la utilización de plaguicidas, está incrementando las concentraciones de sustancias químicas en estos cuerpos de agua a nivel que pueden ya afectar al ambiente acuático y a la salud humana. Estas consecuencias potenciales no están recibiendo la misma prioridad.

La industrialización, a cualquier costo, no es una alternativa válida ya que no sería posible sostener un crecimiento a largo plazo, un desarrollo y un mejoramiento en el nivel de vida, si los

cuerpos de agua están contaminados al grado de no poder ser utilizados.

Una evaluación reciente de la USEPA (1987) demostró que la modificación de procesos productivos y el mejoramiento de prácticas internas son responsables de una porción significativa de la reducción de desechos peligrosos que está ocurriendo actualmente en los Estados Unidos.

Un programa de FEEMA (Estado de Río de Janeiro, Brasil), el cual provee un inventario de los tipos de descargas industriales que se vuelcan en los principales cuerpos de agua y que fue divulgado a todas las industrias con el objeto de fomentar el reuso intra industrial, logrando algún éxito (CEPIS, 1994).

Por iniciativa del Instituto Internacional de Ecología, con el apoyo del Programa PROSUL del CNPq y con los auspicios de la Academia Brasileira de Ciencia, en 2005, se realizó en Brasil un seminario, Internacional en el cual se discutieron las causas, consecuencias y el control de la eutroficación en Argentina; Brasil; Colombia; Chile; Uruguay y Venezuela. Se analizaron los impactos de la agricultura en las cuencas hidrográficas, las descargas de efluentes urbanos, las tecnologías de recuperación de ríos, lagos y embalses y los indicadores biológicos (Tundisi *et al.*, 2006).

La gran mayoría de los estudios llevados a cabo, mundialmente, desde el aspecto limnológico (monitoreos, evaluaciones del contenido de nutrientes, indicadores de

contaminación, etc.) o de restauración fueron realizadas en cuerpos superficiales de agua dulce.

Esta situación, posiblemente, tiene su fundamento en que los cuerpos de agua dulce son, en su mayoría, las fuentes para la provisión de agua potable a innumerables poblaciones. Además, son utilizadas para la generación de energía, la recreación, la pesca, actividades deportivas, etc. Lamentablemente, en muchos casos, no son vistos como ecosistemas en los cuales, también, se debe proteger a la biota que los habita.

Otra de las líneas de investigación sobre la calidad del agua, con un enfoque más ambiental, es la que se lleva a cabo en las zonas costeras o estuarinas. Cabe destacar este tipo de zonas no se encuadrarían dentro de la limnología sino, más bien, dentro de la oceanografía.

1.3. Antecedentes y acciones llevadas a cabo a nivel local

A nivel local, ya sea Nacional como Provincial, se puede observar la misma tendencia internacional. Es decir, la mayoría de los estudios realizados sobre cuerpos de agua superficiales están dirigidos a aquellos constituidos por agua dulce. Esta situación se debe, posiblemente, a la tendencia mundial de priorizar el cuidado de las fuentes de agua potable, dejando como instancia posterior el enfoque ambiental en el cual prevalece la idea de que, tanto un lago dulce o salado como un embalse, son ecosistemas que conforman un hábitat esencial para proteger a

un sinnúmero de especies, muchas de las cuales se encuentran en peligro de extinción.

En la provincia de Córdoba, al NE, se encuentra la mayor laguna salada de Sudamérica, quinta a nivel mundial: la laguna Mar Chiquita. Con respecto a la calidad de su agua se puede saber que la misma presentó importantes variaciones espaciales y temporales por lo que ha sido motivo de diversos estudios. La hidroquímica de la laguna fue analizada por Durigneux (1978), Martínez (1991 y 1995), y recopilada por Marti Insa (2000), el contenido de metales pesados e hidrogeoquímica del Río Suquía (Gaiero, 1995; Gaiero *et al.*, 1997), geomorfología y sedimentología (Kröling e Iriondo, 1999), limnogeología y cambio climático (Piovano *et al.*, 2001, 2002, 2004), geoquímica de sedimentos (Larizatti *et al.*, 2001). La información limnológica disponible muy limitada, pudiendo citarse fundamentalmente los trabajos de Seckt (1945) y de Billerberck (1978) y Reati *et al.* (1997). Sin embargo, a pesar de su importancia su grado de estudio o nivel de conocimiento es muy inferior al deseado.

En los últimos 50 años, la construcción de embalses en muchos países y cuencas en América Latina interfirió con la hidrología y la ecología de varias cuencas, sub – cuencas y ríos. La mayoría de estos embalses se construyeron originalmente para generar electricidad y provisión de agua potable pero últimamente se han utilizado para múltiples actividades tales como pesca, riego, recreación y acuicultura.

El proceso de seguimiento de los cambios ecológicos producidos por la construcción del embalse y su evolución después del llenado es un estudio teórico y práctico de mucha importancia. Los cambios en la calidad del agua, la posible eutroficación y las alteraciones en la flora y la fauna acuática reflejan el manejo de la cuenca y los usos de la tierra (IETC, 2001).

El problema del agua en la República Argentina se está agravando. Es un tema crítico y estratégico, al que no se le presta la atención que merece. En la actualidad, el problema es la falta de lluvias en algunas regiones del país en la Región Pampeana no resultando perceptible, pero en el resto del territorio la situación está causando muchos inconvenientes, como por ejemplo las zonas áridas y semiáridas que representan dos tercios del territorio nacional. En esas regiones, las sequías son cada vez más prolongadas. La sequía es apenas uno de los aspectos que se deben tener en cuenta. La contaminación de las fuentes de agua potable (Ej. Lago San Roque) juega, a su vez, un rol determinante. La cuenca Riachuelo – La Matanza es el ejemplo siempre citado. Sin embargo, varios de los principales ríos del país, como el Paraná el de la Plata, el Colorado, el Salí – Dulce y el Carcarañá sufren al mismo tiempo un deterioro ambiental alarmante (Moreno, 2011)

Los causantes del actual escenario son los desechos vertidos por las industrias y las minas a cielo abierto, la utilización excesiva de fertilizantes y pesticidas en las actividades agrícolas, el déficit en los sistemas cloacales y, por supuesto, la inmensa cantidad de basura vertida por la población, entre otros. El problema demanda

cambios de paradigmas urgentes. Una transformación en la que la voluntad política resulta imprescindible.

En tal sentido, en los últimos años la comunidad hídrica argentina tomó conciencia del serio deterioro de la gestión de nuestros recursos hídricos, dándole la motivación para corregir el rumbo del manejo de nuestras aguas.

Con tal fin, a instancias de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, las provincias convocaron a los sectores vinculados con el aprovechamiento, gestión y protección de sus recursos hídricos buscando establecer la visión que indique *“que es el agua para nosotros”* y al mismo tiempo señale la forma de utilizarla como *“motor de nuestro desarrollo sustentable”*. Por último, dicha visión fue consensuada en el seno del Consejo Hídrico Federal (COHIFE). La adopción de los lineamientos de la política así gestados por parte de todas las Provincias y la Nación permitió dotar al sector hídrico de una Política de Estado, los *“Principios Rectores”*.

La comunidad hídrica argentina entiende que el aprovechamiento de nuestros recursos hídricos debe realizarse armonizando los aspectos *“sociales, económicos y ambientales”* que nuestra sociedad le adjudica al agua.

EL propósito del documento *“Principios Rectores de política Hídrica de la República Argentina, Fundamentos del Acuerdo Federal del Agua, elaborado por el COHIFE, fue brindar lineamientos y mecanismos que permitan la integración de los*

aspectos técnicos, sociales, económicos, legales, institucionales y ambientales del agua en una gestión moderada de los recursos hídricos.

El documento elaborado por el COHIFE, cuando se refiere al “*El Agua y el Ambiente*” presenta un punto en el cual se describe la “*Incorporación de la dimensión ambiental*”. Expresa que: La preservación de un recurso natural esencial como el agua es un deber irrenunciable de los Estados y de la sociedad en pleno. Por ser así, la gestión hídrica debe considerar al ambiente en todas sus actividades, desde la concepción de proyectos y programas hasta su materialización y continua evolución. La incorporación de la dimensión ambiental en la gestión de los recursos hídricos se logra mediante el establecimiento de pautas de calidad ambiental, la realización de evaluaciones de riesgo e impacto y de auditorías ambientales para proyectos específicos. Así, mediante el análisis de la vulnerabilidad ambiental, se busca reducir los factores de riesgo y lograr el equilibrio entre el uso y la protección del recurso (COHIFE).

Además, en el documento, se refiere a la “*Articulación de la gestión hídrica con la gestión ambiental*”, expresando que la interrelación que existe entre la gestión de los recursos hídricos y la problemática ambiental no admite compartimientos estancos entre la administración de ambos sectores. De ello se desprende la necesidad de promover la gestión conjunta de la cantidad y calidad del agua (COHIFE).

En 1990, en la ciudad de La Rioja, nace el COFEMA (Consejo Federal de Medio Ambiente) para ser un organismo, con personería jurídica de derecho público que coordine la elaboración de la política ambiental entre los Estados Miembros, como el espacio natural de encuentro federal para abordar los problemas y las soluciones del medio ambiente de la República Argentina.

Los estados partes se obligan a adoptar, a través del poder que corresponda, las reglamentaciones o normas generales que resuelva la Asamblea cuando se expida en forma de resolución.

El Acta Constitutiva define en el Art. 2^{do} los siguientes objetivos, entre otros:

1 - Formular una política ambiental integral, tanto en lo preventivo como en lo correctivo, en base a los diagnósticos correspondientes, teniendo en consideración las escalas locales, provinciales, regionales, nacionales e internacionales.

2 - Coordinar estrategias y programas de gestiones regionales y nacionales en el medio ambiente.

3 - Formular políticas de utilización - conservación de los recursos ambientales.

4 - Difundir el concepto de que la responsabilidad en la protección y/o preservación del ambiente debe ser compartida entre comunidad y estado.

5 - Exigir y controlar la realización de estudios de impacto ambiental, en emprendimientos de efectos interjurisdiccionales, nacionales e internacionales.

6 - Fijar y actualizar los niveles exigidos de calidad ambiental y realizar estudios comparativos, propiciando la unificación de variables y metodologías para el monitoreo de los recursos ambientales en todo el territorio nacional.

7- Constituir un banco de datos y proyectos ambientales.

8 - Gestionar el financiamiento internacional de proyectos ambientales.

(Extraído de la página oficial www.cofema.gob.ar)

La nueva institucionalidad ambiental del país se definió cuando en el 2002, el Congreso Nacional aprueba la Ley General de Ambiente N^o. 25.675, en la cual se ratifica el Acta Constitutiva del COFEMA y el Pacto Federal Ambiental subscrito en Luján, 5 de Julio de 1993. //410.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH) y el Consejo Hídrico Federal, durante en año 2006, elaboraron las Bases del Plan Nacional Federal de Recursos Hídricos (PNFRH) y consensuaron la metodología. En el marco del Taller de los Países del Cono Sur, del programa PNUMA para el apoyo de la Meta 2005 sobre Planes de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), realizado en 2006 en San Pablo, Brasil, se identificaron

acciones para acelerar los procesos de preparación de los planes nacionales y subregionales.

El Plan Nacional Federal (Figura 1.11.) es una herramienta básica de la gestión que permitirá el uso del recurso hídrico, con vistas al desarrollo económico y social de la Nación, tanto de las aguas superficiales como subterráneas, y de los ecosistemas acuáticos y terrestres directamente dependientes de ellas, asegurando su aprovechamiento ambientalmente sostenible en las cuencas hidrográficas correspondientes.

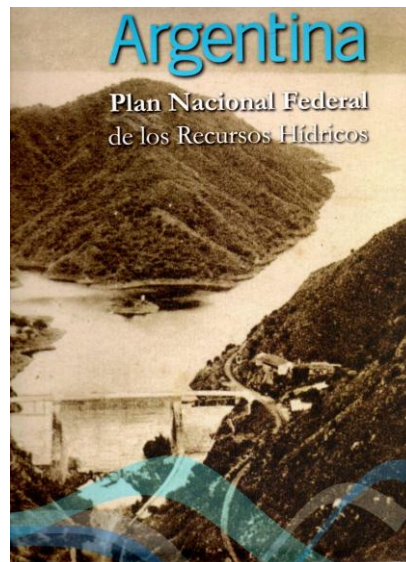


Figura 1.11.: Libro sobre la Planificación Federal de los Recursos Hídricos

Los principios generales considerados para la formulación del Plan son:

- ✚ Asegurar la provisión de agua potable y saneamiento a toda la población (equidad)
- ✚ Optimizar el aprovechamiento del agua para usos productivos (eficiencia y desarrollo sostenible)

- ✚ Reducir y prevenir la contaminación de las aguas (desarrollo sostenible).
- ✚ Prevenir inundaciones y las sequías (minimización de riesgos).
- ✚ Proteger y preservar el ambiente (desarrollo sostenible)

Los principales desafíos que enfrenta la gestión hídrica tiene que ver con la prevención de conflictos, de situaciones de emergencia hídrica relacionadas con excesos o faltantes de agua; de situaciones de emergencias social derivadas de servicios cuya cobertura o confiabilidad son insuficientes y la prevención de procesos de contaminación y degradación ambiental que puedan resultar irreversibles (SSRH, 2008).

La realización del PNFRH brinda otros beneficios a las provincias, relacionados con las posibilidades de complementar esfuerzos y de aprovechar sinergias.

La Ley General del Ambiente - Ley Nacional N° 25.675 fue promulgada, parcialmente, en 2002. En su Artículo 1º establece los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable. En su Artículo 2º instituye que "La política ambiental nacional deberá cumplir los siguientes objetivos", entre otros:

a) Asegurar la preservación, conservación, recuperación y mejoramiento de la calidad de los recursos ambientales, tanto

naturales como culturales, en la realización de las diferentes actividades antrópicas;

b) Fomentar la participación social en los procesos de toma de decisión;

c) Promover el uso racional y sustentable de los recursos naturales;

d) Mantener el equilibrio y dinámica de los sistemas ecológicos;

f) Asegurar la conservación de la diversidad biológica;

g) Prevenir los efectos nocivos o peligrosos que las actividades antrópicas generan sobre el ambiente para posibilitar la sustentabilidad ecológica, económica y social del desarrollo;

h) Organizar e integrar la información ambiental y asegurar el libre acceso de la población a la misma;

i) Establecer procedimientos y mecanismos adecuados para la minimización de riesgos ambientales, para la prevención y mitigación de emergencias ambientales y para la recomposición de los daños causados por la contaminación ambiental.

Ley Nacional N° 25688 - Régimen de Gestión Ambiental de Aguas, publicada en 2003. En su Artículo 1ª establece los presupuestos mínimos ambientales, para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional. En su Artículo 2ª instituye que, a los efectos de la presente Ley, se entenderá:

Por agua, aquélla que forma parte del conjunto de los cursos y cuerpos de aguas naturales o artificiales, superficiales y subterráneas, así como a las contenidas en los acuíferos, ríos subterráneos y las atmosféricas.

Por cuenca hídrica superficial, a la región geográfica delimitada por las divisorias de aguas que discurren hacia el mar a través de una red de cauces secundarios que convergen en un cauce principal único y las endorreicas.

Establece, en su artículo N° 3, a las cuencas hídricas como unidad ambiental de gestión del recurso, considerándolas indivisibles.

La CONSTITUCIÓN DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA ha dado suma importancia al cuidado del ambiente, dedicándole en numerosas partes especial atención. En el capítulo titulado "Políticas especiales del Estado", los artículos 66 - "Medio ambiente y calidad de vida"- y 68 "Recursos naturales"- garantizan la protección del agua, el suelo, el aire, la flora y la fauna por parte del Estado Provincial, al cual corresponde la preservación de los recursos naturales renovables y no renovables, ordenando su uso y explotación, el resguardo del equilibrio del sistema ecológico, sin discriminación de individuos o regiones.

En la provincia de Córdoba, existen diversas Leyes relacionadas al recurso hídrico, su uso y protección. Algunas de ellas son las que se mencionan a continuación:

Ley Provincial N° 7967 (1990), en su artículo N° 1 declara de Interés Público la conservación y mejoramiento ecológico del Río

Suquía en toda su dimensión. Enfatizando, en el artículo N° 2 el interés por la conservación y mejoramiento ecológico del río en toda su dimensión. Prohibiendo el vuelco de efluentes y/o cualquier clase de residuos sólidos en las aguas del mismo, a todo establecimiento comercial, de servicios, industriales y/o fabriles (Art. 3).

Ley Provincial N° 5589 - CÓDIGO DE AGUAS, modificado por las Leyes N° 8853- 8928. Es un conjunto sistemáticamente ordenado de disposiciones referidas al uso de las aguas y defensa contra sus efectos nocivos. Contiene principios generales que armónicamente permitan solucionar las múltiples situaciones que pueden plantearse, dando pautas generales al Estado para su accionar (Principalmente referido al uso del recurso agua). Autoridad de aplicación ex DiPAS actualmente Subsecretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba.

DECRETO 415/99 - NORMAS PARA LA PROTECCIÓN DE LOS RECURSOS HIDRICOS. Contiene normas para la protección de los recursos hídricos superficiales y subterráneos. Se aplica a todas las actividades industriales, comerciales y de servicios cuyos residuos son vertidos a cuerpos receptores finales (ríos, embalses, arroyos, canales de desagües colectores pluviales, lagos, lagunas).

LEY N° 7343. PRINCIPIOS RECTORES PARA LA PRESERVACIÓN, CONSERVACIÓN, DEFENSA Y MEJORAMIENTO DEL AMBIENTE. Modificada por Ley 8300 /93 y por Ley 8789 /99. Enuncia lo que considera de interés provincial y cuales son los bienes jurídicos

protegidos. Esta norma establece criterios para proteger y mejorar las organizaciones ecológicas y la calidad de los recursos hídricos provinciales. También se prevén facultades de la Autoridad de aplicación para efectuar la clasificación de las aguas, elaborar normas de calidad para cada masa de agua y niveles máximos de emisión permitidos y adoptar medidas que sean necesarias para mejorar o restaurar las condiciones de las aguas. La autoridad de aplicación era la ex Agencia Córdoba Ambiente SE , actualmente Secretaría de Ambiente de la provincia.

1.4. Objetivos

La presente tesis se enfoca principalmente en los estudios de las características limnológicas de una laguna salada perteneciente a una cuenca endorreica: la Laguna del Plata.

Si bien se trata de un cuerpo de agua somero y pequeño, ubicado en la margen suroeste de la laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina), su importancia radica en que es la receptora primaria de toda la contaminación que ingresa a través del Río Primero (Suquía). Además, al ser de agua salada, se producirían en ella comportamientos diferentes de algunos compuestos, como por ejemplo el nutriente fósforo, presentes en el agua dulce del río. El mismo recibe, a través de sus 200 km de extensión, descargas de efluentes domésticos e industriales con escaso o nulo tratamiento provenientes de las diversas localidades que atraviesa hasta desembocar en la laguna.

Los objetivos específicos de esta tesis son:

- ✚ Ampliar el conocimiento del sistema Río Primero - Laguna del Plata - Laguna Mar Chiquita en lo referente a calidad del agua.
- ✚ Caracterizar y evaluar la calidad del agua y clasificar a la Laguna del Plata en lo que a su estado trófico se refiere.
- ✚ Evaluar la dinámica de los nutrientes que ingresan, en especial el fósforo, a la Laguna del Plata, teniendo en cuenta su paso de agua dulce a salada.
- ✚ Contribuir con la gestión del cuerpo de la cuenca a través de una herramienta importante como lo es el conocimiento de su estado trófico, la calidad del agua y la carga de nutrientes que ingresa a la laguna por medio de su único tributario, el río Primero (Suquía).

2. EL ECOSISTEMA

2.1. Definición

Un ecosistema puede ser descrito como un complejo de interacciones físico-químicas y actividades biológicas que operan en una comunidad bastante autosuficiente. Pocos ecosistemas son verdaderamente independientes en la naturaleza, el tamaño de los ecosistemas individuales puede variar mucho. Una cuenca entera, un sector en un afluente, o un cultivo mixto en un frasco de laboratorio, todos son ejemplo más o menos de distintos ecosistemas.

El funcionamiento de un ecosistema se puede ver como componentes o, en la terminología de los ecosistemas, los compartimentos. Los compartimentos biológicos funcionales de un ecosistema se pueden agrupar en tres categorías básicas: productores, consumidores y descomponedores. Además de estos componentes bióticos, el sistema incluye sustancias abióticas: todo el conjunto de factores físico-químicos. Además, podemos pensar en la energía como un componente diferente, una quinta categoría (Reid y Wood, 1976).

2.2. Componentes del ecosistema

2.2.1. Organismos productores

En ecología de los ecosistemas, el compartimiento de los productores se refiere a todos los organismos implicados en la

síntesis de los alimentos a partir de sustancias inorgánicas. La lista es larga e incluye bacterias autótrofas (fotosintéticas y quimiosintéticas) y los organismos fotosintéticos endofíticos y epífitas, como las algas macroscópicas, el fitoplancton y las plantas. No se considera necesario conocer todos los organismos en una comunidad para entender el sistema. Los ecologistas integradores utilizan valores como la cantidad de productores o los resultados de sus actividades. La cantidad de productores se mide por el total de la biomasa, el contenido calórico de los autótrofos, o mediante la medición de la concentración de pigmentos fotosintéticos (por lo general clorofila - a), también la producción se puede medir mediante la determinación de la tasa de procesos de síntesis (Reid y Wood, 1976).

2.2.2. Organismos consumidores

El compartimiento de los consumidores incluye todos los organismos que se alimentan activamente de otros organismos, e incluye microorganismos pigmentados fagotróficos, tales como *Euglena* y *Cryptomonas* así como las plantas y los animales sin pigmentación que ingieren alimentos. Con el fin de clasificar a los consumidores de interés particular se los agrupan por niveles tróficos en: herbívoros, carnívoros primarios, carnívoros secundarios y así sucesivamente, hasta que la serie termina con los carnívoros terminal. Los consumidores se miden por la biomasa total y contenido calórico de todos los constituyentes, o indirectamente a partir de mediciones de la respiración (Reid y Wood, 1976).

2.2.3. Organismos descomponedores

El compartimiento de descomponedores corresponde a la suma de todos los organismos que liberan enzimas que descomponen los organismos muertos. Ejemplo de éstos son las bacterias y hongos que crecen en la materia orgánica en los sedimentos y detritos. La descomposición total puede ser medida de diferentes maneras, como por ejemplo por la respiración total del ecosistema menos la respiración de los productores. Con frecuencia, los descomponedores se agrupan con los consumidores como heterótrofos, y se puede medir la biomasa del ecosistema total menos la de autótrofos (Reid y Wood, 1976).

2.2.4. Otros componentes

Funcionalmente, el sistema vivo puede ser representado por las tres categorías anteriores, pero a veces también es útil distinguir los componentes vivos y no vivos, o los factores bióticos y abióticos del sistema (Figura 2.1).

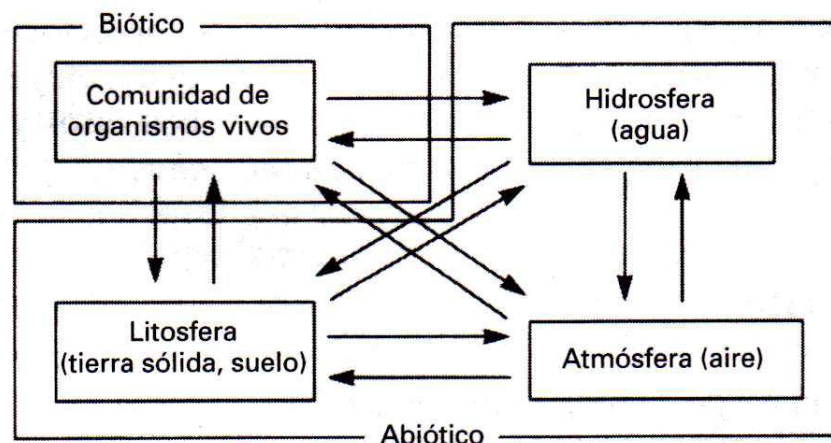


Figura 2.1.: Dinámica del ecosistema debido a las interacciones y la interdependencia de los diversos componentes

El componente biótico incluye todo lo vivo de la comunidad: productores, consumidores y descomponedores. Se expresa como cultivos permanentes o la biomasa. Se mide en número de individuos, volumen o peso. La biomasa es generalmente medida en peso seco por unidad de área o volumen. Ambos valores pueden ser expresados en contenido calórico, mediante un calorímetro, o calculado a partir de valores de contenido de calorías por gramo para cada tipo de organismo.

El componente abiótico incluye a los materiales inertes disponibles en el agua o en la estructura adyacente (sedimentos, superficie intersticial, la interfaz aire-agua, los ingresos). De especial interés son los elementos biogénicos y los iones como el hierro, nitrato, fosfato y azufre. El componente abiótico es medido como: sólidos totales, solutos filtrables totales o mediante la medición de cada uno en mg / litro o en otras unidades adecuadas (Reid y Wood, 1976).

Los factores abióticos son, en definitiva, los distintos componentes que determinan el espacio físico en el cual habitan los seres vivos, dentro de los más importantes podemos encontrar: el agua, la temperatura, la luz, el pH, el suelo y los nutrientes (Figura 2.2.).

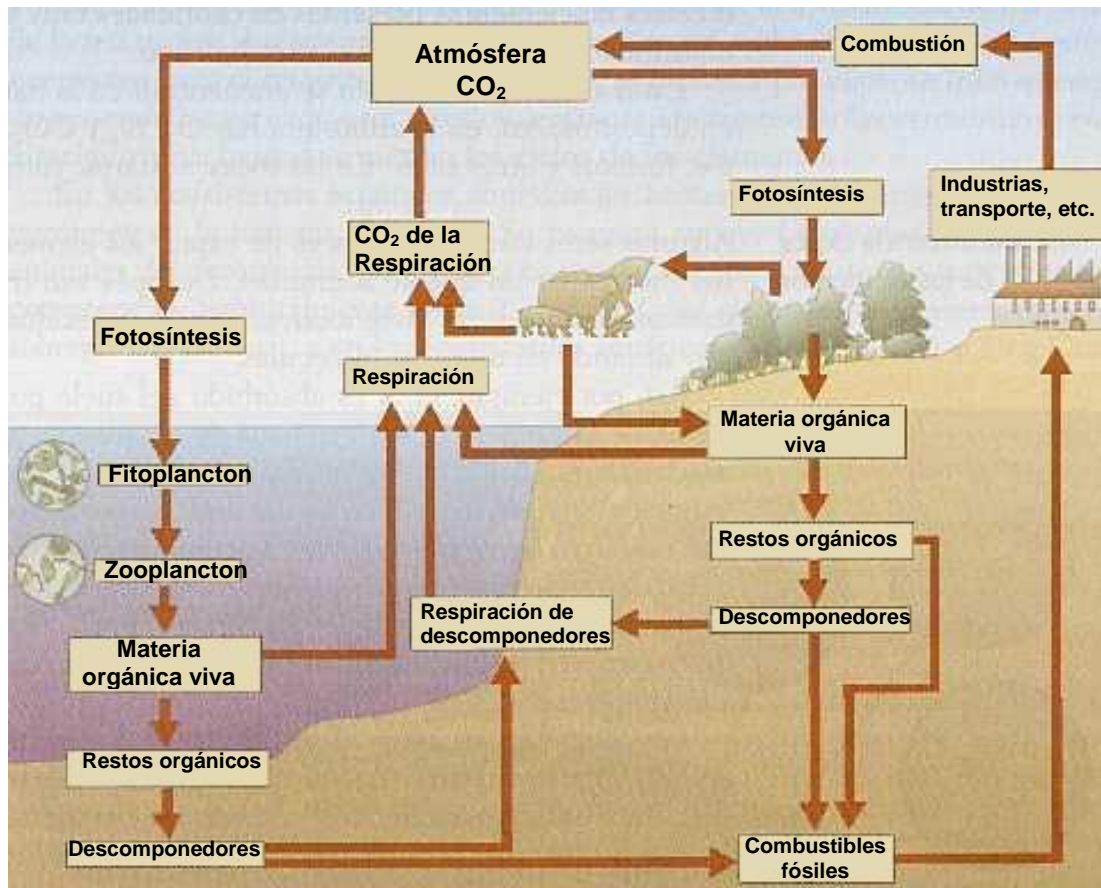


Figura 2.2.: Ejemplo de los componentes bióticos y abióticos de un ecosistema

2.3. Flujo de energía y metabolismo del ecosistema

El flujo de energía es un concepto integrador que abarca todo el complejo productivo y metabólico en una comunidad. El alimento podría ser el tema de importancia central en un ecosistema, pero la energía es aún más general y menos difícil de medir. En realidad, los dos son casi sinónimos. El flujo de energía es el término que designa a la energía total que se movió en el sistema y comprende: la energía que entra en el sistema, la que se produce y la que se elimina.

Las cadenas y redes alimenticias se incluyen como vías de flujo de energía (Figura 2.3.). La pérdida de energía producida en cada nivel de la cadena, como la respiración, es considerada un sumidero (depresión) de energía. La acumulación de energía en los grandes organismos es energía almacenada. Así, el movimiento a través de las vías: fotosíntesis, respiración, metabolismo, almacenamiento y liberación de energía en forma de calor, movimiento, etc. se incluye en este concepto integrador “el flujo de energía”. La suma total de los procesos que ocurren en los seres vivos es el metabolismo del medio ambiente o de la comunidad (Reid y Wood, 1976)

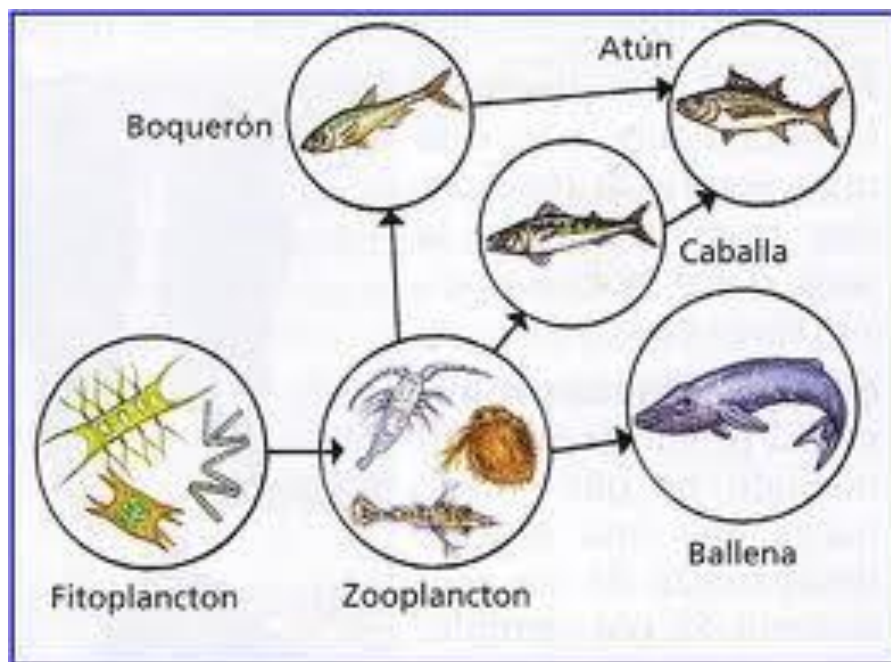


Figura 2.3.: Ejemplo de cadenas o redes alimenticias acuáticas

2.4. Productividad

La productividad es la tasa de fijación de energía en tejidos. La productividad primaria es la fijación de energía por organismos

fotosintéticos, la productividad secundaria corresponde a niveles tróficos más altos (Henry y Heinken, 1996).

Por lo tanto, es la suma del total de energía que se atrapa en los procesos, abarca los fotosintéticos y quimiosintéticos que se producen en los sistemas acuáticos. La productividad se mide por la cantidad de oxígeno disuelto liberado o dióxido de carbono absorbido, por la clorofila -a o por el aumento de peso en seco (Reid y Wood, 1976).

El término “**productor primario**” (que se ocupa de la producción primaria) se emplea para designar cualquier organismo autótrofo capaz de utilizar directamente la energía radiante del sol. Esto incluye a los organismos fotosintéticos (Henry y Heinken, 1996).

2.4.1. Producción primaria

La producción primaria se define como la formación de moléculas o compuestos orgánicos ricos en energía a partir de material inorgánico (minerales y gases) y de una fuente externa de energía (el sol, por ejemplo).

Generalmente, la producción primaria se considera sinónimo de fotosíntesis, esto no es conceptualmente correcto del todo, ya que una parte de la producción primaria en determinadas circunstancias puede deberse a bacterias quimiosintéticas, que no necesitan la luz del sol para producir.

La producción primaria es, de hecho, la puerta de entrada de energía al ecosistema para que éste pueda funcionar. Aproximadamente el 95% de toda la producción primaria, en sistemas acuáticos, se debe al fitoplancton, que vive en las capas superiores de los cuerpos de agua. No es un valor fijo ni estable, puede variar considerablemente en una escala de tiempo que va de días a años, además de geográficamente. Esta variabilidad es el resultado de un buen número de factores que actúan sobre el proceso fotosintético.

Los factores que va a condicionar la producción por parte del fitoplancton son muy distintos a los que condicionan la producción en las plantas terrestres. Para empezar, el fitoplancton no necesita agua ni suelo. La temperatura, por otra parte, varía mucho menos en los ambientes acuáticos que en el terrestre, debido a las propiedades físicas del agua y además las variaciones son mucho más graduales. Los factores esenciales para el funcionamiento de la maquinaria productiva van a ser, la luz y el aporte de nutrientes.

Uno de los condicionantes más importantes es la capacidad de absorción de la luz por parte del agua. La radiación roja es la primera en ser absorbida y la azul es la que penetra a más profundidad (Figura 2.4a.). Para los organismos productores esto significa que existe una profundidad determinada en la que la luz solamente permite la formación de materia orgánica a un ritmo igual al de consumo de ésta para obtener energía por parte de los propios organismos productores. Es decir, una profundidad en la que el consumo de la materia orgánica por la respiración de los

productores iguala a la capacidad de su mecanismo fotosintético para producir esa materia orgánica. Por debajo, los requerimientos de materia orgánica de la respiración superan a la capacidad de producir.

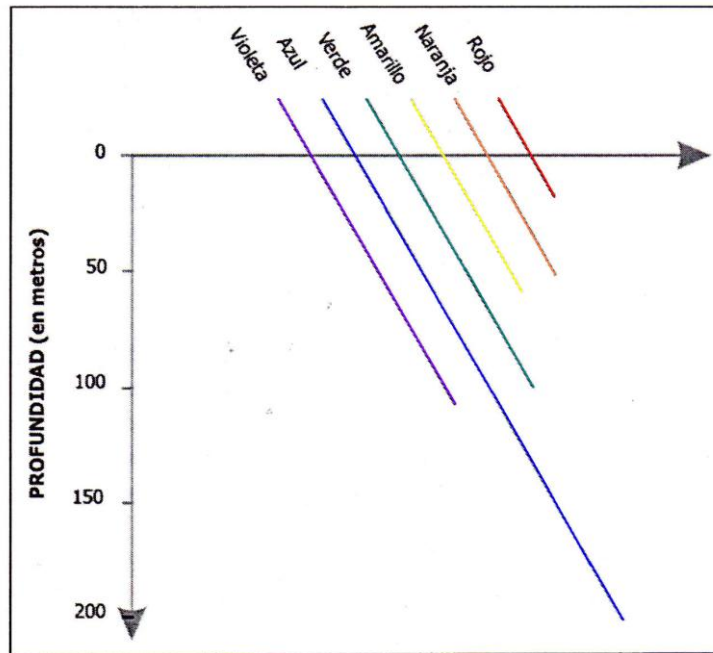


Figura 2.4a.: Esquema de diferencial del espectro que compone la luz blanca

Esta profundidad se conoce como “profundidad de compensación”. Por encima de esta profundidad existe producción primaria neta, mientras que por debajo existe consumo neto (Figura 2.4b.). Esta profundidad de compensación se corresponde aproximadamente con la profundidad a la que penetra el 1% de la luz incidente en la superficie del agua, básicamente depende de la transparencia de la misma. El mayor nivel de fotosíntesis no se da en la superficie, sino unos metros más abajo. Esto se debe al efecto inhibitorio que tiene la luz directa sobre la mayor parte del fitoplancton.

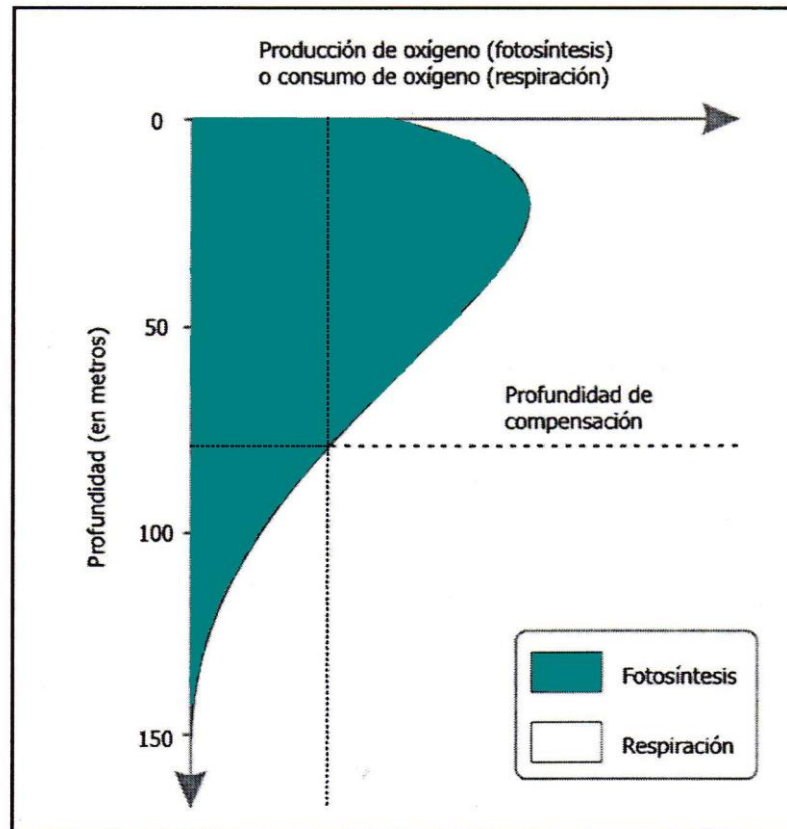


Figura 2.4b.: Esquema de la profundidad de compensación.

El fitoplancton requiere de nutrientes, o elementos nutritivos, inorgánicos disueltos para su crecimiento y reproducción. Entre ellos se destacan el carbono, que disuelto en grandes cantidades en el agua, nunca es limitante; el nitrógeno (en sus diferentes formas químicas: nitrato, nitrito o amonio) y el fósforo (en forma de fosfato). Determinados grupos como las diatomeas y los silicoflagelados tienen como necesidad nutritiva al silicio que consumen en forma de silicato. También son necesarios otros nutrientes orgánicos e inorgánicos, pero generalmente en cantidades muy pequeñas.

La mayor parte de los organismos productores son autótrofos.

Se denomina “autótrofo” a un organismo que obtiene su carbono celular de una fuente inorgánica (dióxido de carbono, bicarbonatos) y su energía del sol. En realidad se trata de un fotoautótrofo, distinto de un quimioautotófo, que obtiene su energía de la oxidación de compuestos químicos inorgánicos. Un organismo “**heterótrofo**” (Figura 2.5) es aquel que obtiene su carbono celular y su energía de materia orgánica generada por los organismos productores, (Henry y Heinken, 1996)

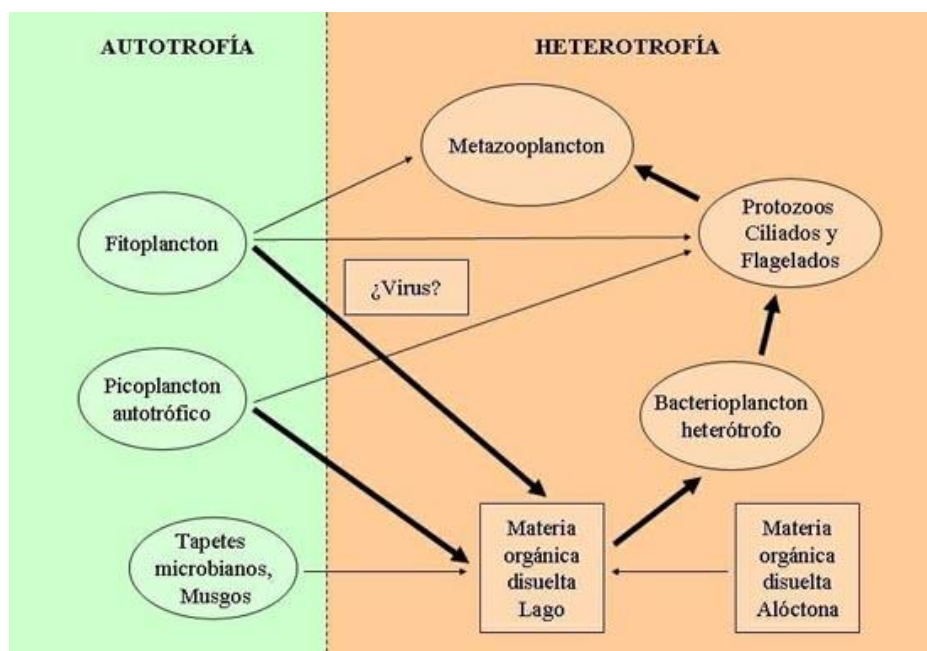


Figura 2.5.: Esquema de autótrofos y heterótrofos en un cuerpo de agua

2.5. Estructura trófica

La estructura trófica es un concepto que se ocupa de las cadenas alimentarias y redes sin llegar a considerar cual especie se alimenta de cual otra), se centra en los compartimentos funcionales descritos anteriormente. La conexión de estos compartimentos son las vías que muestra cómo la energía (alimentos) se pasa de un nivel a otro. Las vías principales son las

de los herbívoros, detritívoros, consumidores de agregados y los carnívoros.

Otra forma de representar la estructura trófica es mediante el uso de pirámides tróficas (Figura 2.6.). Aquí, se utilizan los mismos componentes pero se disponen en capas (niveles) siguiendo la secuencia del flujo de energía. Por lo tanto, los productores están en la parte inferior, el apoyo a toda la pirámide. La ventaja de este sistema es que da una idea de la biomasa y la energía involucrada. También resulta claramente evidente de la pérdida de un nivel a otro (Reid y Wood, 1976).

La pirámide trófica es una forma especialmente abstracta de describir la circulación de energía. Se basa en la representación desigual de los distintos niveles tróficos en la comunidad biológica, porque siempre es más la energía movilizada y la biomasa producida por unidad de tiempo, cuanto más bajo es el nivel trófico.

En esta sucesión de etapas en las que un organismo se alimenta y es devorado por otro, la energía fluye desde un nivel trófico a otro. Los organismos que realizan la fotosíntesis utilizan la energía solar para elaborar hidratos de carbono para sus propias necesidades. La mayor parte de esta energía química se procesa en el metabolismo y se pierde en forma de calor en la respiración. Los fotosintéticos convierten la energía restante en biomasa. Por último, este material, que es energía almacenada, se transfiere al segundo nivel trófico que comprende los herbívoros, los descomponedores y los que se alimentan de detritos. Si bien, la mayor parte de la energía asimilada en el

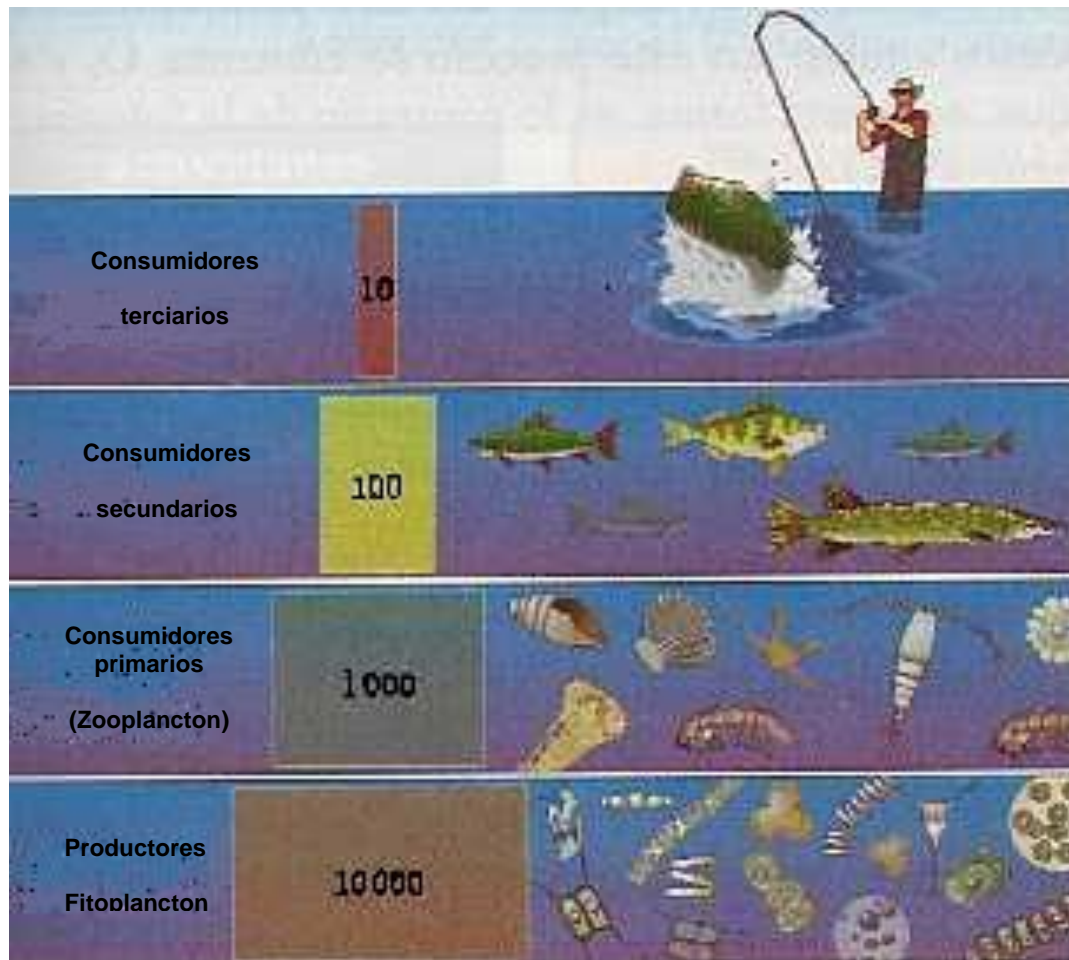


Figura 2.6.: Pirámide trófica

segundo nivel trófico se pierde de nuevo en forma de calor en la respiración, una porción se convierte en biomasa. En cada nivel trófico los organismos convierten menos energía en biomasa que la que reciben. Por lo tanto, cuantos más pasos se produzcan entre el productor y el consumidor final, la energía que queda disponible es menor (ConCiencia, 2007).

2.6. El ecosistema acuático

Se entiende por ecosistemas acuáticos a todos aquellos ecosistemas que tienen por biotopo (el medio físico donde se

relacionan) a algún cuerpo de agua, como pueden ser: mares; océanos; ríos; lagos; lagunas; pantanos etc.

Los ecosistemas acuáticos incluyen las aguas de los océanos y las aguas continentales dulces o saladas.

La oceanografía se ocupa del estudio de los primeros y la limnología de los segundos. En este último grupo no sólo se consideran los ecosistemas de agua corriente (medios lóticos) y los de agua quieta (medios lénticos), sino también los hábitats acuáticos de manantiales, huecos de árboles e incluso las cavidades de plantas donde se acumula agua y los ambientes de aguas subterráneas. Cada uno de estos cuerpos de agua tiene estructuras y propiedades físicas particulares con relación a la luz, la temperatura, las olas, las corrientes y la composición química, así como diferentes tipos de organizaciones ecológicas y de distribución de los organismos.

Los cuerpos de agua y sus zonas de inundación sostienen diversos y valiosos ecosistemas, no sólo por la calidad del agua para permitir la vida, sino también por las numerosas plantas e insectos que mantiene y que forman la base de las cadenas tróficas.

El agua dulce de los diversos cuerpos superficiales presenta una enorme variedad de composición. Como esta composición química depende, en primer lugar, de lo que el agua pueda disolver del suelo por el que discurre, es el suelo lo que determina la composición química del agua. Eso es determinante para los

tipos de vida animal y vegetal que allí se pueda desarrollar. Las principales adaptaciones de los organismos que viven en este medio están directamente relacionadas con las características físicas del agua, con la que están permanentemente en contacto.

Partiendo del “movimiento del agua”, se acuerda una división de los ecosistemas acuáticos en:

- ✚ Ecosistema de humedal: áreas donde el suelo está saturado de agua o inundado por una parte del año. Es donde se llama agua salobre al agua como para la explotación y gestión de las aguas interiores.
- ✚ Ecosistema léntico: es de agua quieta o de escaso caudal como en los lagos, lagunas, estanques, pantanos y embalses.
- ✚ Ecosistema lótico (latín lotus: participio de lavere, lavar): sistema de agua corriente como en los ríos, arroyos y manantiales.
- ✚ También están las zonas litoral, bentónica y pelágica. (Alexander, 1999).

2.6.1. Diferencias entre embalses y lagos o lagunas

El término “**lago o laguna**” denota una masa de agua natural, mientras que el término “**embalse**” denota una masa de agua artificial (incluso aunque muchos embalses sean llamados lagos). Los embalses, generalmente, se forman mediante la construcción de una presa en un río o arroyo, consiguiéndose

embalsar el agua mediante el obstáculo de la presa (Ryding y Rast, 1992).

Hay algunas diferencias entre los dos tipos de masas de agua:

- ✚ Los embalses, generalmente, tienen mayores cuencas de drenaje, mayores áreas superficiales y una mayor relación cuenca de drenaje/superficie que los lagos.
- ✚ Las profundidades media y máxima también son por lo general mayores en los embalses que en los lagos.
- ✚ Los embalses también tienen mayores cargas de aguas locales y tiempos de permanencia hidráulica más cortos.
- ✚ Los embalses se construyen, por lo general, para embalsar o regular la corriente de los ríos y arroyos, principalmente en regiones donde se producen fluctuaciones por exceso o defecto de agua. Los excesos provocan inundaciones, mientras que la falta de agua obliga a almacenarla.
- ✚ Los embalses son geológicamente más jóvenes que los lagos naturales.
- ✚ Los lagos normalmente ocupan depresiones naturales de la topografía local. Por consiguiente están localizados en el centro de cuencas de drenaje relativamente simétricas y contiguas con entradas al lago desde varios puntos de su alrededor.
- ✚ Los embalses están contruidos generalmente en el límite inferior de una cuenca de drenaje. De ahí que las cuencas de un embalse sean frecuentemente estrechas y alargadas, con solo una pequeña porción de la cuenca contigua al embalse. En muchos casos, una gran parte del agua anual,

material particulado en suspensión y nutrientes penetran a través de un único y gran afluente localizado en un punto superior a cierta distancia de la presa. Debido a estas características, se produce frecuentemente un gradiente espacial en los patrones de concentración del material en suspensión y nutrientes a lo largo de la masa de agua de un embalse, especialmente en embalses alargados, estrechos y detriticos. Esto va acompañado por un gradiente espacial en la productividad biológica y en la calidad de agua del embalse.

Los lagos descargan aguas superficiales mediante desbordamientos incontrolados. En contraste, el agua de los embalses generalmente sale mediante compuertas sumergidas en la presa, localizadas con frecuencia a distintas profundidades en la columna de agua.

El efecto de estos factores es que los embalses pueden presentar gradientes físicos, químicos y biológicos que ordinariamente no se dan en los lagos. Estos gradientes pueden diferir espacial y temporalmente en determinadas situaciones. Estas diferencias deben tenerse en cuenta a la hora de poner en práctica las acciones correspondientes a la gestión del cuerpo de agua.

2.6.2. El funcionamiento de los ecosistemas acuáticos

2.6.2.1. La estructura del medio físico

Los embalses constituyen elementos de retención hídrica en el flujo unidireccional del río y añaden un desarrollo vertical al

sistema. A medida que se avanza desde la cola hacia la cabecera (presa o dique), que suele ser el punto de mayor profundidad, se pierden características fluviales y se incrementa la similitud con los lagos. Sin embargo, se mantienen dos diferencias transcendentales con los ambientes lacustres: los tiempos de retención hidráulica (el tiempo que permanece una masa de líquido en el cuerpo de agua) son inferiores y las salidas de agua se producen en profundidad, con un desacoplamiento más evidente del régimen hidrológico en la cuenca de drenaje.

Si la profundidad es suficiente (lagos profundos) se desarrolla estacionalmente una compartimentación física (estratificación térmica) generada por un gradiente de densidad que implica una diferenciación metabólica del sistema. Esta estratificación (esquemática en la Figura 2.7) genera dos zonas claramente diferenciadas y con un comportamiento ecológico divergente:

a) Una zona superior productora llamada epilimnio, de agua más caliente con temperatura más o menos uniforme, en la que el tiempo de residencia hidráulica, la provisión de nutrientes y la entrada de energía lumínica son suficientes para generar comunidades fitoplanctónicas. En esta zona hay una producción neta de materia orgánica y de oxígeno y mantiene intercambios con la atmósfera y con los estratos inferiores.

b) Una zona inferior llamada hipolimnio, en la que la temperatura es más o menos uniforme y en la que predomina la respiración sobre la producción y en la que se mineraliza materia orgánica con un consumo neto de oxígeno. Mantiene un contacto activo con los sedimentos y

los flujos con el estrato superior son predominantemente unidireccionales, en el sentido de la fuerza de la gravedad y se producen a través de una frontera de máximo gradiente de temperatura conocida como termóclina.

c) Una zona intermedia a la que se denomina metalimnio, en la que la temperatura declina rápidamente, situada entre el epilimnio y el hipolimnio. El término es aproximadamente equivalente a termóclina en el uso ordinario, aunque ésta es el gradiente térmico y el metalimnio es realmente la masa de agua intermedia.

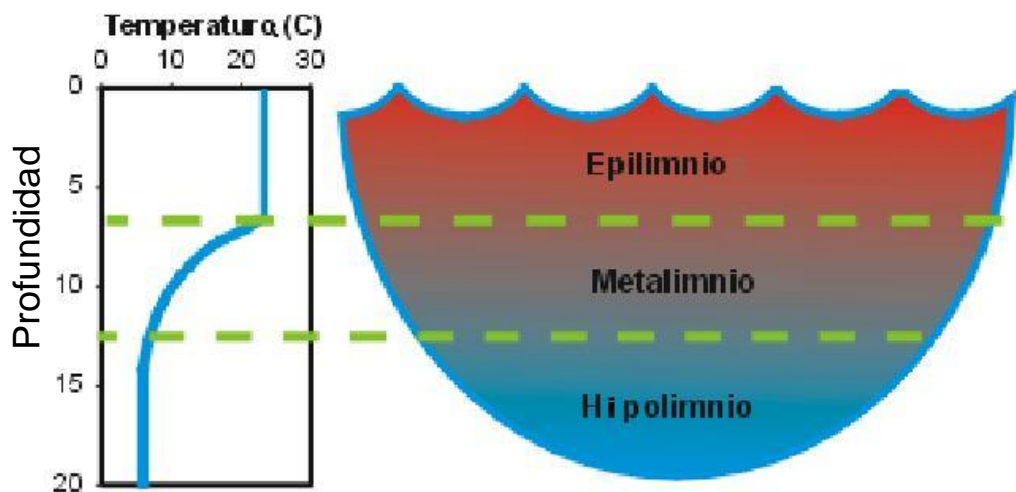


Figura 2.7.: Esquema de la estratificación térmica de un lago.

Los procesos de estratificación y la generación del epilimnio, metalimnio e hipolimnio dependen de la estación climática y acción de los vientos que genera procesos de mezcla. Esto se esquematiza la Figura 2.8.

En el verano por acción de la temperatura ambiente, se produce un gradiente vertical de temperatura en el cuerpo de agua, como consecuencia de esto se genera también un

gradiente vertical de densidad. Se produce, de este modo, la compartimentación física de la columna de agua (formación del epilimnio, metalimnio e hipolimnio) que evidencia una circulación incompleta.

En el otoño por el descenso de la temperatura, el agua que se enfría por la noche desciende, debido al cambio de densidad, mezclándose con el agua más caliente. Este proceso, junto con la turbulencia creada por el viento, trae como consecuencia la uniformidad en la temperatura en el cuerpo de agua, es decir, el mismo está mezclado.

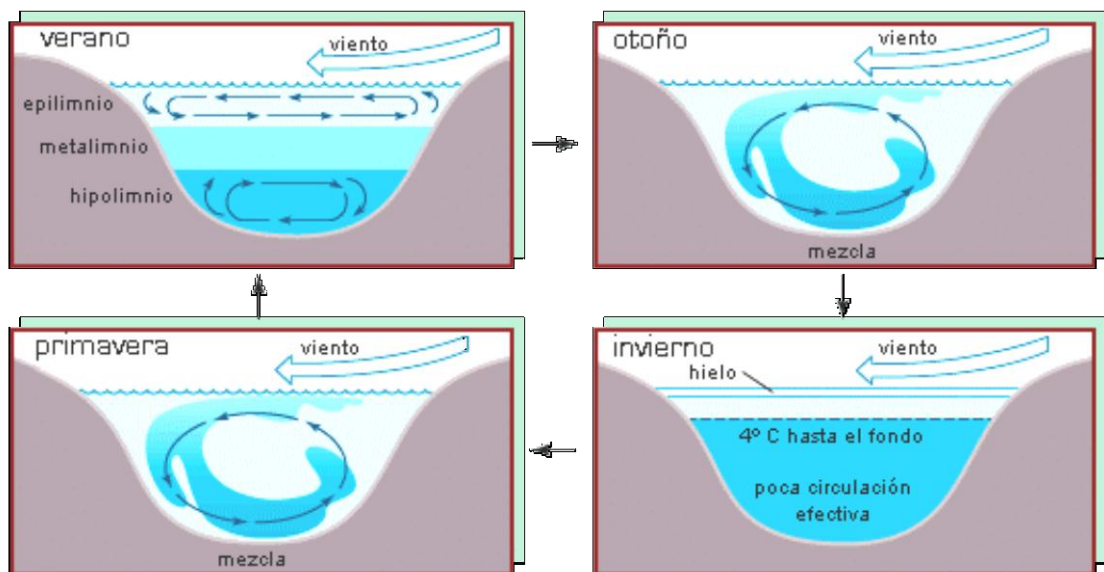


Figura 2.8.: Desarrollo estacional de la compartimentación física (estratificación térmica)

En invierno, en lagos templados en los que la superficie se cubre de hielo, se dice que el lago está inversamente estratificado con respecto a la temperatura. El agua fría a 0° C está en contacto con el hielo, por encima de agua más caliente. Con la llegada de la primavera, el hielo se funde y las aguas son

mezcladas por el viento. En poco tiempo el lago está en plena circulación y la temperatura es aproximadamente uniforme en toda la masa de agua.

2.6.2.2. Lagos someros

Se denominan lagos someros a aquellos de poca profundidad, con una media menor o igual a 3 metros y un área superficial que puede ser menor o mayor a 100 km². En la Figura 2.9. se presenta un esquema que muestra las diferencias morfológicas, principales, entre un lago somero y uno profundo.

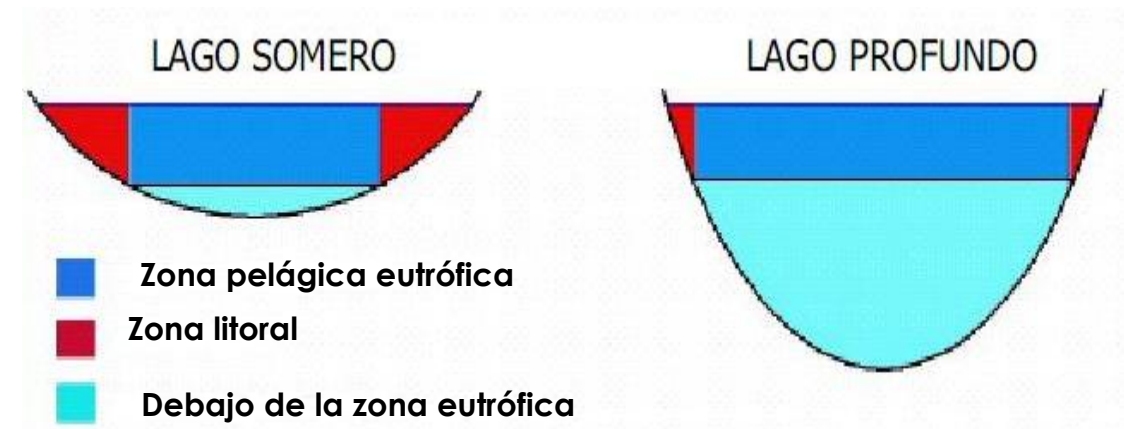


Figura 2.9.: Esquema de diferencias morfológicas entre lagos someros y profundos

Son, por lo general, “polimícticos”, es decir que no se estratifican, o solo lo hacen por períodos cortos, por ejemplo en verano con termoclinas poco estables. El bentos es importante en la estructura trófica del lago

Las particularidades que poseen los lagos someros son: La resuspensión de los sedimentos que depende de variables tales como: el tipo de sedimento; la velocidad del viento; el área del

lago; la profundidad y la actividad biológica. El contenido de materia orgánica y de nutrientes y las interacciones bióticas (Jeppesen, 1998).

En la Tabla 2.1 se muestra, en forma sintética, las diferencias en relación a la dinámica de los nutrientes, entre un lago somero y uno profundo

Tabla 2.1.: Dinámica de nutrientes en lagos someros y profundos

Dinámica de nutrientes	Lago somero	Lago profundo
Pérdida de nutrientes al HIPOLIMNION (verano)	BAJA	ALTA y continua: en verano hasta el 50%
Retorno de los nutrientes al EPILIMNION	RÁPIDA Y EFICIENTE En especial en verano (temperatura)	Solo después que se rompe la termoclina, en otoño

2.6.2.3. Interacciones básicas en el sistema

Las comunidades biológicas que se desarrollan en un lago o laguna se superponen a esta condición abiótica (compartimentación física del cuerpo de agua) e interactúan con ella, de forma que la resultante de estas interacciones determina la calidad del agua en cada momento del ciclo anual.

Las condiciones físicas y químicas dominantes en los medios acuáticos determinan el tipo de organismos que viven en ese medio. Se han propuesto varias clasificaciones ecológicas de los organismos acuáticos; la más utilizada es la que se presenta a continuación (Marcano, 2002):

Plancton: Comprende los organismos que viven suspendidos en las aguas y que, por carecer de medios de locomoción o ser estos muy débiles, se mueven o se trasladan a merced de los movimientos de las masas de agua o de las corrientes. Generalmente son organismos pequeños, la mayoría microscópicos.

Necton: Son organismos capaces de nadar libremente y, por tanto, de trasladarse de un lugar a otro recorriendo a veces grandes distancias (migraciones). En las aguas dulces, los peces son los principales representantes de esta clase, aunque también encontramos algunas especies de anfibios y otros grupos.

Bentos: Comprende los organismos que viven en el fondo o fijos a él y por tanto dependen de éste para su existencia. La mayoría de los organismos que forman el bentos son invertebrados.

Neuston: A este grupo pertenecen los organismos que nada o "caminan" sobre la superficie del agua. La mayoría son insectos.

Seston: Es un término adoptado recientemente y se aplica a la mezcla heterogénea de organismos vivientes y no vivientes que flotan sobre las aguas.

Perifiton: Organismos vegetales y animales que se adhieren a los tallos y hojas de plantas con raíces fijas en los fondos.

En la Figura 2.10. se presenta un esquema de las comunidades que conviven en un sistema acuático.

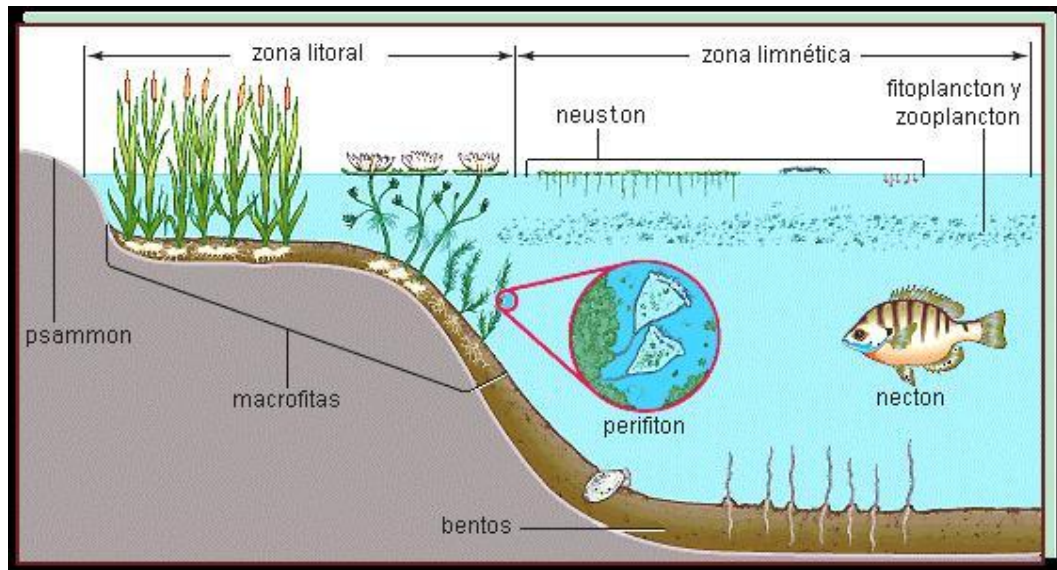


Figura 2.10.: Esquema de las comunidades en el medio acuático

Estas comunidades se organizan en redes alimentarias con una estructura jerárquica en niveles de organización que transitan por una escala temporal definida por sus tiempos de reproducción y que transcurre, a groso modo, desde horas en las bacterias, pasando por días en el fitoplancton, hasta semanas o meses en los invertebrados y años en los peces. Cada nivel en estas redes incorpora las tensiones que reciben del entorno, directamente o a través de los demás niveles con los que interactúa. La subsecuente reacción se expresa mediante mecanismos reguladores si no se sobrepasan los umbrales de integridad ecológica; en caso contrario se producen colapsos, como mortandades masivas, pérdidas de especies o, lo que es más grave, de funcionalidad del nivel, lo cual puede acarrear profundas alteraciones en el medio.

Considerando las interacciones directas e indirectas entre niveles, se pueden establecer las regulaciones principales de unos niveles sobre otros y determinar aquellas que pueden resultar

limitantes. Así resulta posible utilizar este conocimiento para la gestión de la calidad del agua, puesto que cada combinación de factores limitantes favorecerá la proliferación de unas estrategias en detrimento de otras. Los organismos favorecidos modificarán a su vez la combinación vigente de dichos factores, en un proceso dinámico que define la sucesión ecológica en el sistema.

2.6.3. Concepto de cuenca hidrográfica

La cuenca hidrográfica se define como una unidad territorial en la cual el agua que cae por precipitación se reúne y escurre a un punto común o que fluye toda al mismo río, lago o mar. En esta área viven seres humanos, animales y plantas, todos ellos relacionados. También se define como una unidad fisiográfica conformada por la reunión de un sistema de cursos de ríos de agua definidos por el relieve (Figura 2.11.).



Figura 2.11.: La cuenca hidrográfica y sus componentes

Los límites de la cuenca o divisoria de aguas se definen naturalmente y en forma práctica corresponden a las partes más altas del área que encierra un río. Dentro de una cuenca se pueden distinguir: la parte alta, la parte media y la parte baja. La misma tiene gran importancia por la relación directa que existe entre la cuenca alta y la cuenca baja, de forma tal que las acciones que el hombre realiza en la parte alta afectan de manera determinante en la parte baja.

Se entiende por cuenca hidrográfica, hoya hidrográfica, cuenca de drenaje o cuenca imbrífera al territorio drenado por un único sistema de drenaje natural, es decir, que drena sus aguas al mar a través de un único río, o que vierte sus aguas a un único lago endorreico.

Una cuenca hidrográfica y una cuenca hidrológica se diferencian en que la hidrográfica se refiere exclusivamente a las aguas superficiales, mientras que la hidrológica incluye las aguas subterráneas (acuíferos).

El relieve de una cuenca consta de los valles principales y secundarios, con las formas de relieve mayores y menores y la red fluvial que conforma una cuenca. Está formado por las montañas y sus llanos; por las quebradas o torrentes, valles y mesetas.

2.6.3.1. Concepto de cuenca endorreica

Una cuenca endorreica es un área en la que el agua no tiene salida fluvial hacia el mar. El término tiene raíces griegas, endo, "interior" y rhein, "fluir" (Figura 2.12).

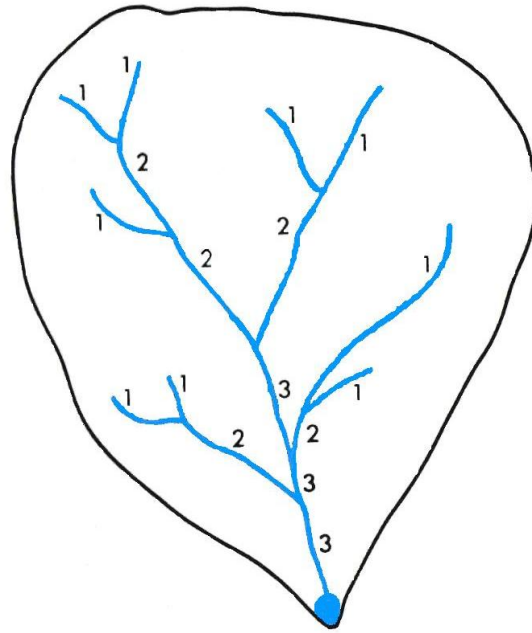


Figura 2.12.: Esquema simplificado de cuenca endorreica

Cualquier lluvia o precipitación que caiga en una cuenca endorreica permanece allí, abandonando el sistema únicamente por infiltración o evaporación, lo cual contribuye a la concentración de sales. En las cuencas endorreicas en las que la evaporación es mayor que la alimentación, los lagos salados han desaparecido y se forman salares. Las cuencas endorreicas también son denominados sistemas de drenaje interno.

Si bien, en teoría, las cuencas endorreicas se pueden dar en cualquier clima, en la práctica son más comunes en zonas de desierto cálido. Nótese además que, por definición, cualquier lago situado bajo el nivel del mar (p. ej: mar Caspio, mar Muerto) debe ser endorreico y drenar una cuenca hidrográfica endorreica.

La Figura 2.13. muestra la localización de las principales cuencas endorreicas en el mundo, con sus respectivos lagos.

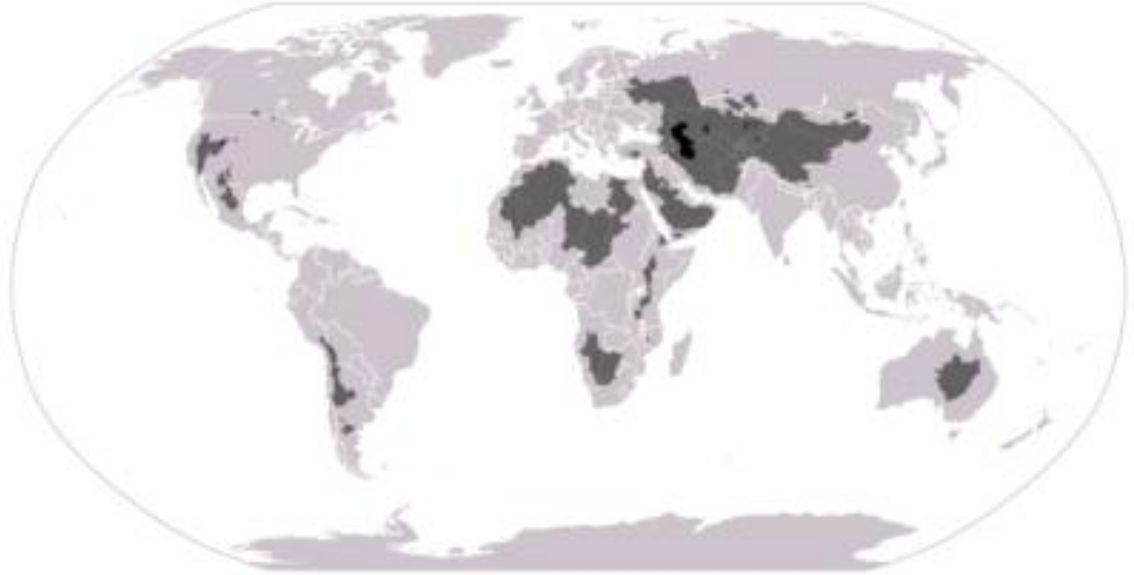


Figura 2.13.: Principales cuencas endorreicas y lagos endorreicos del mundo.

2.6.4. Los lagos y lagunas saladas

Los lagos salados y las aguas de regiones endorreicas, que son saladas en mayor o menor grado, representan algo más de la mitad de la extensión total de las aguas epicontinentales y un poco menos en volumen (Margalef, 1974).

Un lago salado o lago salino es un cuerpo aislado de agua que posee una concentración de sales (principalmente cloruro de sodio) y otros minerales significativamente mayor que otros lagos. En algunos casos, los lagos salados pueden llegar a tener una concentración de sal superior al agua de mar.

Se deben cumplir dos condiciones para que se forme los lagos salados. En primer lugar, debe haber una depresión geomorfológica propicia que representa el final de una cuenca cerrada. En segundo lugar, debe haber un equilibrio entre el volumen de agua que se evapora o que se filtra a través de los sedimentos. Si hay demasiada afluencia de agua o mucha precipitación en el lago, el lago se desborda. A la inversa, si la precipitación es demasiado pequeña y / o hay exceso de evaporación y filtración, el lago simplemente se secará (Williams, 1998).

Se forman cuando las aguas que fluyen hacia los mismos, contienen sales u otros minerales, quedando retenidos en ellos ya que, en general, son la parte final de una cuenca endorreica.

En cuanto a las depresiones geomorfológicas en las que se forman, es decir, la cuenca real donde el agua se acumula para formar el lago, la génesis y evolución de éstas son casi tan diversas como aquellas en las que forma un lago de agua dulce (Williams, 1998).

Al evaporarse, el agua deja detrás cualquier sal que hubiera permanecido disuelta, aumentando así la salinidad del cuerpo de agua. La alta salinidad condiciona asimismo la flora y la fauna del lago, de hecho, en ocasiones el resultado puede llegar a ser la ausencia casi total o total de vida en dicho lago.

Por supuesto que los fenómenos climáticos estacionales, así como fenómenos climáticos a más largo plazo garantizan

cambios de balance hídrico. Como resultado, muchos lagos salados contienen agua solamente en parte del año (lagos salados intermitentes) o de forma impredecible después de largos períodos secos (lagos salados episódicos) (Williams, 1998).

Si el aporte de agua que fluye hacia el lago es menor que la cantidad de agua evaporada, el lago puede llegar a desaparecer y dejar una llanura salada o salar, también llamada playa.

Los lagos salados son también conocidos como lagos atalásicos (del griego a: no y talassa: mar), es decir “no marino. Aunque originalmente el término atalásico se refería a los cuerpos de agua no conectados con el mar, la tendencia actual es restringir esta denominación a aquellos con un grado de salinidad suficiente como para diferenciarlos de los lagos y las lagunas de agua dulce. Se considera que un cuerpo de agua es salino cuando su salinidad es superior a 3 o/oo (3 g/L).

El criterio más difundido para clasificar el grado de salinidad de las aguas es el propuesto por Hammer (1986), que incluye las siguientes categorías:

Hiposalina: 3 – 20 g/L

Mesosalina: 20 – 50 g/L (el agua de mar tiene \approx 35 g/L)

Hipersalina: 50 – 100 g/L

Hipersalina extrema: > 100 g/L

La mayoría de los lagos salinos son receptores finales de sus cuencas de drenaje endorreico, es decir, sin salida al mar. Suelen

ser muy diversos en cuanto a profundidad, tamaño y forma, lo que a su vez, produce variaciones marcadas en la salinidad del agua (Hammer, 1986).

Estos cuerpos de agua tienen considerables diferencias bióticas que, en parte, se pueden relacionar con la composición química. Cuando la relación cloruro: sulfato es alta, de 7 a 9 en equivalentes (en el mar es de 9,8) se tienen más organismos emparentados con las costas (por ejemplo: *Dunaliella*, *Euplotes*, etc.). Para valores más bajos de aquella relación, que corresponden a mayores concentraciones relativas de sulfato de magnesio, se hallan *Euglena*, *Chlamydomonas*, etc. Otras lagunas se caracterizan por un exceso de sodio, que procede de evaporizos o bien del lavado de suelos en cuencas endorreicas. En estas lagunas precipita carbonato de calcio y, a pesar de mantener en solución cantidades considerables de fósforo y silicio, soportan un plancton muy poco diverso y muy especializado, con predominio de cianofíceas: *Spirulina*, *Anabaenopsis*, *Phormidium* (Margalef, 1974).

En América del Sur, los lagos salados se producen en dos regiones principales, el altiplano y su extensión norte del Perú, y las pampas del centro de Argentina y el norte de la Patagonia. En ambas regiones por lo general son poco profundos y temporales (Williams, 1998).

2.7. Ciclo del agua o ciclo hidrológico

El agua de la Tierra (que constituye la llamada hidrósfera) se distribuye en tres reservorios principales: los océanos, los continentes y la atmósfera, entre los cuales existe una circulación continua: el ciclo del agua o ciclo hidrológico. El movimiento del agua en el ciclo hidrológico es mantenido por la energía radiante del sol y por la fuerza de la gravedad (Figura 2.14.).

El ciclo hidrológico se define como la secuencia de fenómenos por medio de los cuales el agua pasa de la corteza terrestre, a la fase de vapor, en la atmósfera y regresa en sus fases líquida y sólida. La transferencia de agua desde la superficie de la Tierra hacia la atmósfera, en forma de vapor de agua, se debe a la evaporación directa y a la transpiración por las plantas y animales.

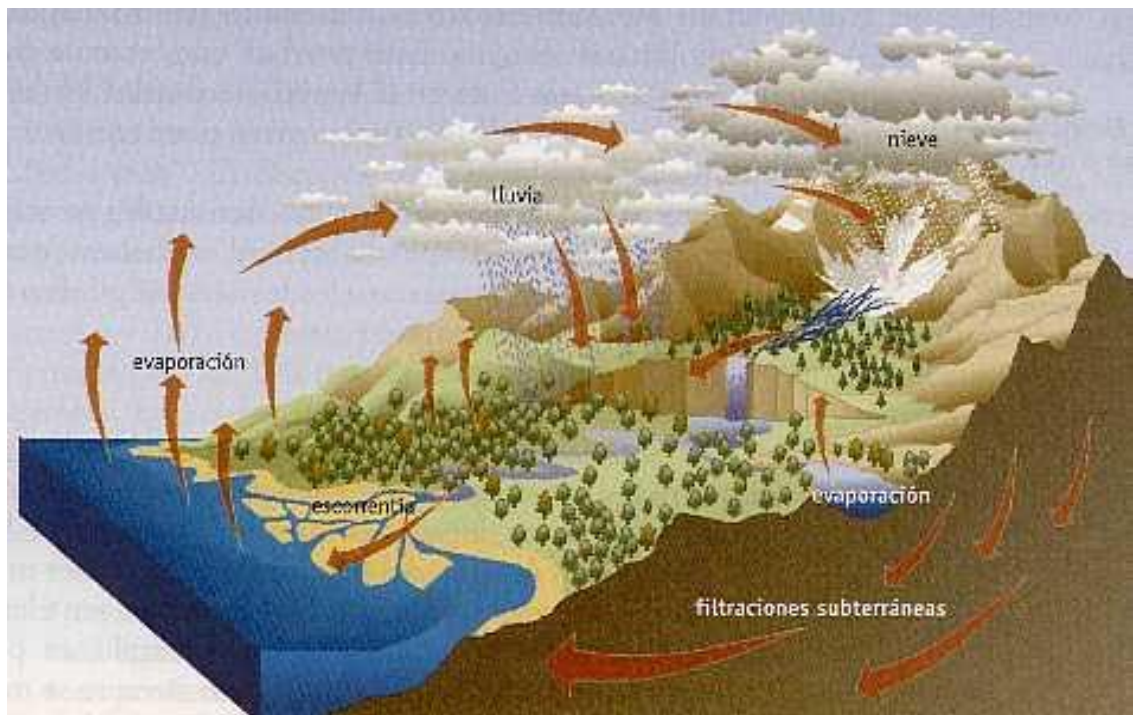


Figura 2.14.: Ciclo del agua (Ciclo hidrológico)

El vapor de agua es transportado por la circulación atmosférica y se condensa luego de haber recorrido distancias que pueden sobrepasar 1000 km. El agua condensada da lugar a la formación de nieblas y nubes y, posteriormente, a la precipitación. La precipitación puede ocurrir en la fase líquida (lluvia) o en la fase sólida (nieve o granizo).

La precipitación también incluye el agua que pasa de la atmósfera a la superficie terrestre por condensación del vapor de agua (rocío) o por congelación del vapor (helada) y por intercepción de las gotas de agua de las nieblas (nubes que tocan el suelo o el mar).

El agua que precipita en tierra puede tener varios destinos. Una parte es devuelta directamente a la atmósfera por evaporación; otra parte escurre por la superficie del terreno (escorrentía superficial) que se concentra en surcos y va a originar las líneas de agua. El agua restante se infiltra, penetrando en el interior del suelo; esta agua infiltrada puede volver a la atmósfera por evapotranspiración o alcanzar las capas freáticas.

Tanto el escurrimiento superficial como el subterráneo van a alimentar los cursos de agua que desaguan en lagos y en océanos.

La escorrentía superficial se presenta siempre que hay precipitación y termina poco después de haber culminado la misma. Por otro lado, el escurrimiento subterráneo, especialmente cuando se da a través de medios porosos, ocurre con gran

lentitud y sigue alimentando los cursos de agua mucho después de haber terminado la precipitación que le dio origen. Los cursos de agua alimentados por capas freáticas presentan unos caudales más regulares.

Como se dijo arriba, los procesos del ciclo hidrológico ocurren en la atmósfera y en la superficie terrestre por lo que se puede admitir dividir el ciclo del agua en dos ramas: aérea y terrestre.

El agua que precipita sobre los suelos va a repartirse, a su vez, en tres grupos: una que es devuelta a la atmósfera por evapotranspiración y dos que producen escurrimiento superficial y subterráneo. Esta división está condicionada por varios factores, unos de orden climático y otros dependientes de las características físicas del lugar donde ocurre la precipitación. Así, la precipitación, al encontrar una zona impermeable, origina escurrimiento superficial y la evaporación directa del agua que se acumula y queda en la superficie. Si ocurre en un suelo permeable, poco espeso y localizado sobre una formación geológica impermeable, se produce entonces escurrimiento superficial, evaporación del agua que permanece en la superficie y aún evapotranspiración del agua que fue retenida por la cubierta vegetal. En ambos casos, no hay escurrimiento subterráneo; este ocurre en el caso de una formación geológica subyacente permeable y espesa.

La energía solar es la fuente de energía térmica necesaria para el paso del agua desde las fases líquida y sólida a la fase de

vapor, y también es el origen de las circulaciones atmosféricas que transportan el vapor de agua y mueven las nubes.

La fuerza de gravedad da lugar a la precipitación y al escurrimiento. El ciclo hidrológico es un agente modelador de la corteza terrestre debido a la erosión y al transporte y deposición de sedimentos por vía hidráulica. Condiciona la cobertura vegetal y, de una forma más general, la vida en la Tierra (Henry and Heinke, 1996).

2.8. Ciclos de los principales nutrientes

La energía y los nutrientes pueden transferirse a y desde un ecosistema a otro por vía de importaciones y exportaciones. Todas las partes de los sistemas ecológicos separados a escala local e incluso global están relacionados en último término por los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes (Kiely, 1999).

Los ciclos biogeoquímicos tienen un número de fases y de reservas:

Fase orgánica: donde los nutrientes pasan rápidamente a través de las comunidades bióticas por vía de las cadenas alimenticias.

Las fases inorgánicas: son importantes para los ecosistemas ya que las reservas de todos los elementos nutrientes son externas a las cadenas alimenticias:

La fase atmosférica forma parte de algunos ciclos, por ejemplo, nitrógeno y carbono, pero no de otros, por ejemplo, el fósforo.

También hay una reserva acuática para algunos elementos incluyendo los nutrientes de los vegetales.

Se denomina nutriente a toda sustancia química orgánica o inorgánica que es necesaria para el crecimiento y la reproducción de los organismos. Son clasificados en macronutrientes y micronutrientes dependiendo de la cantidad en la que son necesarios para el desarrollo normal de un organismo.

Los macronutrientes son aquellos de los cuales se necesitan grandes cantidades para que un organismo pueda desarrollarse. Ejemplo de este grupo son el carbono, fósforo, nitrógeno, hidrógeno, oxígeno, potasio, etc.

Los micronutrientes son requeridos en muy pequeñas cantidades, sin embargo, son tan importantes como los macronutrientes. Dentro de este grupo podemos mencionar a: hierro, cinc, cobre, manganeso, etc.

El nitrógeno y el fósforo son los macronutrientes que están normalmente presentes en muy escasas concentraciones en relación a las necesidades de los organismos y por consiguiente, pueden probablemente limitar el crecimiento del fitoplancton y su biomasa. El carbono está normalmente en cantidad suficiente,

excepto en aguas de alcalinidad muy baja, como para no ser limitante absoluto o sólo estar limitando en el crecimiento en el corto plazo si el nitrógeno y el fósforo están en cantidades que son abundantes.

Los nutrientes pueden provenir de la cuenca, ingresando al agua a través de los ríos, de la atmósfera, de los sedimentos o de descargas urbanas o industriales que se vuelcan directamente. Usualmente, la mayor parte de los nutrientes está en exceso y los organismos tienen gran disponibilidad de los mismos, ya que sus fuentes son el dióxido de carbono y el oxígeno atmosférico, el agua y la materia orgánica presente en el lago, sus minerales disueltos, etc. Si alguno de estos nutrientes está en bajas concentraciones o no puede ser asimilado por los organismos, limitará el desarrollo y se lo conoce como nutriente limitante (Rodríguez, 2003). En general los nutrientes limitantes son el P y/o el N, aunque en este último caso es posible que algunas algas lo puedan fijar directamente de la atmósfera por lo que su disponibilidad pasa a ser muy grande (Wetzel, 1981).

Los factores potenciales de limitación del crecimiento en cada nivel de la cadena alimenticia son diversos (luz, hidrodinámica, nutrientes, depredación) y generalmente varían a lo largo del año. A menudo, durante la primavera tardía y el verano, es la provisión de nutrientes para los productores primarios (fitoplancton en el caso de los lagos y embalses) el factor que predomina y define el tipo de comunidad que se asienta, así como los flujos de materia y energía hacia los niveles superiores (proceso conocido como regulación de abajo hacia arriba).

El fitoplancton interacciona con el resto de las comunidades biológicas del lago o embalse. Tanto el nitrógeno como el carbono inorgánico y el oxígeno tienen una fase atmosférica que, en el primer caso, está mediada por los procesos biológicos de desnitrificación y fijación. Existen, por otra parte, múltiples procesos de retorno a través del reciclaje directo de nutrientes o de degradación y mineralización de los detritos. Estos pasos pueden estar mediados también por los sedimentos, en los que existe una fracción lábil de nutrientes que en determinadas condiciones retorna a la columna de agua

En la Figura 2.15. se muestra un esquema simplificado de los intercambios e interacciones posibles entre la atmósfera, un cuerpo de agua y los sedimentos de fondo del mismo.

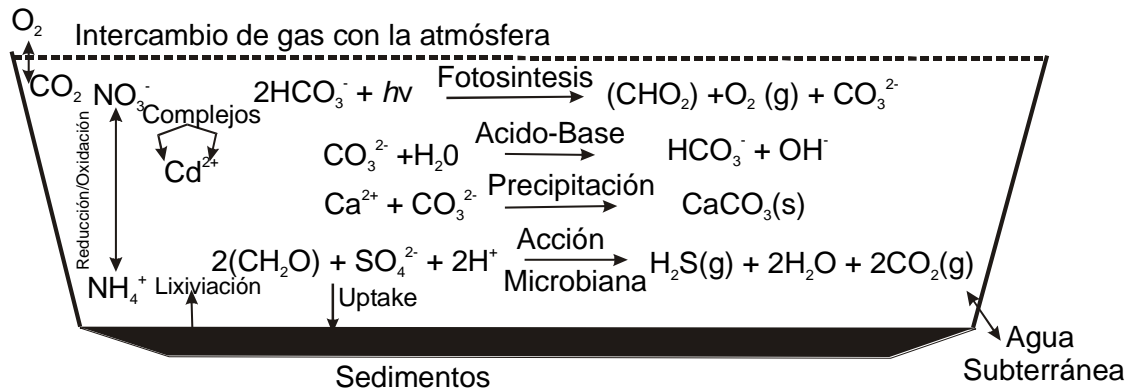


Figura 2.15.: Esquema de intercambios e interacciones

A través de los procesos de fotosíntesis y de respiración que realiza el fitoplancton se produce un intercambio gaseoso entre la atmósfera y el agua. Por medio de la fotosíntesis se toma dióxido de carbono del aire y se genera oxígeno que queda disuelto en el agua. En el proceso de respiración se produce lo contrario, es decir el fitoplancton consume el oxígeno liberando dióxido de

carbono, que modifica el pH del agua a través de la formación de carbonatos y bicarbonatos.

Por acción microbiana, la materia orgánica presente en el agua y en los sedimentos de fondo es degradada generando, de este modo, algunos subproductos metabólicos, como amonio, sulfuro de hidrógeno, dióxido de carbono. El nitrógeno que ingresa al sistema ya sea en forma de amonio o de nitratos, es utilizado también por bacterias.

Cuando la acción de un nivel superior sobre otro inferior (por ejemplo, el consumo de fitoplancton que realiza el zooplancton) es lo que está limitando el crecimiento poblacional, se habla de regulación de arriba hacia abajo. En la medida en que se conozcan los elementos fundamentales de regulación en cada caso, será posible intervenir mediante medidas que favorezcan aquellos que limiten los procesos que llevan al colapso.

2.8.1. Ciclo del fósforo

El fósforo es un elemento esencial para todas las formas de vida. Este elemento ingresa al sistema acuático como una mezcla de fósforo disuelto y particulado, cada uno de los cuales es una mezcla compleja de diferentes formas de fósforo pentavalente (ortofosfato, fosfatos monoácidos, fosfatos diácidos, polifosfatos, fosfatos orgánicos). Aunque el ortofosfato es la única forma de fósforo que los seres autótrofos puede asimilar, este elemento es muy dinámico (Correll, 1998) y el intercambio de fósforo entre sus diferentes formas es relativamente rápido. Por ejemplo, las enzimas extracelulares hidrolizan las formas orgánicas y poliméricas de fósforo transformándolas en ortofosfato (PR₃),

contribuyendo al aumento de su concentración en el cuerpo de agua

Es uno de los elementos más frecuentemente limitante en los lagos y embalses, de modo que la introducción de mayores cantidades dispara el crecimiento del fitoplancton hasta densidades muy elevadas en las que se pueden imponer limitaciones de otros tipos (físicas y/o biológicas).

En la Figura 2.16. se muestra un esquema simplificado del ciclo del fósforo en un cuerpo de agua.

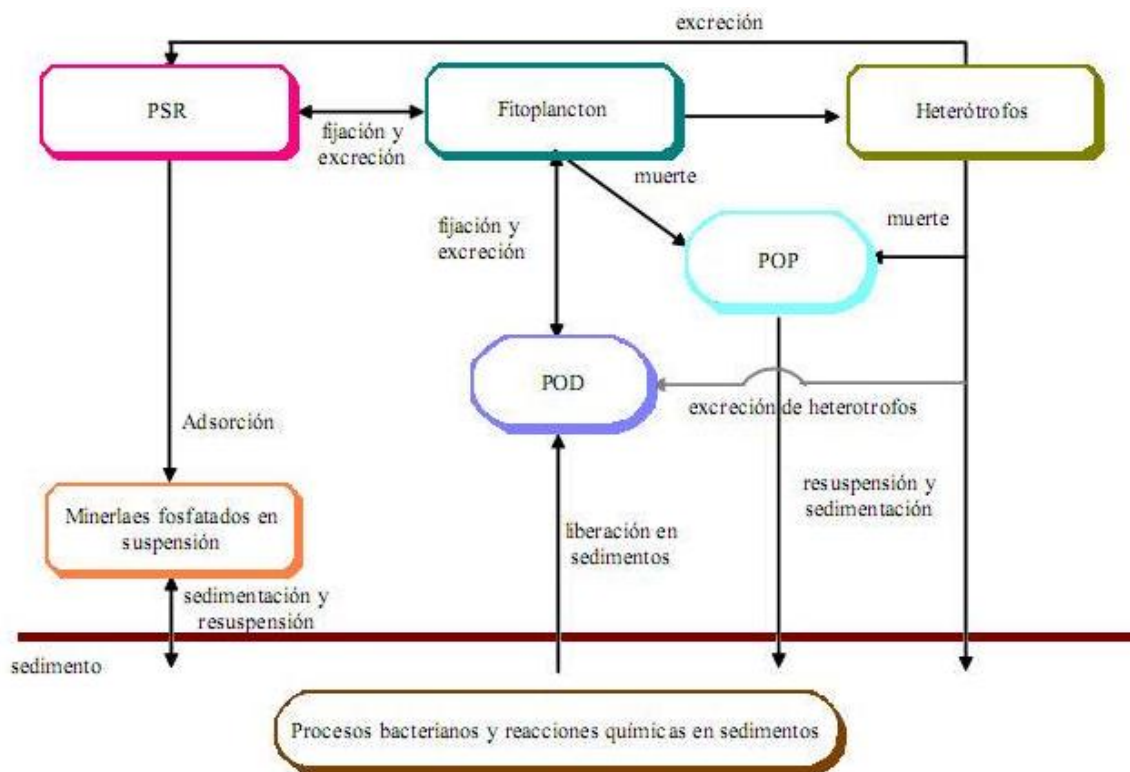


Figura 2.16.: Esquema del ciclo del fósforo en un cuerpo de agua. (POD: fósforo orgánico disuelto, POP: fósforo orgánico particulado, PSR: fósforo soluble reactivo)

El ingreso de este nutriente se puede producir a través de fuentes puntuales (efluentes residuales) o de no puntuales (escorrentías agrícolas y ganaderas).

Los fosfatos orgánicos por biodegradación son transformados, ya sea en el agua o en los sedimentos, en fosfatos solubles, una parte de ellos queda disuelta en el agua y otra precipita al combinarse con cationes con los que forman sales poco solubles. Las formas solubles son utilizadas por el fitoplancton, éste una vez que cumple su ciclo de vida pasa a formar parte del material orgánico particulado (fósforo orgánico) que es biodegradado y vuelve al ciclo.

Sólo muy recientemente se han realizado análisis sobre la dinámica del metabolismo del fósforo, encaminados a explicar el ciclo rápido y complejo de este elemento. La mayor parte del fósforo forma parte de la fase particulada de los organismos, principalmente del fitoplancton. La secreción de compuestos altamente lábiles de bajo peso molecular desde la fracción particulada de fósforo coloidal de alto peso molecular se realiza de manera rápida y transitoria. En las zonas productivas de los lagos se producen pequeñas pérdidas de la fracción coloidal y parte se hidroliza a ortofosfato soluble (PRS), el cual es asimilado rápidamente por los organismos (Wetzel, 1981).

Una concentración excesiva de fósforo produce la eutroficación del sistema con una excesiva producción de autótrofos, especialmente algas y cianobacterias, alta tasa de respiración, hipoxia o anoxia en aguas de fondo pobremente

mezcladas causando mortandad de animales acuáticos y todos los otros problemas asociados a la eutroficación. La hipoxia y anoxia producen también liberación de algunos materiales normalmente ligados a los sedimentos del fondo incluyendo varias formas de fósforo lo que refuerza la eutroficación (Correll, 1998)

A menudo se ha reivindicado o se ha asumido que el ingreso de fósforo particulado tiene un efecto relativamente pequeño sobre el crecimiento de algas en las aguas receptoras, pero esto puede no ser verdad. Se ha comprobado que la concentración de ortofosfato disuelto en las aguas receptoras sólo puede ser explicada si son tenidas en cuenta las interacciones dinámicas con el fósforo particulado y los sedimentos de fondo (Hutchinson, 1957; Edmond *et al.*, 1981; Boyton and Kemp, 1985; Jordan *et al.*, 1991, citados por Correll 1998). Este equilibrio dinámico entre el fósforo particulado y el disuelto es conocido como mecanismo regulador (buffer) del fosfato.

Cinéticamente, hay dos porciones de fósforo particulado, de lenta y rápida equilibración. La porción rápida se equilibra en unos pocos minutos, mientras que la porción más lenta tarda algunos días. Se cree que la reacción rápida es debida a reacciones en la superficie de las partículas, mientras que la reacción lenta involucra difusión del estado sólido dentro de las partículas.

Cuando un río que lleva partículas suspendidas y descarga dentro de un lago o estuario, el fósforo que forma parte de estas partículas comienza a reequilibrarse con el fósforo disuelto en las

aguas receptoras. Si la concentración del fósforo disuelto es baja, el fósforo es liberado desde las partículas y viceversa.

Una vez que las partículas se han establecido en el fondo del agua receptora la situación se torna más compleja. La actividad biológica mineraliza gradualmente el fósforo orgánico y lo libera dentro del agua de los poros que rodea las partículas en los sedimentos de fondo. Este fosfato disuelto puede difundir hacia el agua sobrenadante y/o quedar adsorbido y retenido en la superficie de las partículas.

Los hidróxidos de Fe (III) y Al (III) tienen gran afinidad por el fosfato (Hiemstra y Van Riemsdijk, 1996; Manning y Goldberg, 1996) y pueden adsorber y retener grandes cantidades del mismo. El potencial redox y el pH influyen notablemente en el tipo de especies de hierro estables en el ambiente. Esto se esquematiza en el diagrama de la Figura 2.17.

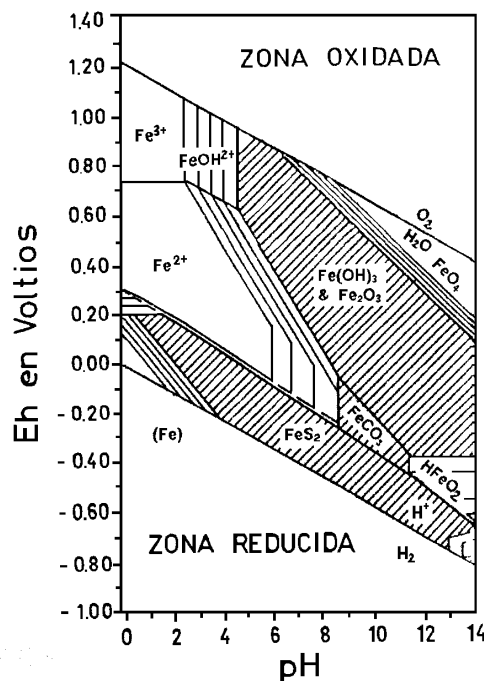


Figura 2.17.: Diagrama de distribución de las especies del hierro

A parte de afectar la solubilidad de las especies de hierro, el pH varía la fuerza de interacción de la superficie de los materiales sólidos con los iones fosfato. Es bien conocido que los (hidr)óxidos metálicos, como los (hidr)óxidos de Fe (III) y Al (III), varían la afinidad por los fosfatos cuando el pH cambia. A pH bajos la afinidad es grande y la adsorción de fosfatos es muy significativa (Hiemstra y Van Riemsdijk, 1996; Manning y Goldberg, 1996) si la concentración de fosfato en el agua es muy alta, el fosfato adsorbido puede cubrir completamente y saturar la superficie de estos minerales. A medida que el pH aumenta, la afinidad es cada vez menor y la cantidad adsorbida disminuye. Hay dos efectos principales que contribuyen a esta variación de la afinidad por las especies de fósforo en solución. Por un lado, los (hidr)óxidos de hierro y aluminio poseen la superficie cargada positivamente a pH bajos, la cual se hace cada vez menos positiva a medida que aumenta el pH. Cuando el mismo es cercano a 9, la carga superficial neta se hace cero (punto de carga cero) y a pH superiores la carga se torna negativa. Estas variaciones en la carga superficial hacen que la interacción electrostática superficie – fosfato se haga cada vez más débil a medida que aumenta el pH.

Por otro lado, los iones fosfato pueden adsorberse por medio de un mecanismo de intercambio de ligandos en el cual el fosfato reemplaza grupos oxhidrilos que coordinan al hierro o al aluminio en la superficie del sólido. Este intercambio se ve favorecido a pH bajos, donde la concentración de oxhidrilos en el medio acuoso es pequeña. Por lo tanto, a pH bajos los sedimentos poseen en

general gran capacidad de retener fosfatos mientras que a pH altos la capacidad de liberación de los mismos aumenta.

Los óxidos de Fe (III) y Al (III) son los más activos en lo que respecta a la regulación de la concentración de fosfatos. Otros componentes mayoritarios de los sedimentos como las arcillas, no poseen esta afinidad porque ellos tienen, en general, cargas negativas que no varían con el pH y pocos grupos reactivos en la superficie (Fossard *et al.*, 1995)

2.8.2. Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno es un elemento omnipresente que tiene diferentes estados de oxidación química. La actividad bacteriana y el crecimiento de los vegetales gobiernan las velocidades a las que se producen las transformaciones del nitrógeno, las cuales a su vez vienen determinadas por un número de variables ambientales. Globalmente, la mayor parte del nitrógeno existe como gas elemental (N₂) en la atmósfera y hacia esta forma estable es a la que siempre tiende a volver (Kiely, 1999).

El nitrógeno es otro de los nutrientes importantes, cuyo ciclo se muestra en forma esquemática en la Figura 2.18. Es un elemento de importancia crítica para todas las formas de vida. Las proteínas, que son componentes de todas las células, en promedio contienen 16% de nitrógeno en peso. Otras sustancias nitrogenadas complejas de importancia para la vida son los ácidos nucleicos y los aminoazúcares. Sin un suministro continuo de nitrógeno, la vida en la tierra dejaría de existir.

La atmósfera del planeta tiene 79% de nitrógeno elemental (N_2) en su composición, este gas inerte no está disponible en absoluto para ser asimilado por la mayor parte de las plantas y los animales. Son relativamente pocos los microorganismos capaces de fijar el nitrógeno atmosférico inorgánico en la forma orgánica. Se conocen diversas bacterias, hongos y algas verde –azules capaces de fijar el nitrógeno. Este proceso implica la incorporación directa de nitrógeno atmosférico en el cuerpo del organismo fijador. Puesto que las células bacterianas mueren con rapidez, este nitrógeno queda disponible para las plantas superiores, (Henry y Heinke, 1996).

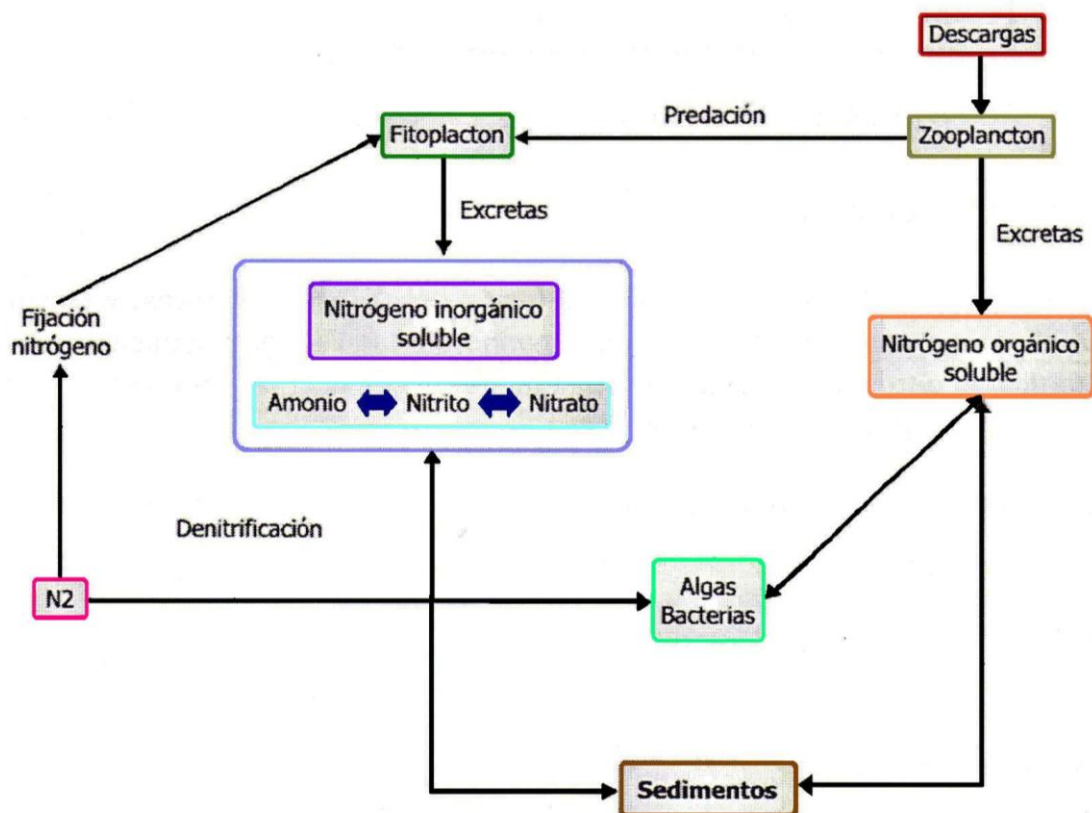


Figura 2.18.: Esquema del ciclo del nitrógeno

El nitrógeno juega un rol primordial en el control de la productividad biológica. Se encuentra presente en varios estados

de oxidación en forma natural, presentando la tendencia de experimentar reacciones redox, por lo que el ciclo biogeoquímico es muy complicado.

Los flujos globales del nitrógeno han experimentado incrementos debido a las actividades antropogénicas. Un ejemplo de esto es que la tasa de transporte, del nitrógeno fijado, hacia el océano se ha incrementado debido a las aguas procedentes de las actividades agrícolas. El flujo antropogénico de nitrógeno puede llegar a superar la incorporación ribereña natural, ocasionando eutrofización de muchos sistemas acuáticos. La quema de combustibles fósiles, además, ha producido en gran medida un incremento en los niveles atmosféricos de óxidos de nitrógeno.

La química del nitrógeno en el agua esta influenciada por reacciones redox que son llevadas a cabo por la actividad del fitoplancton de bacterias específicas. Las tres especies que comprenden el estado iónico del nitrógeno y que son denominadas "nitrógeno inorgánico disuelto" son: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+).

El nitrógeno se incorpora al medio acuático a través de la lluvia, escorrentía, de los ríos, difusión desde los sedimentos y fijación de N_2 *in situ*. Son pocos los organismos acuáticos capaces de fijar el nitrógeno puesto que requiere de mucha energía para romper el triple enlace del N_2 . Esta fijación la pueden realizar microorganismos heterótrofos como *Azotobacter*, *Azospirillum*, *Vibrio*, entre otros. También algunos microorganismos fotótrofos

como Cianobacterias y anoxifotobacterias, entre otras. De estas bacterias, la única que tiene formas de vida libre es un alga verde-azul, cianobacteria fotosintética, *Oscillatoria* sp.

Debido a su incapacidad para fijar N_2 , el fitoplancton utiliza para nutrirse especies disueltas: nitrato, nitrito y amonio. El nitrógeno particulado orgánico fijado tiene dos posibles destinos: consumo celular por organismos del zooplancton o muerte del productor con la consiguiente destrucción celular y degradación bacteriana.

Las reacciones de oxidación y reducción que experimenta el nitrógeno son:

Remineralización: Corresponde al proceso de descomposición de nitrógeno orgánico particulado para pasar a la fase disuelta.

Amonificación: El nitrógeno orgánico disuelto experimenta degradación bacteriana, esta degradación se conduce en forma rápida debido a la facilidad para romper el enlace carbono – nitrógeno. Una vez roto el enlace, se produce liberación de amonio, que posteriormente se formará en ión amonio.

Nitrificación: En presencia de oxígeno, el ión amonio es oxidado a nitrito y luego a nitrato. Esta oxidación es llevada a cabo por bacterias específicas.

Denitrificación: Existen ciertas bacterias heterótrofas que degradan la materia orgánica usando nitrato como aceptor de electrones. Un porcentaje del nitrato se reduce a nitrito y posteriormente a N_2 . Este proceso se denomina denitrificación

debido a que se pierde nitrógeno fijado y para que se pueda llevar a cabo es necesaria grandes cantidades de materia orgánica como energía.

Se pueden encontrar variaciones diurnas y estacionales en las tasas de nitrificación y desnitrificación lo que depende de factores tales como: disponibilidad de oxígeno; bioactividad bentónica; niveles de nitrógeno orgánico particulado.

Las fluctuaciones del ciclo de nitrógeno dependen de factores como el clima, la circulación termohalina, afectando las tasas de aprovisionamiento y remoción de nitrógeno del medio acuático.

Golterman (1984) combinó los ciclos de fósforo y nitrógeno en un modelo esquemático que incluye los sedimentos y la zona pelágica de un cuerpo de agua (Figura 2.19.), pero excluye un hipolimnio anóxico donde tienen lugar reacciones y transformaciones diferentes (Wetzel, 1981). El nitrógeno molecular (N_2) es fijo e incorporado en la biomasa fitoplanctónica (1). El agua entrante contiene varias formas de fósforo y de nitrógeno que son tomadas por el fitoplancton (2), entrada de la mezcla disuelta en el agua (3), o en los sedimentos (4). Las distintas formas de fósforo y de nitrógeno pueden salir del sistema (5) y el nitrógeno molecular (N_2) puede dejar los sedimentos aeróbicos a través de la desnitrificación (6). Hay una distinción clara entre la zona pelágica y los sedimentos. En el agua, el ortofosfato es tomado por el fitoplancton (7) para ser incorporado en la fracción particulada o fósforo unido orgánicamente (8), y para ser

nuevamente liberado como ortofosfato (9), por mineralización del material orgánico o como excreta. El fósforo que ingresa en los sedimentos como ortofosfato (10) o como fósforo orgánico particulado, sufre transformaciones a través de las reacciones redox, mineralización, adsorción, y desorción. El fósforo se libera lentamente desde los sedimentos (11) y entra ortofosfato al agua. El nitrato y el amonio son tomados por las plantas acuáticas (12), y son incorporados en varias fracciones orgánicas (13), particuladas o disueltas. Dependiendo de la oxigenación del agua, pueden tener lugar las transformaciones de nitrificación y desnitrificación, para convertir el nitrógeno orgánico en varios estados de oxidación; NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- y N_2 (14). El nitrato y el amoníaco entonces se vuelven disponibles para ser captados por plantas acuáticas. El amoníaco es constantemente liberado (15) al agua de los sedimentos, y por consiguiente la relación C/N de los detritos se vuelve alta para la mineralización. Cuando esto sucede, una cantidad considerable del nitrógeno que entra en un cuerpo de agua puede fijarse en los sedimentos. Los ciclos anteriores pueden tener tiempos de producción de 10 - 20 veces por año que depende del estado trófico del cuerpo de agua y de las condiciones climáticas (Golterman, 1984).

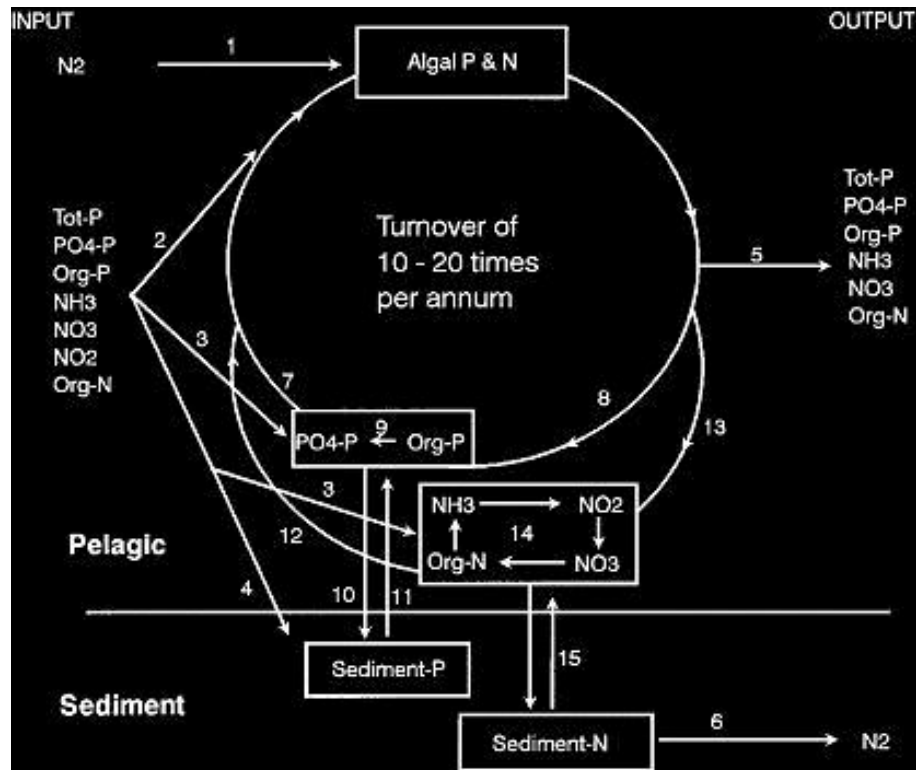


Figura 2.19.: Diagrama conjunto simplificado del ciclo del fósforo y nitrógeno en un lago Modificado de Golterman, 1984)

Un factor no considerado en el modelo (Figura 2.19.) es el material particulado inorgánico suspendido que es común en muchos cuerpos de aguas. Estos materiales suspendidos tienen dos impactos mayores en los ecosistemas acuáticos: (1) ellos atenúan la luz que entra en el sistemas acuático y reducen la productividad del fitoplancton (Grobbelaar, 1985) y (2), estar cargados, generando superficies de adsorción y desorción. Los sedimentos son depósitos y fuentes importantes para el fósforo en hábitats acuáticos (Golterman, 1984). Grobbelaar (1983), Viner (1988), y Engle y Sarnelle (1990) han mostrado que los sedimentos suspendidos podrían proporcionar fosfato a las algas, mientras que lo mismo fue mostrado para los sedimentos del fondo por Golterman *et al.* (1969) y Grobler y Davies (1979).

Grobbelaar (1983) demostró que el nitrógeno también podría ser adsorbido en sedimentos inorgánicos suspendidos y que las algas podían utilizar esta fracción adsorbida. Las cantidades de fósforo y nitrógeno adsorbidas en sedimentos suspendidos, así como los mecanismos involucrados en procesos de liberación, en gran parte, todavía no están resueltos. Sugirió que la liberación podría ser debida a los productos extracelulares de las algas que liberarían los nutrientes adsorbidos en la escala microzonal. La fracción adsorbida disponible para las algas es sumamente importante, pero este componente a menudo se ignora en los análisis de agua. Estas porciones biodisponibles de fósforo y nitrógeno son importantes para comprender los ciclos de fósforo y nitrógeno en lagos y pulir modelos apuntados a estrategias de manejo de agua.

El fósforo biodisponible se define como la suma del fósforo inmediatamente disponible y el fósforo que puede transformarse en una forma disponible por procesos naturales biológicos, físicos y químicos (Boström *et al.*, 1982). Esto también es aplicable al nitrógeno. Considerando que el fósforo es absorbido bastante fuertemente sobre las partículas inorgánicas suspendidas, el nitrógeno adsorbido está prontamente disponible para las algas (Grobbelaar, 1983). Grobbelaar (1985) también ha mostrado que ambas fracciones de fósforo y nitrógeno adsorbidas en partículas inorgánicas en suspensión exhiben una temporalidad y que las cantidades disponibles para el fitoplancton varía considerablemente.

2.8.3. Ciclo del carbono

El carbono es necesario en grandes cantidades como bloque básico de construcción de toda la materia orgánica. La fuente última de carbono es el dióxido de carbono, e cual se transforma en compuestos orgánicos por medio de la fotosíntesis.

En la naturaleza el movimiento del carbono es la reserva de dióxido de carbono atmosférico a los vegetales y de ahí a los consumidores y continúa a los organismos microbianos que descomponen la materia orgánica (Figura 2.20.)

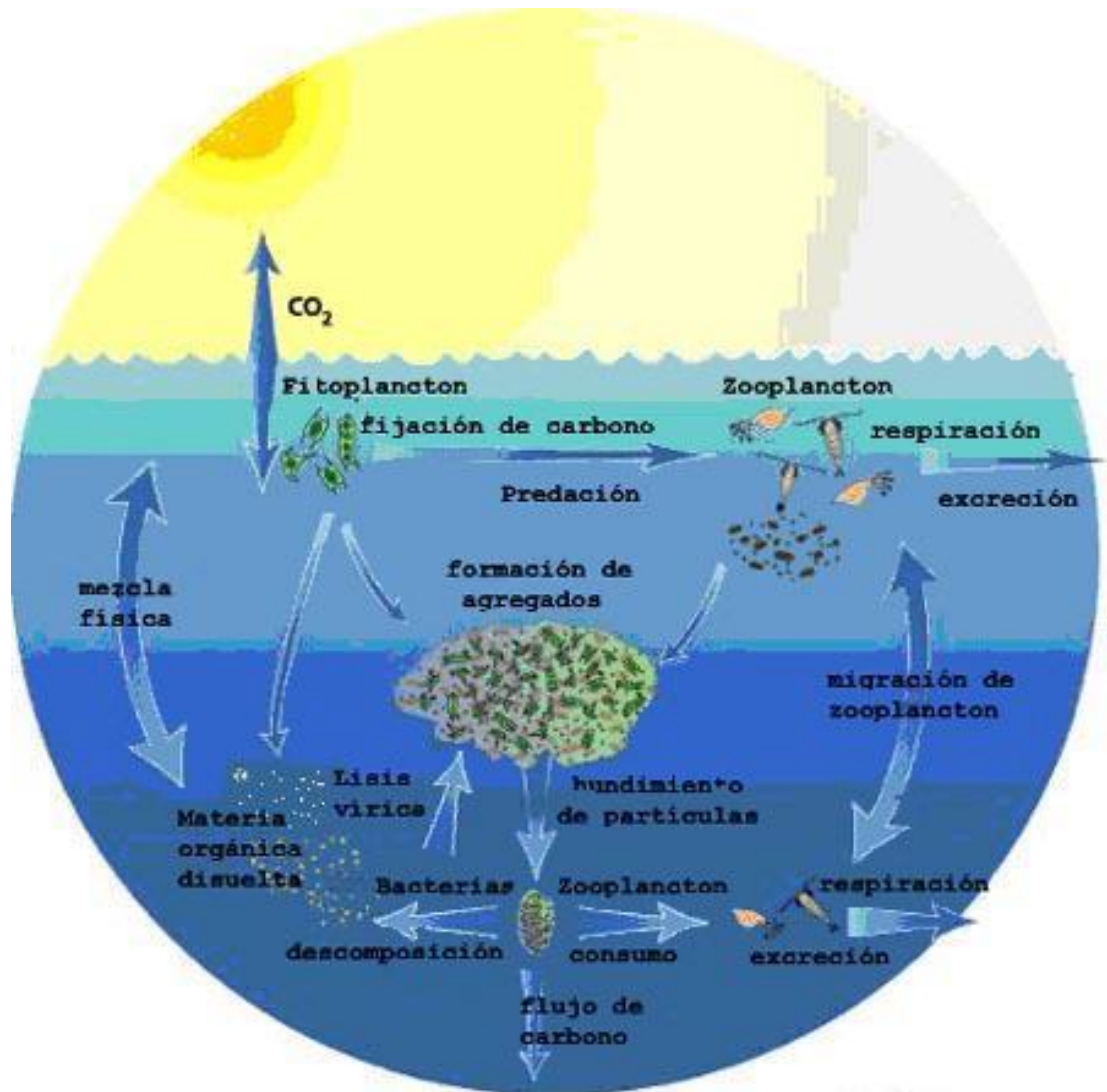


Figura 2.20.: Esquema del ciclo de carbono en ecosistemas acuáticos

Las algas y las bacterias autótrofas incorporan o fijan el carbono de la atmósfera para producir carbohidratos y otras sustancias orgánicas complejas. Éstas se distribuyen a través de la cadena alimenticia y constituye los tejidos de la materia viva.

Los combustibles fósiles, las rocas de carbonatos y el dióxido de carbono disuelto en el agua son importantes reservas adicionales de carbono, aunque los dos primeros no son accesibles de manera natural para los vegetales y los animales. Estas fuentes ligadas de carbono quedan disponibles cuando el dióxido de carbono se libera durante la quema de combustibles fósiles y por la acción del dióxido (producto de la descomposición microbiana) que transforma los carbonatos insolubles en bicarbonatos solubles (Henry y Heinke, 1996). Además se produce acumulación de carbono en los sedimentos como carbonato /caliza.

2.8.4. Ciclo de la materia orgánica

En un cuerpo de agua existe una gran cantidad de compuestos orgánicos, cuya determinación química resulta muy compleja. En el océano el contenido normal es de 2 mg de C/L. en muchos de estos compuestos orgánicos se encuentran presentes el nitrógeno, azufre, fósforo o el hierro, siendo los principales componentes de la materia orgánica el oxígeno, hidrógeno, carbono, nitrógeno y fósforo. Los tres primeros son abundantes en todas partes pero la provisión de nitrógeno y fósforo en formas que son biológicamente utilizables no siempre están disponibles.

El metalimnio e hipolimnio constituyen la zona donde predominan la respiración y la descomposición. Especialmente el metalimnio es una zona con alta actividad bacteriana heterotrófica. El material orgánico producido en forma autótrofa en el epilimnio es descompuesto en el metalimnio por poblaciones bacterianas de alta biomasa y características metabólicas especiales (Wetzel, 2001).

En lagos estratificados de zonas templadas, entre el 80% y el 90% de la producción primaria es metabolizada en el metalimnio. Esta alta concentración de actividad microbiana heterotrófica en dicha zona es causada por el enriquecimiento con materia orgánica particulada (MOP) en el gradiente de densidad entre las aguas cálidas del epilimnio y las aguas frías del hipolimnio.

La alimentación del zooplancton y la depredación por peces son partes de la cadena alimentaria, generando la transferencia de energía alimenticia a través de los distintos niveles. Estos animales mayores en la ecología lacustre a su vez mueren y sus cuerpos caen al fondo componiendo un detritus de compuestos orgánicos que las bacterias del fondo se encargan de descomponer para convertirlos en simples compuestos o elementos inorgánicos, constituyendo, de este modo, la carga autóctona del lago, que tiende a retroalimentar -con nutrición mineral resultante de la descomposición de la materia orgánica sedimentaria- la producción autótrofa de fitoplancton, cerrando el ciclo (Figura 2.21.)

Los ecosistemas acuáticos están organizados en una red trófica que asegura la transformación de la materia mineral y orgánica, a través del régimen alimentario de los organismos que lo habitan. Esta transformación pasa por dos etapas esenciales: a) la asimilación por los organismos y b) la descomposición de esos organismos luego de su muerte

Los vegetales acuáticos que poseen clorofila tienen la propiedad de generar la materia orgánica de base carbónica de sus propios cuerpos, a partir de la asimilación del dióxido de carbono gaseoso disuelto en el agua, con el aporte energético externo de la radiación solar.

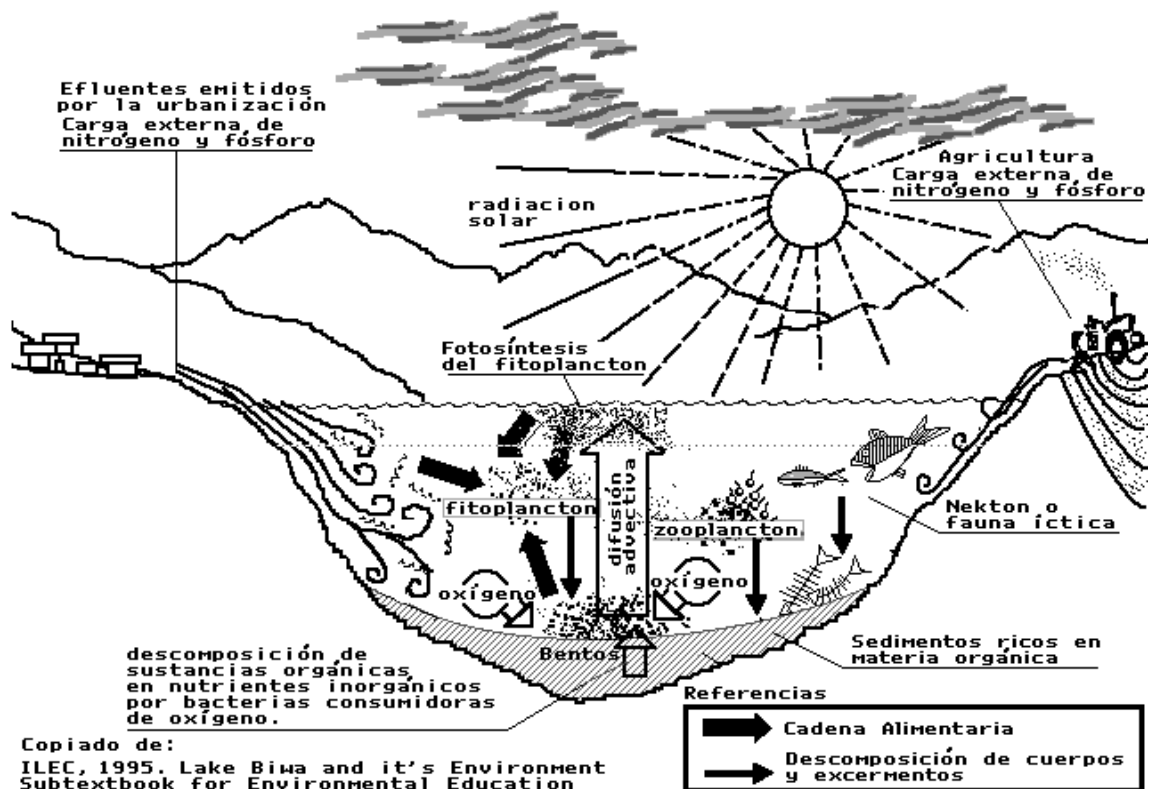


Figura 2.21.: Esquema del ciclo de la materia en un lago.

Esos vegetales, autotróficos por el carbono, crecen gracias al sol, el agua y otros elementos nutritivos (nitrógeno y fósforo,

etc.) indispensables para su desarrollo, que toman del ambiente circundante. Las excretas producidas por estos organismos, al igual que sus cadáveres son transformados por los organismos que degradan la materia orgánica: las bacterias y hongos. Éstos consumen oxígeno y terminan descomponiendo esa materia orgánica para generar nuevos compuestos inorgánicos asimilables por los vegetales, nutrientes (ILEC, 1995).

2.9. El rol de los sedimentos

Se da el nombre genérico de sedimentos a las partículas procedentes de las rocas o suelos y que son acarreadas por las aguas que escurren y por la erosión eólica. Todos estos materiales finalmente son depositados a lo largo de los cauces de ríos, en lagos o lagunas, en el mar y en las partes bajas de la cuenca, principalmente en la planicie, lo que da origen a la formación de ésta. El sedimento que se deposita en un gran cuerpo de agua recibe de ésta su estructura y carácter finales. Además contiene microorganismos y restos de materia orgánica que van incorporándose al material inicial.

2.9.1. Fuentes de sedimentos

No es posible indicar con precisión todas las fuentes que producen los sedimentos que llegan a un río y que son trasladados por su corriente hacia un lago o embalse. Sin embargo, de acuerdo con la definición anterior, la fuente principal la constituyen los suelos y rocas que se encuentran en su cuenca, y

el agua y el viento, en nuestro medio, los principales agentes de erosión y transporte. Por otro lado, dada la actividad del hombre en el medio que lo rodea, las fuentes del sedimento pueden clasificarse en naturales y artificiales.

2.9.1.1. Fuentes naturales

a) Erosión de la superficie del terreno: El suelo, capa degradable y frágil, experimenta la acción del viento y la lluvia. El viento arrastra y levanta partículas (transporte eólico) que llegan a depositarse en las llanuras, o caen directamente en los ríos. Las gotas de lluvia o granizo, al impactarse contra el terreno, mueven o desprenden partículas de suelos y rocas. Una buena parte de la lluvia riega los vegetales o se infiltra en el terreno. Una vez que la intensidad de lluvia agota la capacidad de infiltración del suelo de la cuenca, se inicia el llamado flujo de agua por tierra. Este escurrimiento superficial desprende y arrastra también partículas de las capas superficiales del terreno que contienen, además, materia orgánica y microorganismos. La cantidad de material arrastrado es tanto mayor cuanto más frecuente y violentas son las lluvias o los vientos, y menos densa es la cobertura vegetal del suelo.

b) Erosión del cauce principal y sus tributarios: Una vez que el escurrimiento superficial se ha iniciado, y como consecuencia de las irregularidades topográficas, se crean en primer lugar arroyos, los cuales aumentan gradualmente

su caudal y se transforman en torrentes, estos últimos con gran capacidad erosiva y transportadora. Además, cuando los ríos se desbordan o abandonan su cauce, su acción erosiva y transportadora es notable y, en ocasiones, catastrófica. Un río arrastra material de diversos tamaños, depositándolos, en forma gradual, a lo largo de su perfil longitudinal, según varía la velocidad de su corriente. Al disminuir la velocidad de flujo de agua, también disminuye la capacidad de arrastre, por lo que primero se depositan los materiales más gruesos, mientras que en la zona de planicie, donde las velocidades son relativamente bajas, se deposita parte del material fino y el resto continúa su recorrido hacia los cuerpos de agua o al mar.

c) Movimientos naturales del terreno: Los deslizamientos de grandes masas de tierra y rocas ayudan a que mucho material quede suelto y sin protección. En ocasiones, aunque muy rara vez, la roca y el suelo se impregnan tanto de agua, que toda la ladera puede soltarse bruscamente en un deslizamiento de tierra. Con el transcurso del tiempo, y por las acciones de la lluvia y el viento, estos materiales llegan a los ríos.

d) Formación de sustancias sólidas a partir de la solución: Esto se produce por cambios en los equilibrios químicos generando compuestos insolubles o muy poco solubles que pasan a formar parte del material particulado.

2.9.1.2. Fuentes artificiales

a) Destrucción de la vegetación: Muy a menudo el hombre destruye irracionalmente bosques y praderas para abrir terrenos al cultivo, o para el desarrollo urbano o industrial. Pero sin duda, el desmonte, la quema y descegado de extensas zonas boscosas, con el propósito de abrir terrenos para los cultivos, son las actividades que más sedimentos producen, ya que de esta manera se priva al suelo de su manto protector indispensable.

b) Obras de ingeniería: La construcción de caminos, vías férreas, presas, plantas industriales, ciudades, etc. para desarrollar una región, hace que grandes volúmenes de materiales sean removidos y queden más sueltos que en su estado natural, se modifican las pendientes del terreno, y otros materiales quedan expuestos sin protección, lo que facilita su transporte hacia los ríos y cuerpos de agua.

c) Explotación de minas y canteras: Todas estas actividades rompen y fracturan rocas y suelos y producen al final grandes cantidades de materiales en forma de partículas pequeñas o polvo.

d) Desechos urbanos e industriales: Son los materiales arrastrados por el drenaje y que son arrojados directamente a ríos y lagos.

Desde el punto de vista de la ingeniería se sugiere dividir el origen de los sedimentos en tres grupos, ya que al tratar de reducirlos se puede proceder de manera distinta para cada uno:

I. Sedimentos que se originan en la superficie de la cuenca: Se reducen aplicando técnicas de conservación de suelos.

II. Sedimentos que se originan en el fondo y orillas de los ríos: Se reducen con los embalses de grandes presas, presas derivadoras y construyendo pequeños diques en arroyos y cañadas.

III. Sedimentos que provienen de los desechos industriales y urbanos: Se reducen aplicando técnicas sanitarias sobre el manejo de desechos sólidos.

2.9.2. Propiedades de los sedimentos de lagos y embalses

2.9.2.1. Propiedades físicas

Las propiedades físicas, como el tamaño de partícula y la densidad, son importantes en los procesos de sedimentación y transporte. Los sedimentos son una mezcla heterogénea de partículas cuyo rango de tamaño va de milímetros a micras. En la Tabla 2.2. se muestra una clasificación de las partículas basada en su tamaño. Los sedimentos son caracterizados, generalmente, como fracciones de material tosco, arena y limo/arcilla, basándose en las separaciones realizadas por medio de tamices de 2 mm y 63 μm . Las partículas mayores a 2 mm pueden consistir en rocas, madera y otros materiales detríticos y no son, generalmente, fuentes de contaminantes biodisponibles. La arcilla

y el limo tienen altas áreas superficiales y debido a la química de su superficie es la que más probablemente más probablemente adsorba contaminantes orgánicos y metales pesados. No es raro normalizar análisis de contaminantes en base a la fracción de limo/arcilla.

Las fracciones de arena y limo grueso están generalmente dominadas por cuarzo, algunas veces por carbonatos (ostras, corales, etc.) y ocasionalmente por otros silicatos como el feldespato o fragmentos de rocas. Silicatos primarios también pueden estar presentes en la fracción arena, pero son menos evidentes en las partículas de limo. Las partículas de arcilla tienden a ser dominadas por silicatos secundarios. Otros minerales secundarios como óxidos de hierro y de aluminio predominan en la fracción de limo fino y de arcilla. La mayoría de los contaminantes antropogénicos (o sea, los relacionados con la actividad humana) están asociados con las fracciones de limo y de arcilla.

Tabla 2.2.: Clasificación de los sedimentos por el tamaño de partícula

Clasificación	Tamaño de partícula
Arcilla fina	< 0,06 μm
Arcilla media	0,06 – 0,2 ; 0,2 – 0.63 μm
Arcilla gruesa	0,63 – 2 μm
Limo fino	2 – 6,3 μm
Limo medio	6,3 – 20 μm
Limo grueso	20 – 63 μm
Arena	> 63 μm
Material grueso, rocas, detritos	> 2 mm

Los sedimentos están íntimamente en contacto con el agua que llena los huecos entre partículas y dentro de los poros de las

partículas de sedimento. El volumen de esta agua intersticial o agua de los poros estará gobernado por la porosidad de los sedimentos. Es más alto con la fracción más gruesa de arena que con la fracción más fina de limo/arcilla. El medio limo arenoso es un más aceptable para muchos organismos bénticos que la arcilla por ser más comprimible.

Los procesos físicos en los sedimentos influyen en la química de los mismos y de los contaminantes asociados. La resuspensión de los sedimentos puede deberse a mezcla producida por los viento, las corrientes, las actividades náuticas, como también por actividades biológicas (bioturbación). Estos procesos pueden llevar a que las partículas se ordenen en base a la densidad o al tamaño. Ellos también exponen a las partículas a un ambiente químico diferente, el agua de la interfase (generalmente no anóxica) versus el agua de los poros (generalmente anóxica) En ausencia de cualquier perturbación física o biológica del sedimento, el movimiento de los contaminantes ocurre vía los procesos de difusión en el agua de los poros del sedimento, controlado por factores tales como la porosidad de los mismos.

2.9.2.2. Propiedades químicas

Los sedimentos, como ya se ha mencionado, están constituidos por una mezcla de minerales, restos orgánicos y microorganismos. Dichos minerales contienen, por lo general, silicio, aluminio, hierro, oxígeno, calcio, sodio, potasio, etc. Dependiendo del tipo de minerales presentes los sedimentos van a tener diferentes propiedades químicas.

En general, la química de los sedimentos es controlada por las condiciones redox, pH y la geoquímica de las partículas de los mismos. Los contaminantes están distribuidos sobre un rango de diferentes fases geoquímicas, así como también están disueltos en el agua de los poros asociada a los sedimentos, la naturaleza fisicoquímica de estas asociaciones y los equilibrios sedimentos/agua de los poros determinará por último su biodisponibilidad.

En sedimentos no anóxicos las fases más importantes para los metales son las que contienen óxidos hidratados de hierro y de manganeso. Una significativa fracción de metal puede estar presente en los detritos, en forma mineralizada, pero esto es de poca importancia ecológica puesto que no está disponible para la bioacumulación. Los metales pueden estar también presentes en forma de complejos adsorbidos débilmente, y no están sujetos a los mismos procesos de degradación que son comunes a muchas moléculas orgánicas.

Los contaminantes orgánicos presentes en los sedimentos pueden dividirse en especies hidrofóbicas (no polares, insolubles en agua) o hidrofílicas (polares, solubles en agua), y además subdividirse como compuestos ácidos, básicos o neutros. La materia orgánica, ya sea como partículas discretas o adsorbidas sobre sustratos inorgánicos y es la fase primaria de adsorción para los compuestos orgánicos hidrófobos, pero dependiendo de su carga y los grupos funcionales disponibles, las fases inorgánicas pueden ser capaces de ligar algunos de estos compuestos.

La condición redox de los sedimentos será definida por el volumen del oxígeno del agua de los poros lo que determina condiciones oxidantes o reductoras del medio. Es posible para los sedimentos ser oxígeno deficientes varios milímetros por debajo de su superficie.

2.9.3. Algunos comentarios generales que pueden ayudar a aclarar el problema

1. Los lagos casi siempre son un depósito para el fósforo en el largo plazo, si ellos son poco profundos, profundos, anóxicos o no. A menos que un fragmento de la entrada haya sido recientemente removido, la masa de fósforo que entra por año, normalmente es mayor que la que sale (Schindler, 1974; Rodríguez, 2003, Cossavella, 2003). La fracción retenida es generalmente mayor que 0,5 pero puede variar ampliamente (Vollenweider, 1975). Otra manera de verificar esto es comparar el tiempo de retención de fósforo y agua, ellos son respectivamente 0,77 y 2,0 años en lago Sammamish, calculado por la relación de flujo de entrada al lago.

2. Aunque los sedimentos actúan como un último depósito, ellos pueden actuar como fuente importante durante una parte del año. El proceso más significativo que determina cuando y hasta qué punto los sedimentos actuarán como una fuente o como un depósito es la oxidación reducción del hierro, si el lago esta estratificado, no estratificado, anóxico o no anóxico. Los lagos no anóxicos y estratificados, generalmente liberan poco fósforo de los sedimentos porque el hierro está siempre oxidado y adsorbe

eficazmente el fósforo. No obstante, en lagos estratificados que tienen hipolimnio anóxico y lagos no estratificados que experimentan periodos alternados entre inmóviles y ventosos durante el verano, la liberación de fósforo desde el sedimento, debido a la reducción de hierro, da como resultados una salida de fósforo del lago que excede grandemente la entrada. La fotosíntesis causa pH altos, lo que puede aumentar la liberación de fósforo. Los procesos de reciclado en la columna de agua, por otra parte, tienden a retardar la liberación de fósforo. Los otros procesos que proporcionan fósforo de los sedimentos, como descomposición del macrófitas, la bioturbación, excreción de las carpas, la generación de gas, la migración de algas, etc., no han demostrado ser tan significativa como la oxido reducción del hierro.

3. Si el sedimento liberó fósforo en lagos estratificados, si éste realmente alcanza la zona fótica y está disponible para ser captado por las algas, es un problema importante, pero no con respecto a la pregunta fuente / depósito. Tan pronto como el fósforo alcanza el hipolimnio, aun cuando no es disponible para las algas, los sedimentos son considerados técnicamente una fuente de fósforo.

Los efectos mencionados en el punto 2.8.1., resultaron en un creciente interés en los últimos años por el estudio del papel de los sedimentos en su relación con los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes y su importancia en los procesos de eutroficación antrópica de los cuerpos de agua continentales (Aigars, 2001;

Golterman, 2001; Selig y Schlungbaum, 2002, Gulati, 2002; Seling, 2003).

En muchos lagos hipereutróficos, donde la entrada al cuerpo de agua del principal contaminante fue disminuido debido a la implementación de sistemas de tratamiento de residuos cloacales e industriales, no se observó una rápida mejoría en la calidad de sus aguas debido a la liberación de grandes cantidades de fosfatos desde los sedimentos, que se habían enriquecido con dicho elemento .

A causa de la gran importancia del fósforo como nutriente que acelera la productividad biológica de las aguas dulces, se ha prestado mucha atención al contenido del mismo en los sedimentos (Song y Muller, 1999). En el caso particular de lagos y embalses, los sedimentos contienen concentraciones de fósforo mucho más elevadas que el agua, pudiendo ser varios órdenes de magnitud superior (Wetzel, 1981).

El material de los sedimentos participa activamente en los procesos que regulan la concentración y biodisponibilidad de los nutrientes limitantes en cuerpos de aguas naturales.

Gran parte del fósforo que ingresa a un lago es retenido por los sedimentos, una fracción del mismo sedimenta como materia orgánica particulada formando parte de microorganismos muertos; otra fracción es adsorbida por las partículas de arcillas, óxidos y otros minerales; y el resto precipita con hierro, manganeso y otros metales formando partículas de dimensiones

coloidales (Golterman *et al.*, 1969) La adsorción en partículas y la precipitación son una consecuencia del marcado carácter complejante y de las cargas negativas de los iones fosfato. Los estados de anoxia, por otra parte, tienden a contrarrestar esta acumulación porque provocan la disolución reductiva de los óxidos de hierro y manganeso permitiendo la liberación del fosfato, que ellos puedan contener, a la fase acuosa. *Esto indica que dependiendo de las condiciones del medio el material del sedimento actuará como sumidero o como fuente de nutrientes, participando activamente en los procesos que regulan la concentración y biodisponibilidad de los mismos en el cuerpo de agua.*

Una pregunta crucial en la evaluación de los efectos del sedimento en la evolución de un cuerpo de agua natural es: *en qué grado los sedimentos influyen en la concentración de nutrientes limitantes en el agua.* Una buena respuesta requiere de un conocimiento detallado del comportamiento y propiedades de los sedimentos, de las propiedades de la masa de agua que los baña, y de un modelo matemático que permita analizar, entender y predecir el comportamiento del sistema.

En lo referente al control o reversión de la eutroficación de un lago o embalse, el papel de los sedimentos del fondo puede ser de gran importancia para el estado trófico de una masa de agua. El rol de los sedimentos en la dinámica de reciclado del fósforo en estos sedimentos y en la columna de agua es de particular interés en las masas de agua eutróficas, especialmente en las poco profundas. En lagos oligotróficos, una parte sustancial

de los nutrientes importados queda retenida en los sedimentos (Wetzel, 1981; Ryding y Rast, 1992; Rodríguez, 2003).

También puede tener lugar anualmente en muchos lagos y embalses eutróficos una deposición neta de fósforo en los sedimentos del fondo. Sin embargo, en lagos con sobrecargas, en los que los sedimentos del fondo se han enriquecido en gran manera con fósforo a lo largo del tiempo, la liberación del fósforo de los sedimentos puede superar el flujo hacia los mismos durante ciertos periodos de tiempo en el verano, especialmente si el hipolimnion se vuelve anóxico en masas de agua térmicamente estratificadas.

La liberación de fósforo desde los sedimentos del fondo de nuevo a la columna de agua es un proceso complicado, que implica la interacción de numerosos mecanismos físicos, químicos y biológicos. Entre estos mecanismos se incluye la mineralización de materia orgánica, la adsorción – desorción de nutrientes, los equilibrios de disolución de sales, el equilibrio de intercambio de ligandos, etc.

Se han indicado como factores que influyen en la velocidad de liberación de fósforo de los sedimentos las condiciones de oxidorreducción, la concentración de nitratos, la mineralización, la formación de burbujas gaseosas, la bioformación de turba, los efectos del fitoplancton y las macrófitas, las características de los diferentes sedimentos, los valores altos de pH, la difusión y la turbulencia del viento que afecta (Ryding y Rast, 1992; Maine *et al.* 1992; Maine *et al.* 1998).

2.10. Valor del ecosistema

El agua unifica los sistemas físicos (como la atmósfera los suelos y las rocas) con los sistemas vivos, lo cual también es un factor importante en la sociedad humana, pues afecta la forma en que las personas se relacionan unas con otras por medio de una intrincada red de leyes, derechos, servicios y actividades. El uso de reservas limitadas de agua por cualquier segmento de la sociedad afecta a las demás personas y organismos vivos (Henry y Heinke, 1996).

Los proyectos que alteran patrones de flujo de los ríos a fin de controlar y suministrar recursos hidráulicos muy necesarios se deben proyectar y ejecutar tomando en cuenta sus consecuencias ambientales y sociales. El análisis de los problemas requiere la recolección de los datos químicos, físicos, sociales, biológicos y económicos pertinentes (Henry y Heinke, 1996).

Se ha definido a un ecosistema como un área relativamente discreta del mundo natural donde existen relaciones entre los componentes vivos y no vivos, y donde los elementos esenciales son parte de los ciclos biogeoquímicos. Todos estos fenómenos caracterizan a los lagos salados. Es verdad que éstos son diferentes en ciertos aspectos, respecto de algunos otros ecosistemas acuáticos, quizás teniendo menos complejidad trófica (y taxonómica) y diferentes niveles de persistencia y estabilidad. Sin embargo, estos rasgos alteran escasamente la integridad fundamental de lagos salados como ecosistemas.

Para aumentar al máximo el manejo eficaz y sustentable de cualquier recurso natural debe involucrarse una base de los valores del recurso en cuestión, por lo cual es importante reconocer cuales son estos valores.

Pueden distinguirse dos extensas categorías de valores para los lagos salados: los económicos y los no económicos. Es posible poner estimaciones monetarias, pero los valores económicos no pueden ser fácilmente estimados de esta manera. Como resultado, se subestiman los valores no económicos de lagos salados y sólo cuando se lo ha degradado por una mala gestión es que la verdadera estimación de su valor se pone en claro. Un ejemplo de ello es proporcionado por la mala gestión del mar Aral. Sólo cuando este lago había sido degradado severamente, por el uso de las aguas que ingresan para propósitos de irrigación (situación en la que la estimación monetaria podría ponerse sin dificultad) fueron evidentes muchos valores no económicos, incluyendo sus valores como moderador de clima continental local, como un enfoque de interés cultural local y un ecosistema acuático con muchos valores de conservación. En términos largos, los valores no económicos, en el mar de Aral y otros lagos salados, pueden demostrar ser más importantes que las ganancias económicas y el abuso ambiental que, en términos cortos causan degradación de estos ecosistemas (Williams, 1998).

Estos comentarios no implican, por supuesto, que todas las actividades que involucran el uso económico de lagos salados llevan a la degradación y el abuso ambiental. Lo que es implícito es la importancia de reconocer que el uso económico de los

mismos debe involucrar una gestión que tome en cuenta los valores no económicos. La gestión eficaz de lagos salados debe incluir el "uso sabio" de los principios de RAMSAR (convención internacional, intergubernamental comprometida en conservar humedales) y el conocimiento que los lagos salados tienen muchos rasgos únicos que los distinguen de los cuerpos de aguas dulces (Williams, 1998).

2.10.1. Valores económicos

Se han reconocido durante mucho tiempo a los lagos salados como fuentes de minerales útiles. Esto es especialmente con respecto a la sal común (cloruro de sodio) para consumo humano. En tiempos históricos, la sal provino de tres fuentes principales: del agua del mar por evaporación, de salmueras de lagos salados o sedimentos o de rocas. La sal es ahora principalmente importante porque es un recurso industrial básico. El cloruro de sodio no es el único de muchos productos inorgánicos útiles recuperable a partir de aguas saladas o sedimentos.

Algunas algas verde - azuladas (cianobacterias) y algas verdaderas encontradas en lagos salados han demostrado ser de interés comercial. También, una variedad de animales encontrados en ellos pueden servir como alimento para humanos u otros animales. Incluyendo invertebrados y vertebrados, ya sea de especies naturales o introducidas. Tanto peces como pájaros y, en casos especiales, mamíferos, representantes de vertebrados en los lagos salados, son también de interés económico. Varios

lagos salinos sostienen poblaciones de peces de importancia comercial o recreativa.

El ave mayormente asociada con lagos salinos, el flamenco, ha tenido una larga historia de explotación. Aunque ahora oficialmente protegido a lo largo de la mayoría de sus estadíos, su carne y huevos todavía se explotan en muchos lugares (Williams, 1998).

Los lagos salados son económicamente importantes como fuente de minerales (especialmente halita, zeolita, litio y borax, entre otros), de agua, de peces, de productos bioquímicos (glicerina, beta carotenos y proteínas de algas de los géneros *Dunaliella* y *Spirulina*) y de productos para acuicultura, especialmente quistes de *Artemia* (Bucher, 2006)

A medida que la eutroficación de un cuerpo de agua aumenta, en ciertos casos el potencial productivo de las aguas disminuye. Los usuarios del agua pueden elegir prácticas hídricas que degradan el potencial productivo del recurso aumentando así la eutroficación y reduciendo el valor productivo o recreativo del agua. Si bien este escenario puede generar un ingreso relativamente alto a través del ahorro de costos a corto plazo, puede llevar a una reducida utilidad del agua (IETC , 2001).

Los factores económicos que produce un cuerpo de agua eutrofizado son: actividades recreativas deprimidas, menor valor de las propiedades, mayores costos de salud pública, gastos de manejo y restauración de lagos. También hay efectos menos

tangibles tales como reducción de la biodiversidad y menor valor estético de los cuerpos de agua.

2.10.2. Valores no económicos

La recreación acuática se ha extendido considerablemente, durante las últimas décadas, en muchas partes del mundo. La expansión se ha acompañado por el crecimiento de varias industrias (construcción de barcos, fábricas de aparejo de pesca, hoteles, etc.). La mayoría del agua basada en la recreación involucra al mar o lagos de agua dulce, embalses o ríos pero, en áreas donde el mar está distante o donde las aguas dulces son escasas o ausentes, los lagos salados pueden satisfacer necesidades recreativas particulares. Los más útiles, en este respecto, son los que sostienen la pesca recreativa.

Hay muchos ejemplos de lagos salados que satisfacen las tres clases de demanda recreativa reconocidas, a saber: el contacto primario (nado, esquí), el contacto secundario (navegación, pesca, etc.) y la recreación pasiva (observación de aves, etc.).

Un aspecto particularmente importante del valor recreativo de muchos lagos salados es su valor estético. Esto los hace a menudo una atracción turística significativa dentro de un área. Es de resaltar que la industria turística es, en la actualidad, la de crecimiento más rápido de todas las actividades económicas globales. Además, muchos lagos salados grandes han sido de

importancia cultural durante tiempos históricos y lo siguen siendo (Williams, 1998).

Durante mucho tiempo se ha pensado que los lagos salados, en muchas regiones, poseen poderes curativos para una variedad de dolencias humanas. La base médica para ello es indeterminada, pero desde tiempos históricos considerables se le ha otorgado valores terapéuticos y aun persiste.

En general, los lagos salados son de interés para varias disciplinas científicas: la ecología, fisiología, biología evolutiva, paleolimnología, hidrología y geoquímica, entre las más importantes. Gran parte de este interés es relativamente reciente y ha incrementado el conocimiento limnológico de éstos y de su biota.

Con respecto al interés ecológico, tienen muchos rasgos únicos que los hacen sitios importantes para tales estudios. Uno, es la mayor facilidad con la que pueden emprenderse estudios sobre el ecosistema completo. Así, muchas de las dificultades que enfrentan los estudios de ecosistemas de agua dulce y los ambientes marinos se minimizan en lagos salinos (Williams, 1998).

Entre los valores de los lagos salados, no es menos importante, el pensamiento que la medida más difícil es su valor como parte integrante de la biosfera: sus procesos biológicos no pueden ser excluidos de la diversidad mundial y procesos de la biosfera con la certeza de que la exclusión no tendrá profundas

repercusiones. Los cambios sufridos en la naturaleza del mar de Aral son la evidencia más indicativa de este tipo de pensamiento..

Un importante valor ecológico de los lagos salados es que debe recibir una mención especial en su papel como lugares de alimentación, refugio y de reproducción de muchas especies de aves migratorias o nómadas. La pérdida de ciertos valores de los lagos salados, en este sentido, puede suponer un gravísimo peligro para la viabilidad de las especies de aves citadas. La Convención de Ramsar reconoce esto y muchos lagos salados ya han sido designados como "sitios Ramsar". La designación conlleva la obligación, por parte del país en cuyo territorio se halla el sitio, de preparar y poner en práctica la gestión de las cuencas. Para muchos sitios, por desgracia, estos planes de gestión aún no existen. El número de lagos de agua salada designados como sitio Ramsar es significativamente menor que los sitios de agua dulce, pero a medida que los valores de conservación de los lagos salados se vuelve reconocido, este desequilibrio sin duda va a cambiar.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA RESERVA NATURAL BAÑADOS DEL RÍO DULCE - LAGUNA MAR CHIQUITA

Los Bañados del Río Dulce y la Laguna Mar Chiquita fueron declarados Reserva de Uso Múltiple por Decreto Provincial N° 3215/1994. En el año 1966 el área ya había sido reconocida como Refugio de Animales Autóctonos a través del Decreto N° 3994 en el marco de la Ley 4046 –C -58 de Caza de la provincia de Córdoba, Argentina, amparando sólo 1 km del perímetro de la laguna.

Dada su importancia internacional este humedal fue declarado miembro de la Red de Reservas Hemisféricas de Aves Playeras en 1991 y en el año 2002 fue designado como Sitio Ramsar, ratificando su importancia natural.

El aspecto general es el de una inmensa llanura en la que alternan sitios inundables con pastizales, pajonales y matorrales halófilos, y de terrenos más elevados, generalmente de dimensiones reducidas, con fragmentos de bosque chaqueño. La variedad de ambientes de este singular ecosistema, alberga una fauna silvestre riquísima, no solo en número de especies sino también en el tamaño de las poblaciones. Las aves son quizás el grupo que alcanza los mayores niveles de diversidad y abundancia, otorgando a la Reserva relevancia internacional (Agencia Córdoba Ambiente, 2004).

3.1. Ubicación

La Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita se ubica en el extremo Noreste de la provincia de Córdoba, República Argentina (Figura 3.1).

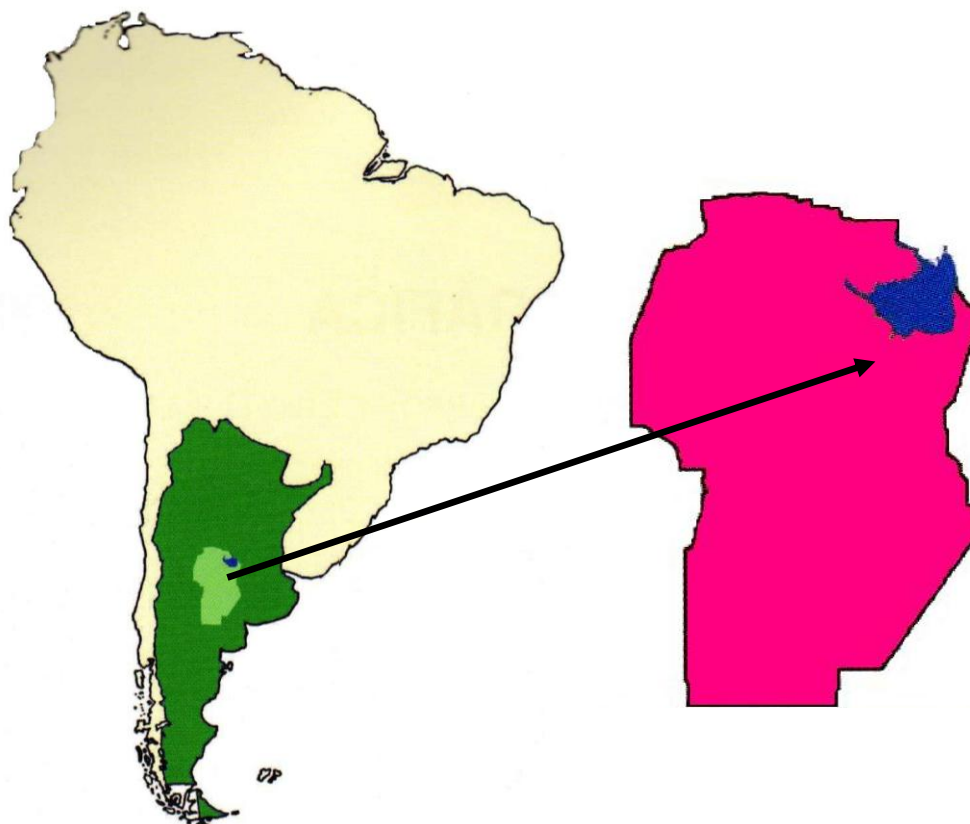


Figura 3.1.:Localización de la provincia de Córdoba y ubicación de la Reserva de Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita

Abarca una superficie de 1.060.000 Ha repartidas en los departamentos provinciales de San Justo, Río Seco, Tulumba y Río Primero. Ocupa un área deprimida por la que discurre el Río Dulce (Petri) hasta encontrar la laguna Mar Chiquita (Mar de Ansenusa)

en su extremo meridional. También pertenecen a la Reserva las desembocaduras de los Ríos Primero (Suquía) y Segundo (Xanaes), en el sector austral de la Laguna.

A excepción del cuerpo de agua de la laguna y los cursos de los ríos Primero (Suquía) y Segundo (Xanaes), las tierras son casi exclusivamente de propiedad privada (Agencia Córdoba Ambiente, 2004).

El área de la reserva se inscribe dentro de los siguientes puntos extremos (Figura 3.2.): Norte $29^{\circ} 48'S$ (5 Km al norte de Villa Candelaria, sobre el límite interprovincial Córdoba – Santiago del Estero), Este: $62^{\circ} 10'O$ (punto bipartito entre las provincias de Santiago del Estero y Córdoba); Sur: $30^{\circ} 59'S$ (a 4Km al sur de la ruta provincial N° 17, sobre el cauce del río Segundo); Oeste: $63^{\circ} 23'O$ (Villa Rosario del Saladillo).

El gran humedal de Mar Chiquita está rodeado por varias poblaciones, aunque solo Miramar está localizada sobre la costa de la laguna.

Una característica determinante de la laguna Mar Chiquita está dada por los grandes cambios en el área que ocupa registrados durante la segunda mitad del siglo XX, por lo cual la cartografía debe ser actualizada permanentemente (Bucher, 2006).

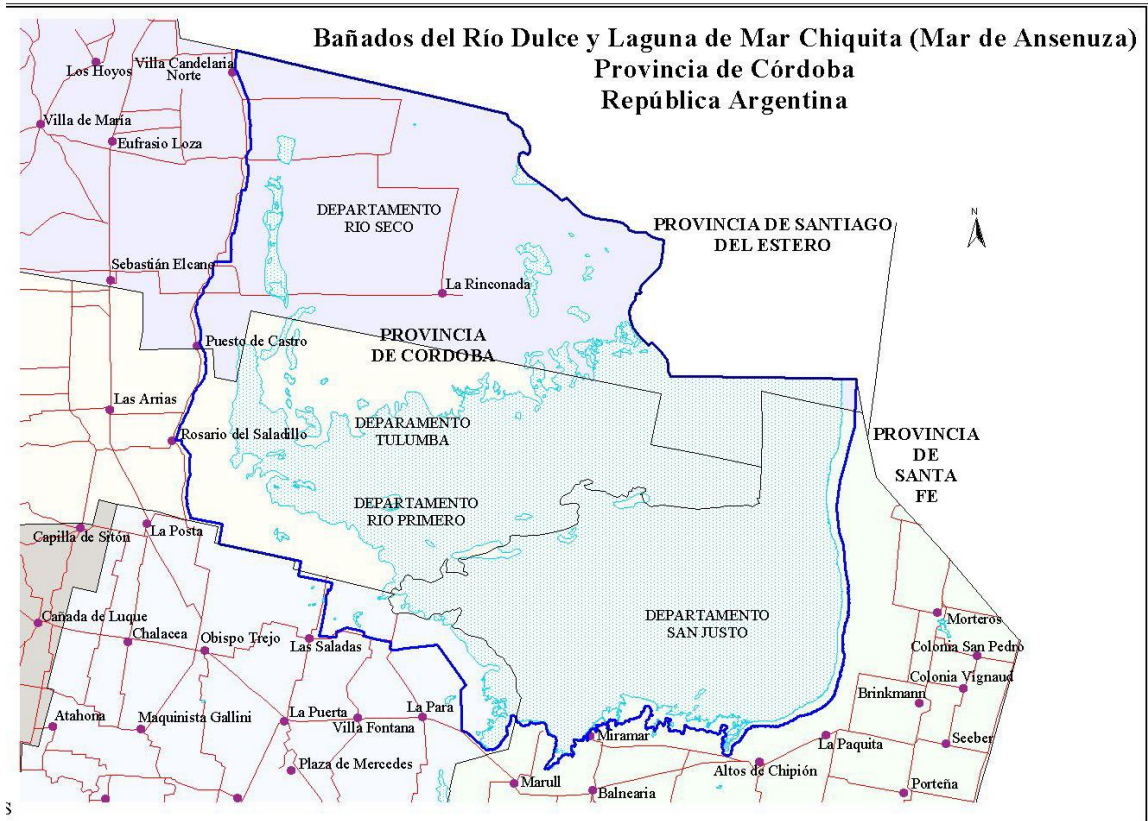


Figura 3.2.: Mapa que muestra el área comprendida por la Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita. Fuente: Secretaria de ambiente de la provincia de Córdoba.

En cuanto a las fluctuaciones del nivel de la laguna, los valores extremos registrados han sido para Junio de 1972 con 64,05 msnm y en septiembre de 1986 con 71,21 msnm, lo que significa en superficie de la laguna 1197 km² y 7250 km² respectivamente (Ficha Ramsar, Agencia Córdoba Ambiente, 2002).

En la Figura 3.3. se puede observar la variación del área ocupada por la Mar Chiquita, antes y después de la expansión que comenzó a fines de la década de 1970 y que todavía se mantiene, aunque con signos de retroceso.

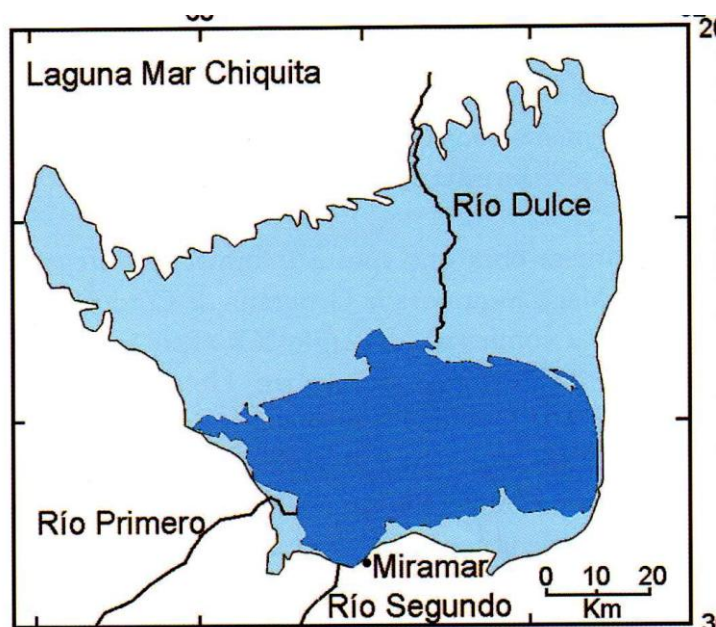


Figura 3.3.: Variación del área ocupada por la Mar Chiquita, antes (azul) y después de fines de la década de 1970, en celeste (Bucher, 2006)

El gran humedal está formado por dos subsistemas bien definidos: la laguna Mar Chiquita, al sur y los Bañados del Río Dulce, al norte. Los bañados incluyen una vasta extensión de humedales, pastizales y salares que se dispersan en el valle del río Dulce cuando éste, al final de su recorrido, alcanza el norte de la laguna.

3.2. El medio natural

La depresión del Río Dulce y la Laguna Mar Chiquita constituyen un ecosistema de notable valor ambiental por la particular configuración de la cuenca en relación al suelo, la vegetación y la fauna.

Se distinguen diversos ambientes como: áreas bajas sometidas a anegamientos periódicos, suelos elevados medianamente salinos aptos para el desarrollo de la vegetación leñosa, sitios fuertemente salinos y húmedos con vegetación halófila y explanadas originadas por los escalones laterales de la cuenca, cubiertas por un matorral intermedio entre el bosque chaqueño y los matorrales halófilos. Estos variados ambientes albergan una fauna excepcional, de notable valor para la conservación de la biodiversidad de ecosistemas humedales (Agencia Córdoba Ambiente, 2004).

La cuenca de la Laguna Mar Chiquita es endorreica y esta formada por las cuencas de los ríos Salí – Dulce, Primero y Segundo, conformando de este modo el sistema de la laguna Mar Chiquita, constituyéndose en la cuenca endorreica de la Republica Argentina de mayor aporte y superficie (Figura 3.4.)

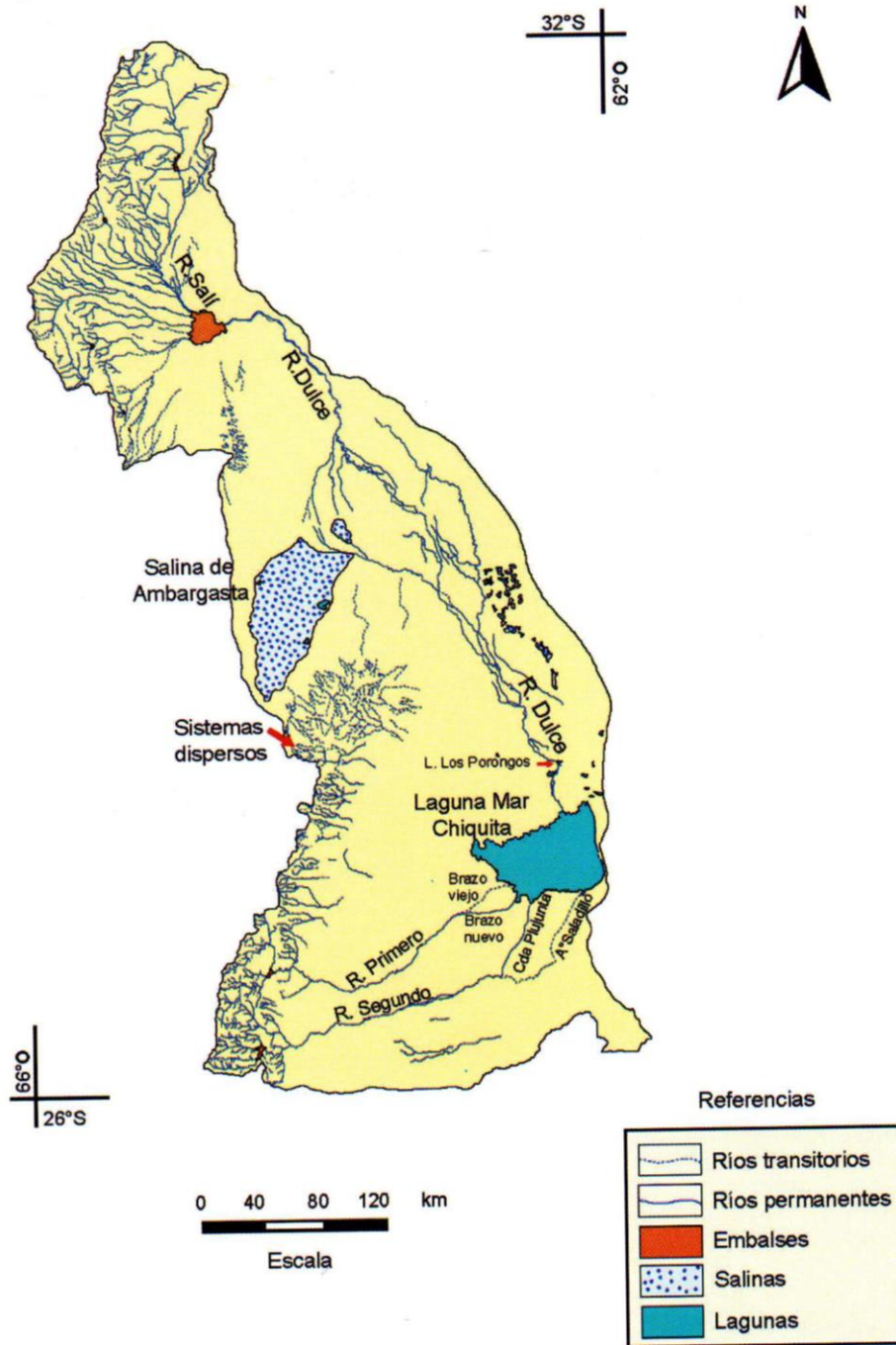


Figura 3.4.: Cuenca de la Laguna Mar Chiquita (Bucher, 2006).

El ciclo húmedo iniciado en la década del '70 aumentó la superficie ocupada por la laguna, dado los mayores caudales

aportados por sus tributarios (ríos Dulce, Primero y Segundo), lo que disminuyó la salinidad del agua.

Por la gran variabilidad temporal de los aportes hídricos se producen marcadas oscilaciones en el nivel y la superficie ocupada por la laguna (Figura 3.5.). La misma presentó su máximo nivel a una altura de 70,63 msnm, con una superficie aproximada a los 7.000 Km² (del Castillo, 2007)

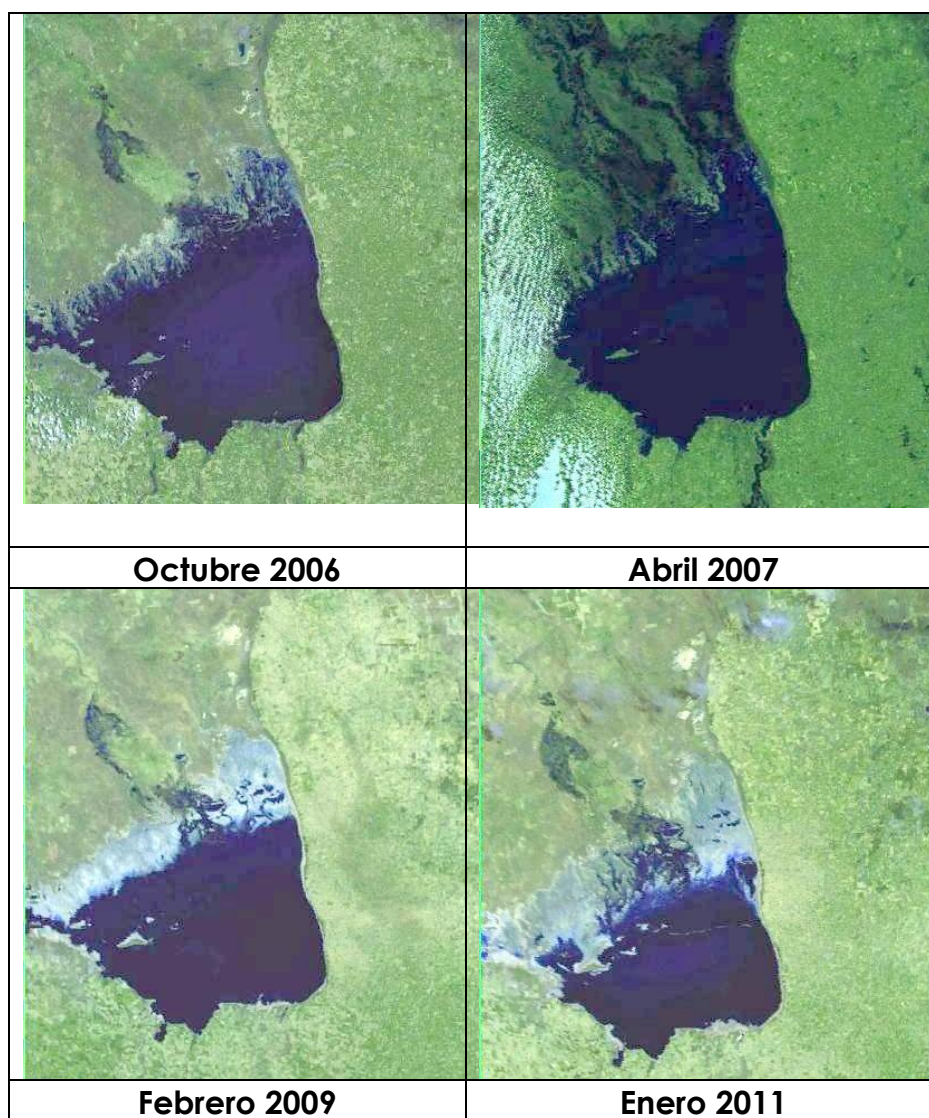


Figura 3.5.: Imágenes satelitales, Landsat 7, de la Laguna Mar Chiquita

El cambio climático ha alterado dramáticamente la región. Entre 1970 y 2000 el régimen de lluvias, en la cuenca de Mar Chiquita, se incrementó en un 30%, lo que resultó en un aumento de 9 m del nivel del agua de la laguna, junto con una disminución sustancial de la salinidad del agua, del 23% al 2,4%. El descenso de los niveles de salinidad permitió la expansión del pejerrey argentino (*Odontesthes bonariensis*) en la laguna, en la década de 1980, convirtiéndose en un recurso económico importante. Aunque la laguna sigue siendo ampliamente prístina, la región está cada vez más amenazada por los problemas ambientales inducidos por el hombre.

Los principales factores negativos que afectan a la cuenca incluyen:

- 1) La apropiación del agua en la parte superior de los ríos tributarios
- 2) La contaminación en aumento del agua
- 3) La caza deportiva no regulada, incluida la caza de aves producida por el turismo internacional.

La apropiación del agua, en los cursos superiores de los tributarios, es impulsada principalmente por la expansión de la agricultura y el crecimiento urbano a lo largo de los tres principales afluentes Mar Chiquita.

La contaminación por plomo es también un problema creciente debido a la presión que ejerce la caza mayor y la caza

de aves acuáticas producida por el turismo internacional. Desafortunadamente, la munición de plomo todavía está permitida en los humedales por la actual legislación Argentina.

Es una necesidad urgente la realización de un plan integrado de gestión a largo plazo para el área. Las prioridades de gestión deberían incluir:

- a) Políticas de uso del agua en las cuencas de los ríos tributarios que garantizar el suministro adecuado de agua al sistema, como la salvaguardia del pulso de inundación anual.
- b) El control de la contaminación de fuentes difusas agrícolas.
- c) La prohibición de usar municiones de plomo.
- d) La planificación y desarrollo urbano sostenible.

(Bucher, 2009)

3.3. Geología

Los estudios sobre Mar Chiquita se iniciaron a fines del siglo XIX. En la contribución titulada "Exploración de Mar Chiquita" (Grumbkow, 1890) se presenta por primera vez información de la laguna. Otros aportes importantes fueron los estudios geoquímicos de Doering (1907) y de Frank (1915) y las consideraciones geológicas de Kanter (1935). La primera descripción estratigráfica corresponde a Frenquelli y De Aparicio (1932), mientras que Bertoldi de Pomar

(1953) se ocupó en detalle de la sedimentología, la estratigrafía y la paleontología. El análisis geoquímico de aguas y sedimentos fue realizado por Durigneux (1978) y más detalladamente por Martínez (1991) y Martínez *et al.* (1994).

El análisis de la geomorfología y la geología del Cuaternario en la región sur de la laguna corresponden a Köhling e Iriondo (1999). Los últimos estudios geológicos están referidos al relleno sedimentario de la laguna y sus inferencias paleoclimáticas y fueron realizados por Piovano y Ariztegui (2002), Piovano y Ariztegui (2003), Piovano *et al.* (2005) y Piovano *et al.* (2006).

La laguna se ubica en la provincia geológica denominada “Llanura Chaco Pampeana”, coincidiendo con una zona poco móvil de la corteza.

Se encuentra en la Pampa Hundida, dentro de una depresión tectónica con tendencia subsidente, cuyo origen está vinculado con la falla Tostado-Selva-Melincué, de supuesta edad Pleistocena Media. Esta falla causó un resalto topográfico de 25 a 30 m de altura denominada Borde de Los Altos que constituye el límite oriental actual de la laguna al actuar como una barrera del escurrimiento de aguas superficiales (Figura 3.6.).

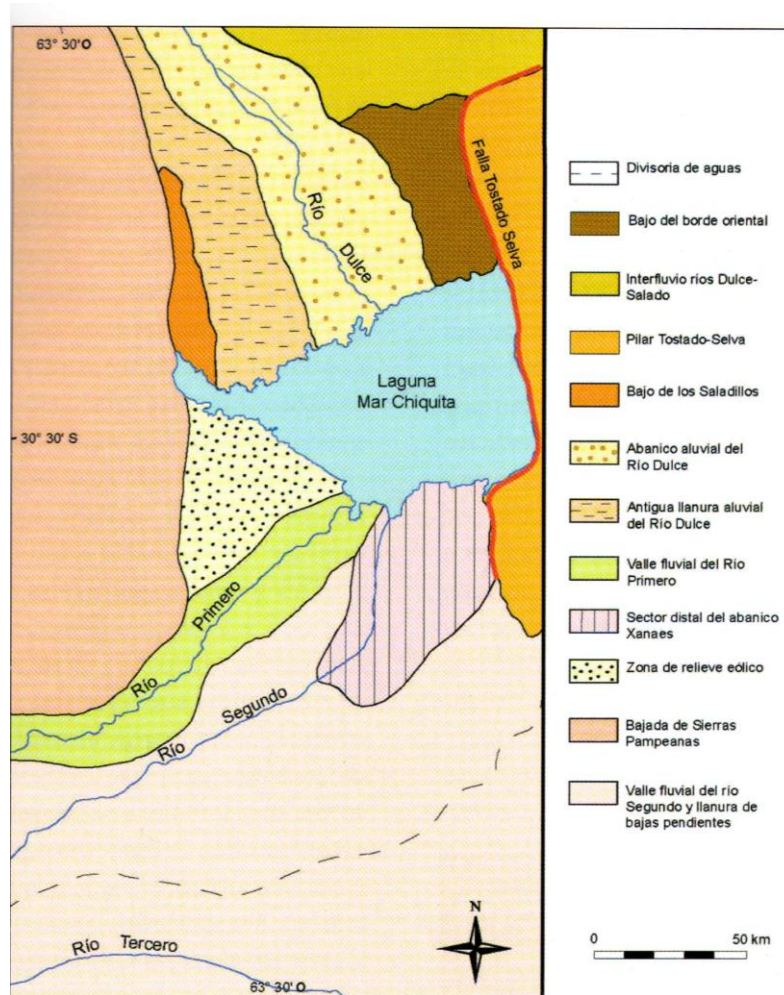


Figura 3.6.: Mapa geomorfológico (modificado de Martínez et al, 1991) Piovano et al. 2006.

Existen también una serie de estructuras tectónicas en los sectores norte y sur de la laguna, mientras que la porción noroeste de la depresión tectónica que ocupa la laguna está controlada por un lineamiento tectónico principal que es paralelo a la falla Tostado-Selva (Martinez, 1991).

Durante los períodos de nivel bajo, es posible diferenciar una serie de lagunas conocidas como Los Porongos, Yacumisqui, de los

Patos, Palma, de las Tortugas, Los Mistoles, entre otras que pueden quedar unidas a la laguna principal durante fases de niveles altos. En su extremo sudoeste se presenta una laguna satelital llamada Laguna del Plata, la que también queda aislada del cuerpo de agua principal durante períodos de niveles bajos (Piovano, 2006).

La laguna tiene un amplio sector costero, donde el oleaje es el agente morfodinámico principal. La alta sensibilidad frente a cambios en el balance hídrico origina marcadas fluctuaciones en su volumen y línea de costa, produciéndose la “canibalización” de su propio depósito y la formación de escarpas verticales a subverticales. En la Figura 3.7. se muestra la demarcación de la línea de costa durante 1976, que corresponde a una situación de menor nivel que el presente. Para esa época es posible identificar una escarpa cuya posición coincide con la línea de costa actual, lo que indica que la laguna ocupó anteriormente una superficie semejante.

Costas bajas de inundación caracterizan el sector norte, con desarrollo de islotes y una larga barrera oeste- este de 30 Km de longitud que actualmente está erosionada. El litoral del sector sur presenta costas con escarpas de 0,3 a 0,4 m de altura entre el Borde de Los Altos y la localidad de Miramar, y desde allí hasta la Laguna del Plata su altura varía entre 1 y 2,3 m. en el sector sur sudoeste de la Laguna del Plata s presentan acantilados de hasta 4 m de altura, mientras que el resto corresponde a costas bajas. La costa

sudoccidental se caracteriza por un relieve medanoso generado en el pasado.



Figura 3.7.: Morfología de la costa durante 1976 (Martínez, 1991).
(Piovano *et al.*, 2006)

3.4. Edafología

Las tierras están sujetas a inundaciones que siguen el pulso de las crecidas del Río Dulce, generando condiciones de hidromorfismo en los suelos y condicionando toda la actividad biológica y productiva de la región.

Los materiales originarios son de origen mixto (fluvio – lacustres) y de texturas variadas que van de arenosa (paliocauces) a limosas y franco arcillo – limosa.

En la pedogénesis intervienen fuertemente el drenaje impedido (condiciones reductoras, falta de oxigenación) y elevados tenores de sales y sodio intercambiables que se reciclan en casi toda la depresión, a excepción de algunos albardones más elevados y paleocauces.

Son comunes los perfiles de suelos que muestran una sucesión de capas formadas por materiales con diferentes grados de edafización y diferentes niveles de retransporte y depositación.

Taxonómicamente dichas capas corresponden principalmente a *Natracuafes* típicos. También son significativos por su representatividad áreas los *Acuoles*, tanto *Duracuoles* como *Natracuoles*.

Todas estas clases son suelos con un tipo e intensidad de limitaciones físico – químicas que los hacen marginales para un uso agropecuario convencional, aunque pueden cumplir funciones de protección y resguardo de la fauna (Agencia Córdoba Ambiente, 2004).

3.5. Hidrografía

Por su magnitud constituye la formación hidrográfica (cuenca endorreica) más importante de la provincia de Córdoba.

Dada la variación de los aportes superficiales, la laguna crece a expensas del sistema de bañados o retrocede según pulsos estacionales que dan lugar a un paisaje dinámico, profundamente influenciado por la acción del agua.

El río Dulce o Petri, principal tributario, nace como río Tala en el límite de la provincia de Tucumán con la de Salta y al unirse con el Candelaria, recibe el nombre de Salí, transformándose en el colector central de la provincia de Tucumán. En el territorio santiagueño, a la salida del embalse de Río Hondo, pasa a llamarse Dulce. Posteriormente se divide en dos brazos, el occidental corre hacia el Sur y al pasar por las Salinas de Ambargasta (ubicadas a mayor cota que la laguna Mar Chiquita) sus aguas se cargan de sales por lo que se conoce como Saladillo. Forma una flexión hacia el este y se une al brazo oriental o Dulce, al sur de Los Telares. La división del Dulce en el brazo occidental o Saladillo, ha tenido naturalmente una influencia en la salinidad de las aguas de la Mar Chiquita. Sin duda constituye uno de los ríos de mayor caudal de la Provincia. Asimismo, es el curso de agua con la mayor diversidad ictica de Córdoba, superando las 30 especies (Agencia Córdoba Ambiente, 2004).

El río Salí recibe en el tramo superior 42 afluentes y sobre uno de ellos, el río Lules, se construyó el embalse de Río Hondo que ha formado un lago de 33.000 Ha. Continúa luego con el nombre de Río Dulce, con una descarga anual promedio de 2.996 Hm³ y una cuenca que en total (considerando al sistema Salí- Hondo – Dulce) que tiene algo más de 54.000 Km² de superficie. La región superior, comprende la porción de la cuenca de aporte en las provincias de Tucumán, Salta y Catamarca.

La región inferior presenta características distintas a la superior. Es un sistema fluvial de llanura ramificado con cauces inestables, algunos efímeros y con numerosos bañados. El Río Dulce, está regulado por el Embalse de Río Hondo que representa a su vez la divisoria entre las regiones superior e inferior, de la rama norte de la cuenca.

El módulo del Río Dulce en el período Septiembre de 1977 a Marzo de 1978 fue de 90,7 m³/s, con un valor máximo de 226 m³/s y un mínimo de 2,7 m³/s (Ficha Ramsar, Agencia Córdoba Ambiente, 2002). El Río Dulce presenta una alta variabilidad en sus caudales que varían de 0 a más de 2.000 m³/seg (del Castillo, 2007).

Los otros ríos que aportan, por la zona sur, a la Laguna de Mar Chiquita (Mar de Ansenúza) son el Río Primero (Río Suquía) y el Río Segundo (Río Xanaes). El derrame anual conjunto es de 725 Hm³ y sus cuencas de aporte tienen una superficie de 7.500 Km² y 12.700 Km² respectivamente, ambas en su totalidad comprendidas en la provincia de Córdoba. El Río Primero presenta un módulo de 9,7

m³/s con un valor máximo de 24 m³/s y un mínimo de 2,0 m³/s, mientras que el Río Segundo tiene un módulo de 12,2 m³/s, con un máximo de 34,7 m³/s y un mínimo de 3,0 m³/s (del Castillo, 2007).

El río Segundo presenta una serie de brazos desactivados como consecuencia del desvío artificial de sus aguas por un antiguo canal denominado cañada Plujunta. Antes de la canalización (1927) el río circulaba por una serie de canales menores y uno principal (arroyo Saladillo), que desembocaba próximo al Borde de Los Altos (Bucher, 2006)

Por otra parte, es importante destacar el aporte que la laguna recibe de aguas subterráneas que afloran en numerosos surgentes alrededor y en el interior del cuerpo de agua (Agencia Córdoba Ambiente, 2004).

En la Figura 3.8. se puede observar el sistema hidrológico de la cuenca .

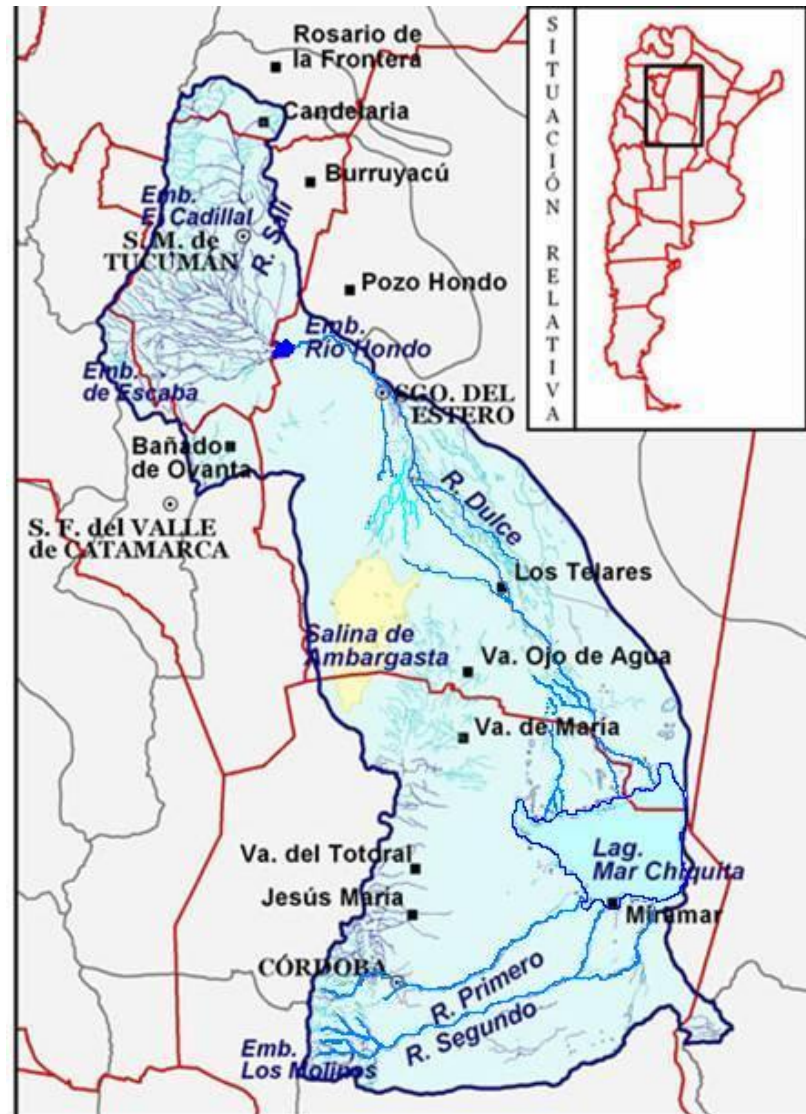


Figura 3.8.: Cuenca de la Laguna Mar Chiquita. Sistema hidrológico (Fuente Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación)

3.6. Climatología

Al analizar el clima de Mar Chiquita y los Bañados del río Dulce, deben tenerse en cuenta dos escalas: la local, que abarca toda la extensión geográfica del sitio Ramsar, y la regional que comprende la región donde se encuentran las cuencas hidrográficas de los ríos

tributarios. La primera, explica las condiciones climáticas locales, mientras que la segunda determina el aporte hídrico fundamental para el mantenimiento de las características y la funcionalidad ecológica del sistema.

La región ocupada por la cuenca de los tributarios de la laguna es muy extensa. Cubre, aproximadamente, 37.500 Km². el clima de la región puede definirse como subtropical semiárido monzónico, es decir, con temperaturas templadas a cálidas y con lluvias relativamente escasas y concentradas en el verano (octubre a marzo).

Debido al tamaño del área, las condiciones climáticas varían dentro de ella. Existen dos gradientes fundamentales: la temperatura disminuye de norte a sur, mientras que la lluvia decrece de este a oeste (Galmarini y Raffo del Campo, 1964).

La temperatura media anual varía aproximadamente entre 23 °C en el norte y 17 °C en el sur. La precipitación declina desde aproximadamente 1.000 mm anuales en el este hasta menos de 700 mm en el oeste, con un gradiente de alrededor de 1 mm por cada kilómetro. Este gradiente se ve alterado, sin embargo, cuando llegamos a los cordones montañosos en el oeste: la Sierra de Aconquija, en Tucumán y las Sierras de Córdoba, en Córdoba. El efecto topográfico de las montañas es particularmente marcado en el Aconquija, donde la lluvia llega a niveles de entre 10500 y 3.000 mm anuales, dependiendo de la altura y la topografía.

Un fenómeno similar, aunque a escala mucho menor, se la en las Sierras de Córdoba, donde la lluvia en las laderas orientales de las sierras es bastante más elevada que en la llanura que las circunda. Por ejemplo, mientras que en la ciudad de Córdoba oscila entre 700 y 800 mm anuales, sobre las sierras la lluvia supera los 1.000 mm (Capitanelli, 1979).

No hay dudas que el aporte de las lluvias originadas en el Aconquija constituye el factor fundamental que regula la dinámica hidrológica del sistema de Mar Chiquita, complementado por el aporte de los ríos Primero y Segundo. En el resto de la cuenca, la evaporación es superior al aporte de la lluvia por lo que el balance hídrico resulta negativo.

En las características climáticas promedio del área de la laguna y los bañados se aprecia un patrón similar al descrito para la cuenca en general. La lluvia es netamente estival, con una estación seca entre mayo y septiembre. La temperatura media alcanza un promedio de 24 °C en verano (enero) y desciende a alrededor de 7 °C en invierno (julio). El período de heladas se extiende entre mayo y septiembre (Bucher, 2006)

En la extensa región ocupada por la reserva hay variaciones que en general siguen patrones regionales ya mencionados: las lluvias disminuyen de este a oeste y la temperatura decrece hacia el sur.

3.7. Fauna

La diversidad de fauna de la Reserva está relacionada con la heterogeneidad de hábitats que presenta.

Esta diversidad se manifiesta no sólo en un alto número de especies, sino también al tamaño de las poblaciones, algunas de las cuales se cuentan por varios miles de individuos.

Además, la presencia de avifauna migratoria que utiliza este humedal para descansar y alimentarse, sumada a la presencia de especies en vías de extinción en Argentina, le confiere a esta Área Protegida características de excepcional importancia científica y de conservación.

Este gran humedal alberga un 70% de las 400 especies de aves de la Provincia, constituyéndose en el más importante de Córdoba y uno de los más relevantes de Argentina.

La zona de los Bañados, es excepcionalmente rica en aves acuáticas, con varias especies de anátidos, mencionando especialmente el Ganso Blanco (*Coscoroba coscoroba*, Figura 3.9 - A), Cisne de Cuello Negro (*Cignus melancoryphus*) y atos criollos como el Criollo (*Carina moschata*), especie sumamente escasa en Córdoba y Argentina y observada solamente en este ambiente.

También, se presentan poblaciones importantes de Pato Capuchino (*Anas versicolor*), Siríí Pampa (*Bebdrocygna viduata*, Figura 3.9 - B), Siríí Colorado (*Bebdrocygna bicolor*).

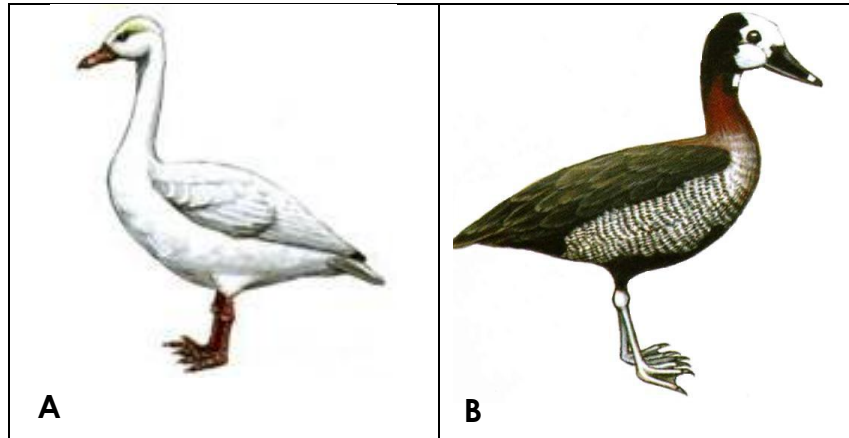


Figura 3.9.: a) Ganso Blanco (*Coscoroba coscoroba*, b) Siríí Pampa (*Bebdrocygna viduata*)

Es habitual observar grandes concentraciones de garzas de distintas especies (Figura 3.10), Garza Blanca Grande (*Casmerodius albus*), Garza Blanca Chica (*Egretta thula*) y la bella Garza Mora (*Ardea cocoi*). También abundan la Cigüeña Común, la Cigüeña Cabeza Pelada, la Espátula Rosada (*Ajaia ajaja*).

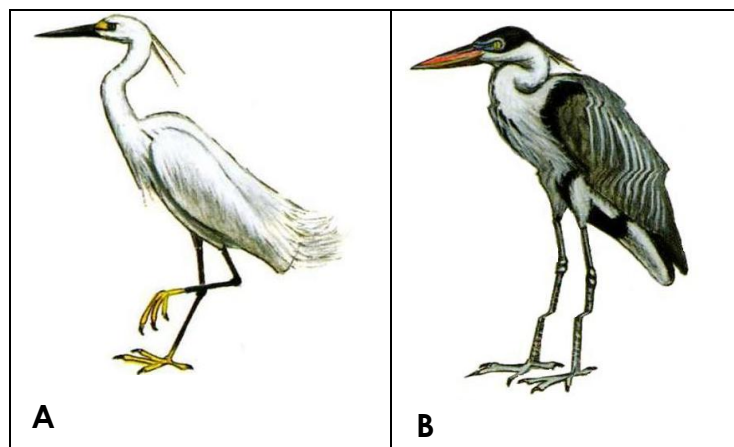


Figura 3.10.: A) Garza Blanca B) Garza Mora

Entre las aves asociadas a llanuras inundables pueden mencionarse el Gavilán de Bañado, que nidifica en el juncal, el Caracolero con su característico pico adaptado para abrir caracoles.

Observaciones realizadas durante los últimos años confirman la presencia del Águila Negra Pescadora, siendo esta Reserva su área más austral de distribución. Entre las numerosas aves de pastizal es significativa la presencia de Tordos Varilleros, Tordos de Cabeza Colorada, etc.

Dentro de los mamíferos asociados a los bañados es abundante un roedor que es objeto de caza comercial, el Coipo o Nutria Vegetariana (*Myocastor coypus*), esta especie utiliza los densos juncales para reproducirse y también el Carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*) el más grande roedor, encontrándose en esta Reserva las únicas poblaciones silvestres de la provincia (Figura 3.11.)

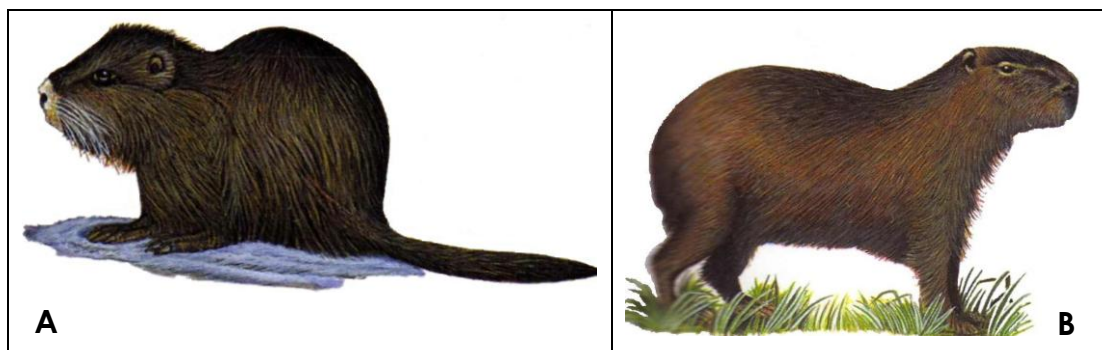


Figura 3.11.: A) Coipo, B) Carpincho

En el grupo de felinos que habitan este ambiente sobresalen el Puma o León Americano, el Gato del Monte, el Gato Colorado y el de los pajonales.

Dentro de los cánidos se destaca una especie considerada extinguida desde principios del siglo pasado en Córdoba, redescubierta en los últimos años en el área de la Reserva, el Aguará Guazú (*Chrysocion branchiurus*), una especie en severo retroceso numérico en toda su área de distribución (Figura 3.12.). También, se presenta el Zorro Patas Negras, una especie asociada a los ambientes acuáticos anexada a la mastofauna cordobesa hace pocos años.



Figura 3.12.: Aguará guazú

El espejo y las costas de la laguna constituyen un ambiente propicio para la existencia de aves asociadas a playas inundables. Un ave emblemática de la región es el flamenco, conviviendo aquí las tres especies que habitan la Argentina: el Flamenco Común (*Phoenicopterus chilensis*), que forma colonias de nidificación de varios miles de individuos, el Flamenco Andino (*Phoenicopanus andinus*) y la Parina Chica (*Phoenicopanus jamesi*) que migra desde

las lagunas puneñas y pasa parte de su vida en Mar Chiquita (Figura 3.13.)

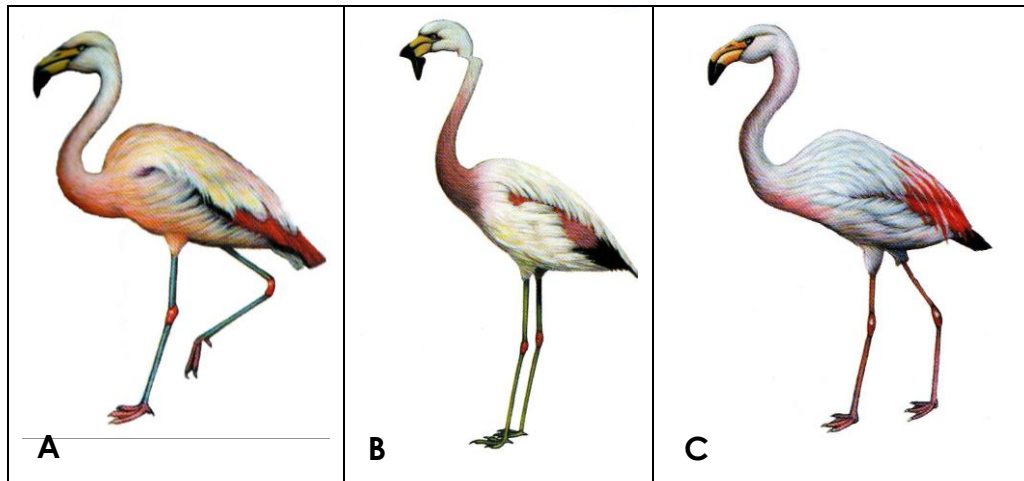


Figura 3.13.: A) Flamenco austral, B) Flamenco andino, C) Parina Chica

Los reptiles están representados por lampalaguas, Serpiente Cascabel, Yarará Grande o de la Cruz, Yarará Chica y varias especies de culebras junto a la Iguana Colorada y la Overa.

Entre los anfibios, varias especies pueblan este humedal siendo la Rana Coralina exclusiva en este ambiente de Córdoba.

Las desembocaduras de los ríos Primero y Segundo y sus bosques ribereños le dan al paisaje una fisonomía de “selva en galería”, encontrándose especies de aves típicas de esos ambientes. A través de sus desembocaduras se ha colonizado la laguna con especies como el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), introducida en la provincia de Córdoba, que sufre una fuerte presión de pesca deportiva y comercial (extraído de Agencia Córdoba Ambiente, 2004)

3.8. Flora

La Reserva se encuentra ubicada dentro del Distrito Chaqueño Occidental, pero su vegetación está fuertemente influenciada por las características locales de la topografía, el suelo y el régimen hidrológico.

En los terrenos elevados, con menor salinidad, se desarrolla un bosque o “monte” de mediana a baja altura, con el estrato arbóreo formado por Quebracho blanco, Algarrobo negro, Algarrobo blanco y algo de Mistol. La parte arbustiva se compone de arbustos halófilos como Tala churqui, Brea, Garabato blanco, entre otros, junto a los cuales aparecen halófitos como Jumes, Cachiyuyo y Palo azul. También pueden observarse cactáceas como el Cardón (Figura 3.14.) y el Ucle.



Figura 3.14.: Matorral de halófitos

En su extremo noroeste la Reserva ocupa parte de la llanura oriental del norte de la provincia de Córdoba, allí el terreno es más

elevado que en la depresión y los suelos desprovistos de sales. En este sitio la vegetación se compone de bosques de Quebracho blanco y relictos de bosques de Quebracho colorado santiagueño, casi desaparecido en la provincia de Córdoba.

En los terrenos fuertemente salinos y húmedos la vegetación predominante es la estepa de halófitos. Estas comunidades vegetales se componen de especies que son halófitos obligados, es decir de plantas que se desarrollan en suelos fuertemente salinos, en los cuales no pueden prosperar otras especies. Son matorrales de arbustos bajos suculentos, formados principalmente por “jumiales” de jumes, jumecillo y jume colorado acompañados por otros halófitos. Entre los arbustos se observan sectores desprovistos de vegetación cubiertos por eflorescencias salinas.

En los suelos inundados periódicamente la vegetación es, en general, halófila, pero más heterogénea que la del sector anterior. Predominan extensas sabanas formadas por pastizales con arbustos y árboles aislados diseminados en la matriz de pastos. Estas sabanas son constantemente inundadas por los desbordes del Río Dulce y tienen como componentes principales al Espartillo y al pasto amargo, a quienes acompañan arbustos halófilos como la Verdolaga salada.

En las explanadas laterales de la cuenca la vegetación consiste en un matorral de mediana altura dominado por arbustos como Chañar, Molle, Incienso, Piquillín y Brea, entre otros, y

elementos halófilos y semi – halófilos sobresalientes como Jume y Cardón.

Las tierras cultivadas en la Reserva son escasas como consecuencia de las limitantes que representan la salinidad y la inundación. Se encuentran principalmente al sur y al este de la laguna Mar Chiquita (extraído de Agencia Córdoba Ambiente, 2004)

3.9. Importancia como Sitio Protegido- Reserva de Uso Múltiple

A través de la historia, los seres humanos hemos utilizado pródigamente los recursos naturales, en un principio sin tener conocimiento, posteriormente sin otorgar la debida importancia al concepto de la sustentabilidad, lo que ha llevado en diversas áreas al deterioro cuantitativo y cualitativo de los ecosistemas.

La destrucción de grandes áreas naturales y el peligro de extinción de muchas especies, entre otros fenómenos, han agudizado los problemas ambientales en las últimas décadas e incentivado la preocupación por la conservación y/ o protección de la naturaleza. El sentido original de la conservación estuvo dirigido primero hacia el paisaje, tratando de conservar lugares atractivos por su belleza y rareza, y así surgieron los parques nacionales.

Posteriormente, a medida que fue avanzando el conocimiento ecológico sobre la estructura y función de los ecosistemas, fue ampliándose el criterio en cuanto a la conservación y/o protección. Se

reconoció entonces la importancia de preservar determinados ambientes, comunidades o especies para el funcionamiento de todo el ecosistema, como también la necesidad de preservar un ecosistema en pro de una especie en particular.

En el afán por preservar se han creado numerosas categorías de áreas protegidas: parques nacionales, santuarios, refugios, reservas naturales, reservas de recursos, reservas de uso múltiple, reservas de la biosfera, monumentos naturales, sitios Ramsar, etc., son términos que nos hemos acostumbrado a escuchar y utilizar sin detenernos demasiado a considerar su significado.

En la República Argentina, a partir de la constitución de la Red Nacional de Cooperación Técnica de Áreas Protegidas, se acordaron las categorías de manejo del Sistema Nacional de Áreas protegidas, siguiendo los lineamientos internacionales fijados por la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza)

El valor que se le asigna a las áreas protegidas (como parques, reservas, etc.) ha ido cambiando a través del tiempo a medida que el proceso mundial de degradación ambiental se acelera y las investigaciones científicas se amplían y revelan nuevas y a veces complejas interacciones ambientales.

En la actualidad, la valoración de los ecosistemas incluye tres aspectos básicos: los valores económicos, los valores de conservación y los servicios ambientales o funciones ecológicas que brindan a la humanidad.

Los valores económicos incluyen todos aquellos bienes y productos naturales a los que se les puede asignar un precio de mercado. Los valores de conservación se refieren al valor de un área como repositorio (reserva) de una porción de la biodiversidad de la región biogeográfica donde se encuentra. Finalmente, se entiende por servicios ambientales aquellos procesos esenciales para la funcionalidad ecológica del planeta y al menos para el mantenimiento del medio ambiente, como por ejemplo el reciclado de nutrientes (Bucher, 2006).

El valor de los servicios ambientales se hace más evidente cuando tenemos en cuenta que si estos procesos no fueran realizados por la naturaleza, deberíamos hacerlos nosotros mediante costosos procesos industriales (Constanza *et al.*, 1997).

Los humedales tienen características particulares en cuanto a su valoración (Mitsch and Gosselink, 1993), y dentro de ellos, los humedales salinos tienen aspectos únicos (Williams, 2002).

Entre los valores económicos de los lagos salados, en particular Mar Chiquita, pueden incluirse la pesca, la ganadería en los bañados y la extracción de fauna silvestre, particularmente el coipo.

El valor de conservación está dado por la rica biodiversidad que caracteriza al área, en la que se incluyen muchas especies amenazadas y algunas emblemáticas, particularmente las tres especies de flamencos que se encuentran en Mar Chiquita.

En razón de su diversidad de aves, el gran humedal de Mar Chiquita es considerado un área importante para la conservación de la avifauna

en Argentina (Di Giacomo, 2005). Además, la presencia de una abundante y diversa fauna de aves playeras le dan a Mar Chiquita la categoría de un sitio de suma importancia para la conservación de especies que migran tanto desde el hemisferio norte como desde la Patagonia, razón por la cual ha sido designada *Sitio Hemisférico de la Red Hemisférica de Aves Playeras* (RHAP). También, la abundancia y la diversidad de la avifauna ha sido un factor determinante para justificar su declaración como *Sitio Ramsar* (Bucher, 2006).

A los valores mencionados puede agregarse el significado de Mar Chiquita como área importante para la investigación científica y el turismo, ya que hay pocos lagos salados de similares características en el mundo. Finalmente, no se puede olvidar tampoco el valor estético y espiritual que la región tiene para muchas personas, sobre todo para la población local (Bucher, 2006).

El Área Protegida coincide con la *Región Turística de la Mar Chiquita*, presente en la oferta turística de la Provincia desde las primeras décadas del siglo XX. Su atractivo básico está ligado a la diversidad y singularidad de los ambientes locales (humedales, costas altas, costas bajas, el inmenso cuerpo de agua salada, la llanura circundante), que la convierten en un destino típico para modalidades alternativas de turismo: Turismo de naturaleza, ecoturismo, turismo rural, agroturismo, constituyen las prácticas características de la oferta local. A ello debe agregarse la balneo – fango – terapia, modalidad del turismo salud cuyo centro se localiza en Miramar, a orillas de la Laguna.

También existe una variada oferta de actividades recreativas y acuáticas, en las cuales es posible combinar la observación de ambientes

y aves (Figura 3.15.), con playa, pesca, recorridos náuticos y visitas a centros de producción agropecuaria (Agencia Córdoba Ambiente, 2004).



Figura 3.15.: Imagen típica de la Laguna Mar Chiquita

El principal centro de servicios turísticos es la localidad de Miramar, donde se cuenta con establecimientos hoteleros y variedad de servicios turísticos (por ejemplo, centros balneológicos).

Otro centro poblado de las región es la localidad de La Para, en cuya jurisdicción se halla la atractiva “Laguna del Plata”, conectada con la Mar Chiquita (Agencia Córdoba Ambiente, 2004).

4. ÁREA ESPECÍFICA DE ESTUDIO

En el año 2005 se realizó una campaña de monitoreo en la laguna Mar Chiquita con el fin de efectuar una evaluación preliminar del mencionado cuerpo de agua.

La fecha de la campaña fue seleccionada en función del paso del satélite LANDSAT 5, por la zona, cuya imagen resultaría útil para una posterior correlación, de la misma, con los parámetros medidos en las muestras de agua extraídas de la laguna.

La actividad de campo fue realizada por cuatro grupos simultáneos de trabajo, pertenecientes al mismo equipo de investigación. Cada uno de los cuales tenía como objetivo la extracción de muestras de agua en tres estaciones de monitoreo, dando como resultado un total de doce sitios de muestreo.

Las campañas de monitoreo de la Laguna Mar Chiquita presentan una gran complejidad debido a las dimensiones de este cuerpo de agua. Esta característica sumada a la influencia de los vientos sobre la laguna hace que resulte muy riesgoso el ingreso a la misma, en especial cuando no se cuenta con la logística adecuada (lanchas de tamaño apropiado con las medidas de seguridad correspondientes, por ejemplo equipo de radio para mantener comunicación continua con la costa).

En virtud de ello es que se decidió trabajar dentro de un área más limitada para, de este modo, asegurar la continuidad de las tareas de monitoreo programadas.

4.1. Ubicación

El área de estudio se ubica dentro de la Reserva Bañados del Río Dulce – Laguna Mar Chiquita, en la zona suroeste de la Laguna (Figura 4.1), específicamente en la Laguna del Plata y el tramo final del río Primero.



Figura 4.1.: Mapa de la Reserva con la ubicación del área de estudio

La conservación y el desarrollo sustentable de las distintas áreas de la Reserva enfrentan problemas, amenazas, y oportunidades que requieren un adecuado conocimiento, análisis

y previsión para su planificación. En función de esto es que resultó de interés el estudio de ésta área.

Entre los principales problemas y amenazas se incluyen la posible disminución del aporte de agua de los tributarios por derivación para usos consuntivos (irrigación, etc.) en la cuenca alta y media de cada uno de ellos y la contaminación a lo largo de las cuencas de los tributarios (de origen urbano, agropecuario o industrial).

Durante el período de estudio, 2006 - 2007, la Laguna del Plata tenía una superficie aproximada de 27 km², con una profundidad máxima de 4 m. y se encontraba unida a la laguna Mar Chiquita formando una especie de bahía (Figura 4.2.A) que recibe las aguas del Río Primero (Suquia).

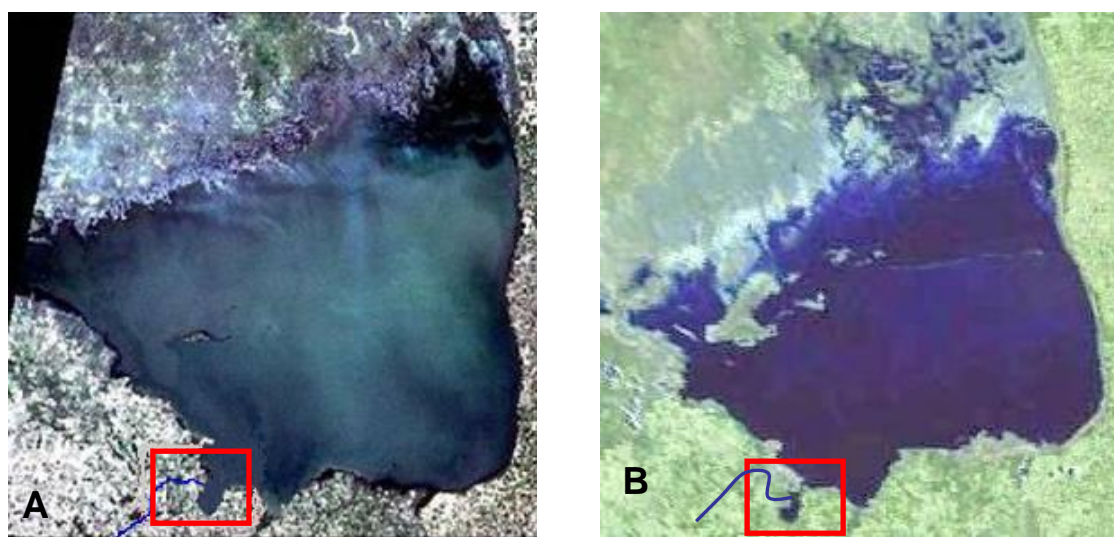


Figura 4.2.: A) Se observa la forma de bahía de la Laguna del Plata, B) Se destaca el canal natural que conecta ambas lagunas. (Imagen LANDSAT)

La Laguna del Plata en períodos secos, esta conectada mediante un canal natural a la laguna Mar Chiquita (Figura 4.2.B). En los ´70 ambas lagunas, no tenían conexión hidrológica y existían significativas diferencias en términos de salinidad (UNC, 1998). En la actualidad, en esta laguna se desarrollan la pesca deportiva del pejerrey y actividades recreativas, contando el lugar con dos campings ubicados en su costa sur, pertenecientes a las Municipalidades de las localidades de La Para y de Marull (Figura 4.3).



Figura 4.3.: Costa sur de la Laguna del Plata

Si bien se trata de un cuerpo de agua somero y pequeño (Figura 4.4.), su importancia radica en que es la receptora primaria de toda la contaminación que ingresa a través del Río Primero.

Además, es un sector de la Reserva en el cual se suelen alimentar algunas aves, como por ejemplo los flamencos y también sería una zona de reproducción del pejerrey (Figura 4.5.)



Figura 4.4.: Imagen en la cual se detalla la ubicación de la zona de estudio



Figura 4.5.: Colonia de flamencos alimentándose en la Laguna del Plata

En el sector sur y sudoeste de la Laguna del Plata se presentan acantilados de hasta 4m de altura, mientras que el resto corresponde a costas bajas (Bucher, 2006)

El río Primero (o Suquía) tiene nacimiento en el Dique San Roque, el cual posee como principales afluentes los ríos Cosquín y San Antonio, y en menor medida recibe los aportes de los arroyos Los Chorrillos y Las Mojarras. En su tramo superior es utilizado para la provisión de agua potable de las localidades de La Calera, Dumesnil y parte de Saldán y Villa Allende. Un poco más abajo se encuentran las obras de toma de agua que alimentan, mediante conductos independientes, a la planta potabilizadora Suquía (con un recorrido de 13,10 Km) que abastece de agua potable a dos tercios de la población de la ciudad de Córdoba. En su camino hasta desembocar en la Laguna del Plata, recibe descargas de tipo industrial, de la planta depuradora de líquidos cloacales de la ciudad de Córdoba (de aproximadamente 1.500.000 de habitantes) y de otras localidades ubicadas en su tramo medio e inferior.

El río Primero (o Suquía) sufre un deterioro leve pero progresivo a su paso por la zona más densamente poblada. Los efluentes provenientes de la planta de tratamiento de los líquidos cloacales urbanos de la ciudad de Córdoba lo afectan seriamente (Wunderlin, D. A. *et al.*, 1997; Gaeiro D. M. *et al.*, 1997; Wunderlin and Pesce, 2000; Wunderlin, D. A. *et al.*, 2000; INA, 2004).

La extensión del río (Figura 4.6.) desde el embalse San Roque hasta la Laguna del Plata es de aproximadamente 200 Km. (Vázquez et al, 1977). Su modulo es de 9,7 m³/s con un valor máximo de 24 m³/s y un mínimo de 2,0 m³/s (del Castillo, 2007).

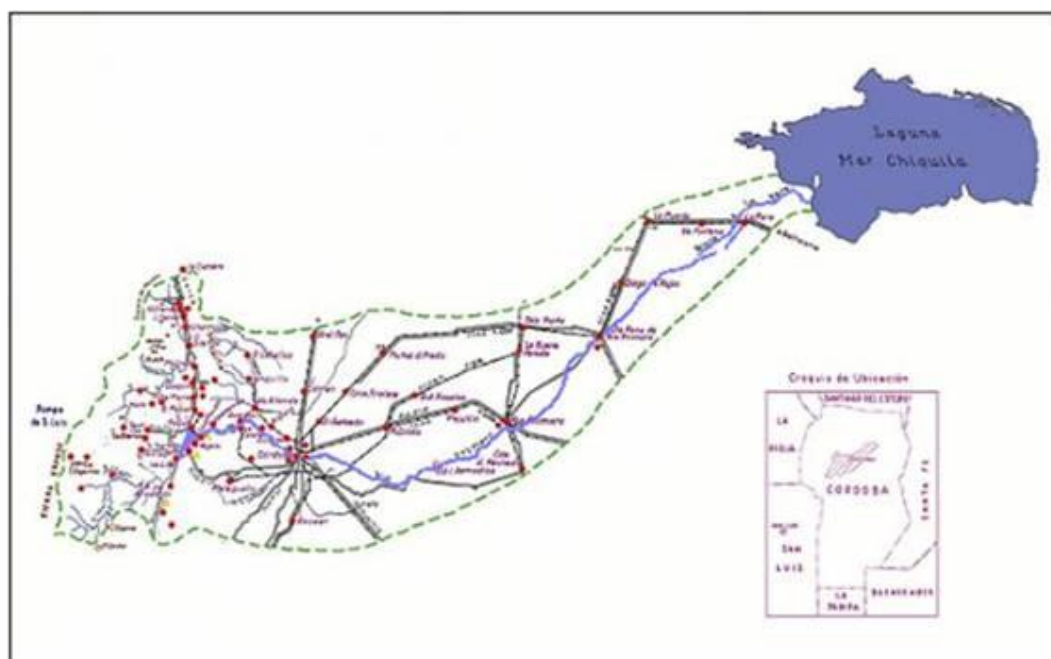


Figura 4.6.: Cuenca del río Primero (o Suquia)

En su porción distal, el río Primero presenta dos brazos denominados Nuevo y Viejo (Figura 4.7.). Este último llevaba el mayor caudal de agua hasta 1886, cuando crecientes excepcionales desviaron el curso hacia el brazo Nuevo tal como lo hace en el presente (Bertoldi de Pomar, 1953). En la actualidad el río Primero desemboca en la Laguna del Plata y se reconoce el desarrollo de un aparato deltaico sumergido durante el nivel alto (Bucher, 2006).



Figura 4.7.: Brazo Nuevo y Viejo del río Primero

La calidad del agua en este sistema merece especial interés por su importancia como recurso ambiental y económico debido a las actividades que sustentan la región.

4.2. Zonificación propuesta

El área de estudio del presente proyecto se encuentra comprendida por el tramo inferior del Río Primero; la Laguna del Plata y la zona de unión con la laguna Mar Chiquita.

El escenario físico se planteó como un sistema dividido en tres subsistemas: A) Río Primero (o Suquia); B) Laguna del Plata y C) Laguna Mar Chiquita (Figura 4.8.).



Figura 4.8.: Zonificación del sistema en estudio. A) Tramo inferior río Primero; B) Laguna del Plata; C) Laguna Mar Chiquita

Esta zonificación propuesta pretendió facilitar las actividades de diagnóstico, caracterización y clasificación del agua, en virtud de que se trata de un subsistema de agua dulce (río) con una composición y característica específica que ingresa a un subsistema de agua salada (laguna) con diferente composición y característica. Debido a la situación planteada es de esperar que algunos compuestos presentes en el agua dulce (especialmente de fósforo) muestren un comportamiento diferente cuando pasan al subsistema salado.

En la Figura 4.9. se puede observar la desembocadura del río Primero en la Laguna del Plata.



Figura 4.9.: Desembocadura del río Primero en la Laguna del Plata

El énfasis estuvo puesto en el estudio limnológico de la Laguna del Plata, a través del análisis de los datos generados a partir de campañas de monitoreo realizadas.

4.3. Contaminación: Ingreso de nutrientes

Dado que la información disponible es muy limitada, se analiza fundamentalmente un panorama amplio y general de riesgo ambiental para el área.

Las principales fuentes de contaminación del área incluyen los desechos urbanos e industriales y los agroquímicos.

Desde el punto de vista de las vías de ingreso es necesario separar la contaminación generada *in situ* (en el área) de aquella aportada por los ríos tributarios. Aunque no existe información al respecto, es posible, que los contaminantes depositados por vía

atmosférica cobren importancia en el futuro, como ya ha sucedido en países industrializados (Carpenter *et al.* 1998, Swackhamer *et al.* 2004)

En relación con los desechos urbanos, la contaminación directa es muy limitada. Un aspecto clave para considerar es que el tratamiento usual de este tipo de efluentes no incluye la recuperación de nutrientes (sobre todo compuestos de fósforo y de nitrógeno), los que causan la eutroficación de los cuerpos de agua.

Existe además el riesgo de contaminación generado por las poblaciones situadas sobre las márgenes del río tributario. Este tema requiere de un análisis cuidadoso ya que el impacto de estos efluentes depende de los volúmenes, del grado de tratamiento en el origen y de la distancia recorrida antes de desembocar en la laguna, entre otros aspectos. Debe tenerse en cuenta que en la cuenca del río Primero existen grandes ciudades, entre ellas Córdoba, asimismo existen muchas poblaciones menores pero de rápido crecimiento a lo largo del mencionado tributario.

La contaminación industrial generada en el sitio es limitada en la actualidad existiendo una pequeña empresa láctea muy cerca de la margen suroeste de la laguna, pudiendo incrementarse en un futuro. En cambio el aporte de este tipo de contaminación a través de su tributario puede ser muy significativo. Éstos pueden provenir tanto de fuentes puntuales como difusas. Cabe recordar que el Río Primero recibe los aportes

del Canal Industrial en su paso por la ciudad de Córdoba. Además, en las aguas tratadas de la ciudad pueden contener una cantidad significativa de residuos industriales que posiblemente han atravesado el proceso de tratamiento.

Los agroquímicos pueden ser una fuente importante de contaminación, ya que toda la Reserva está rodeada de áreas de gran desarrollo agrícola y que los ríos también atraviesan sectores donde se practica agricultura. Los productos agrícolas contaminantes incluyen plaguicidas, herbicidas y fertilizantes.

Entre los plaguicidas, los insecticidas y los fungicidas contienen productos de alta toxicidad para los ambientes acuáticos. Por ejemplo, la toxicidad del insecticida Fipronil es moderada para aves pero extrema para organismos acuáticos, por lo que no debería ser utilizado en las proximidades de los cuerpos o cursos de agua.

Con respecto a los herbicidas, se considera en general como poco peligrosos en ambientes terrestres. Esta situación cambia en el medio acuático. En primer lugar, estos compuestos pueden eliminar algas y alterar la composición fitoplanctónica y, por consiguiente, la dinámica ecológica de la laguna. En segundo lugar, pueden ser tóxicos para muchas especies animales. Por ejemplo, recientemente se ha demostrado que el glifosato afecta la fauna acuática (Relyea, 2005 a, b) por lo que se debe evitar que este producto llegue a los ambientes acuáticos.

Los fertilizantes constituyen un problema de gran importancia ya que pueden ocasionar eutroficación, con cambios en las comunidades biológicas y en los procesos dinámicos de aguas y suelos. El nitrógeno y el fósforo son los compuestos más utilizados y los que causan los mayores problemas (Wetzel, 2001, Rabalais, 2002). Dadas las características de algunos de sus compuestos, pueden ser transportados en forma disuelta o bien formando parte del material en suspensión presente en el agua. En Argentina todavía no ha sido evaluado en detalle, a pesar del rápido incremento que ha tenido el uso de fertilizantes en los últimos años. Sin embargo, hay indicaciones de que ya existe un uso excesivo (Abril *et al*, 2006)

Como ya se ha mencionado, la Laguna del Plata posee como único tributario al Río Primero, el cual aporta la mayor parte de los nutrientes que ingresan a la laguna. Esto se produce debido a las descargas de efluentes y las escorrentías que el mismo recibe a lo largo de su recorrido hasta la desembocadura.

En toda su extensión el río es utilizado en actividades como la recreación, pesca menor y como receptor del sistema de drenaje pluvial, municipal y efluentes líquidos. Las descargas cuando tienen magnitud significativa, poseen un efecto negativo sobre los usos que del recurso hídrico pretende la autoridad de aplicación.

A continuación se mencionan los escasos estudios realizados sobre la calidad del agua del río Primero, la mayoría de ellos se focalizaron en su tramo medio, es decir, pocos kilómetros antes de

la ciudad de Córdoba y, como máximo, hasta 50 km luego de que sale de la misma.

Gaiero *et al.* (1997) efectuaron una evaluación inicial de la presencia de metales pesados en el Río Primero, la cual provee una línea de base sobre la que se podrán evaluar los cambios que pudieran darse en el futuro.

Bistoni *et al.* (1999) realizaron un trabajo para determinar los atributos de la comunidad íctica que cambian en forma consistente con la degradación de la calidad de agua y analizaron los factores físicos y químicos que influyen sobre las especies. Esta investigación fue llevada a cabo sobre el río Primero con puntos de muestreo ubicados antes de la ciudad de Córdoba, en la zona céntrica (Figura 4.10.) y a la salida de la misma. Concluyeron que las comunidades ícticas cambiaron con la degradación de la corriente simplificando su estructura. En el último punto, zona más contaminada, el descenso de los valores de riqueza y la diversidad fue muy marcado. Observaron, además, que las distintas especies variaron su abundancia en respuesta a los cambios de los factores físico – químicos registrados.



Figura 4.10.: Río Primero en la zona céntrica de la ciudad de Córdoba.

En 2000, Wunderlin y Pesce, publican un estudio realizado sobre el uso de índices de calidad del agua para verificar el impacto de la ciudad de Córdoba sobre el río Primero (Suquía), evaluando los cambios espaciales y temporales en la calidad de agua. Obtienen como conclusión que la actividad urbana, proveniente de la ciudad de Córdoba, produce efectos serios y negativos sobre la calidad del agua. Esta situación es particularmente severa en la zona ubicada aguas debajo de la descarga de efluentes de la ciudad (Figura 4.11 y 4.12.). La estación seca es la que muestra la peor calidad de agua.



Figura 4.11.: Conductos de descarga de efluentes de la ciudad de Córdoba



Figura 4.12.: Descarga de efluentes de la ciudad de Córdoba en el río generando una pluma

Wunderlin, *et al.* (2001) llevaron a cabo un estudio comparativo utilizando tres técnicas quimiométricas diferentes para evaluar los cambios espaciales y temporales en la calidad del agua del río Suquía monitoreado 22 parámetros en diferentes estaciones de la parte superior, medio e inicio de la cuenca baja del río durante dos años. El análisis discriminante (DA) les permitió reducir en gran medida la dimensionalidad de la matriz, señalando algunos parámetros que indican que los mayores cambios en la calidad del agua, así como los patrones de variación están asociada con las variaciones estacionales, la escorrentía urbana y las fuentes de contaminación.

La publicación realizada por Roqué *et al.* (2007), es en la que se estudió un mayor tramo del río, monitoreándolo desde casi su nacimiento hasta su desembocadura. En la misma se concluyó que "...el río al atravesar la Ciudad Capital sufre un deterioro progresivo. Las concentraciones de fósforo total y nitrato muestran

valores bajos en los dos primeros puntos de monitoreo, elevándose considerablemente a su paso por la Ciudad de Córdoba. En las últimas dos estaciones de monitoreo los valores son muy superiores a los observados aguas arriba de la Capital".

Es el estudio más integral realizado hasta ahora para conocer el impacto ambiental sobre el río Primero (Río Suquía) es el realizado por grupos de investigación de la Universidad Nacional de Córdoba, coordinados por la Dra. Velia de Solís (SeCyT - UNC, 2011). La meta principal era conocer el estado del agua y su impacto en los suelos, los sedimentos y el aire. Las muestras se tomaron en La Calera, Córdoba capital, la localidad de Villa Corazón de María y Río Primero. En cada uno de estos sitios se encontraron elementos contaminantes, tanto en el agua como en el suelo, en los sedimentos y hasta en el aire. El trabajo que se extendió durante cuatro años y los muestreos se realizaron en dos períodos: el primero en una época de bajo caudal de agua, agosto de 2008, y el segundo durante marzo de 2009, cuando más volumen existe. Los parámetros que tuvieron en cuenta los equipos de investigación fueron el carbono orgánico total, nitratos, amonio, metales pesados, cantidad de microorganismos heterótrofos, indicadores de contaminación microbiológica cloacal (coliformes fecales y *Escherichia coli*), y la textura de los sedimentos y el suelo. Los resultados sobre las características químicas, microbiológicas y biológicas del agua variaron significativamente en los dos períodos de muestreo realizados por los distintos grupos de trabajo. En el período más bajo del agua (agosto de 2008) La Calera mostró los valores menores, mientras que en la ciudad se encontraron los niveles más

altos de los contaminantes analizados, con la excepción de Corazón de María que tuvo los mayores cantidades de amonio.

Según este mismo estudio, en el caso de los metales pesados, los niveles encontrados fueron diferentes en los distintos períodos analizados. En los de alto caudal (marzo) los metales tienden a diluirse, aunque los niveles de hierro y plomo aumentan en los sitios ubicados aguas abajo de la ciudad. Se encontraron en Corazón de María niveles de plomo superiores a los que se permiten para proteger la vida acuática, durante el mes de agosto. La contaminación por metales registrada en el agua aumentó en relación a los valores encontrados en estudios realizados en 2007.

En la Figura 4.13. se puede observar el aspecto del agua que lleva el río en su tramo inferior, cercano a la desembocadura. Además, la fisonomía de sus márgenes con abundante vegetación la cual podría actuar, también, como fuente de nutrientes. Esta situación se produciría cuando al morir o al caer parte de ella al río aportaría materia orgánica que por descomposición bacteriana generaría compuestos de fósforo y nitrógeno



Figura 4.13.: Aspecto del río Primero en su tramo inferior.

En la Figura 4.14. se muestra una imagen de la desembocadura del río en la Laguna del Plata en la que se puede observar la pluma que se forma debido, probablemente, al material en suspensión que tiene el agua del río y a la diferencia de densidad entre ambas aguas.

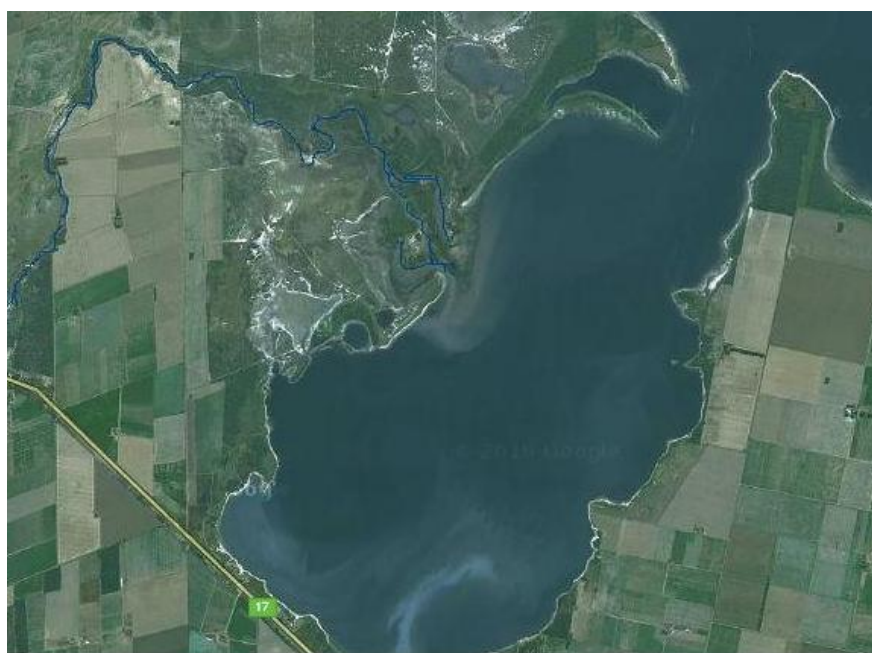


Figura 4.14.: Pluma formada por el agua del río cuando ingresa a la Laguna del Plata

Otra de las vías de ingreso de nutrientes a la laguna del Plata serían las escorrentías directas desde sus costas. En una de las campañas realizadas se encontró, sobre la costa este, un campo sembrado con soja a escasos 50 metros del cuerpo de agua y con pendiente hacia la laguna (Figura 4.15.). Es sabido que en este tipo de cultivos es muy utilizado el glifosato, el cual afecta la fauna acuática (Relyea, 2005 a, b).

Cabe recordar que las clases de suelos en la zona tienen un tipo e intensidad de limitaciones físico – químicas que los hacen marginales para un uso agropecuario convencional, aunque pueden cumplir funciones de protección y resguardo de la fauna (Agencia Córdoba Ambiente, 2004). Esto motivaría la necesidad de uso de fertilizantes trayendo, tal vez, como consecuencia la escorrentía de los mismos hacia el cuerpo de agua.



Figura 4.15.: Campo sembrado con soja en la costa este de la Laguna del Plata

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Elección de los sitios de muestreo

La selección de los lugares y la frecuencia de muestreo dependen en gran medida de las propiedades morfométricas e hidrodinámicas de la masa de agua (OCDE, 1982 citado en Ryding y Rast, 1992). En esta la selección se debe tener en cuenta la posibilidad de una distribución heterogénea de la calidad del agua. Para un monitoreo con objetivos múltiples, lo razonable es distribuir estaciones en todas las áreas representativas de un embalse o un lago, sugiriéndose un mínimo de tres: una en la parte superior, otra en el medio y una tercera cerca de la presa (en embalse) o en la zona de nacimiento del río de salida (en lagos).

La zonificación o segmentación de los cuerpos de agua lénticos se fundamenta en que los factores que controlan la condición trófica pueden ser variables a lo largo de los mismos. Usualmente, los embalses presentan gradientes espaciales físicos, químicos y biológicos que ordinariamente no se dan en los lagos naturales (Ryding y Rast, 1992).

Como se mencionó en el punto 4., en 2005 se realizó una única campaña en la laguna Mar Chiquita con el fin de efectuar una evaluación preliminar del mencionado cuerpo de agua.

Para seleccionar los sitios de muestreo se utilizó una imagen satelital LANDSAT 5 georeferenciada, sobre la cual se trabajó en la ubicación de los puntos de extracción de muestra (Figura 5.1.) para posteriormente poder calcular las distancias entre los mismos

y establecer sus coordenadas. Esta tarea fue de suma importancia ya que permitió estimar los tiempos y el combustible necesario para cada grupo de trabajo. Las coordenadas preestablecidas fueron ingresadas en los Sistemas de posicionamiento Global (GPS) de cada grupo facilitando de este modo su ubicación dentro del cuerpo de agua.



Figura 5.1.: Imagen LANDSAT 5 de la Laguna Mar Chiquita con la ubicación preestablecida de los puntos de monitoreo

En total se fijaron 12 puntos distribuidos en cuatro grupos. Las zonas establecidas y los puntos ubicados en cada una de ellas se muestran en la Tabla 5.1.

Para llevar a cabo la tarea se trabajó con cuatro equipos simultáneos, de tres personas cada uno, los cuales tenían como objetivo la extracción de muestras de agua superficial en tres estaciones de monitoreo.

Tabla 5.1.: Zonas establecidas en la laguna Mar Chiquita y sus respectivos puntos de muestreo

Grupo	Zona	Denominación de los puntos
1	Desembocadura Río Dulce (cada punto separado por 10 km aproximadamente)	DRD 1
		DRD 2
		DRD 3
2	Desembocadura Arroyo Saladillo	DAS
	Zona central - este	C3
	Zona centro de mayor profundidad	C1
3	Desembocadura río Segundo (Xanaes)	DX
	Laguna del Plata	LP
	Centro geométrico	C2
4	Zona suroeste	ZSO
	Zona noroeste	ZNO
	Desembocadura Río Dulce	DRD4

Luego de realizar esta primera campaña exploratoria se llegó a la conclusión que resultaría casi imposible continuar con el monitoreo propuesto debido a la gran complejidad que presentaba. Esta situación se debe, como se mencionó en el punto 4., a la gran dimensión de la laguna (aproximadamente 6200 km²). Esta característica, sumada a la acción de los vientos sobre las aguas de la laguna, hace que resulte muy riesgoso el

ingreso a la misma cuando no se cuenta con la logística adecuada como por ejemplo lanchas de tamaño apropiado y con las medidas de seguridad correspondientes (equipo de radio para mantener comunicación continua con la costa).

En virtud de las limitaciones presentadas para llevar a cabo un monitoreo completo en la laguna Mar Chiquita, es que se decidió trabajar dentro de un área más pequeña para poder asegurar la continuidad de las tareas de monitoreo programadas.







El área seleccionada fue, como se menciona en el capítulo anterior, la Laguna del Plata y el tramo inferior del río Primero (Río Suquía). Esto fue debido a su fácil acceso y a que por este río tributario ingresaría una importante cantidad de contaminantes, entre ellos, compuestos de fósforo y de nitrógeno. El nuevo planteo resultó de interés para poder evaluar el comportamiento de dichas sustancias en la mencionada laguna.

La Laguna del Plata es un cuerpo de agua muy somero, con una morfología bastante simple y endorreica. En función de estas características, para la selección de los sitios de muestreo, se decidió marcar una transecta en forma longitudinal, como una especie de columna vertebral, sobre una imagen satelital georeferenciada. Sobre dicha línea se ubicaron los sitios en los que se extraerían las muestras (Figura 5.2.). Además, se fijaron dos puntos adicionales: uno en el río Primero, para evaluar la calidad de agua que ingresa a la Laguna del Plata y otro en la laguna Mar Chiquita, para determinar si existen grandes diferencias entre ambas lagunas.



Figura 5.2.: Imagen con la ubicación de los sitios de muestreo en la Laguna del Plata, río Primero y laguna Mar Chiquita

La nomenclatura utilizada para los puntos situados en la Laguna del Plata, río Primero y laguna Mar Chiquita fue la siguiente:

-  **LP1:** Ubicado cerca de la costa sur de la laguna.
-  **LP2:** Zona cercana al centro del cuerpo de agua.
-  **LP3:** A la altura de la desembocadura del río Primero.
-  **LP4:** En la zona de la garganta o estrechamiento (canal natural en épocas secas).
-  **LMC:** Ubicado a aproximadamente 2km de la unión de ambas lagunas.
-  **RS2:** En el curso del río Primero, antes del comienzo de la zona deltaica.

La ubicación de los puntos se fundamentó en que al ser un cuerpo de agua de baja profundidad máxima (4 metros) y con dimensiones relativamente pequeñas (Longitud aproximada 9 Km., ancho máximo aproximado 3 Km.) se consideró que el agua estaría mezclada la mayor parte del tiempo, por lo cual las muestras extraídas en los sitios fijados resultarían representativas.

En la zona donde desemboca el río Primero la profundidad es de aproximadamente 0,50 metros y en la sección donde se fija el sitio de muestreo es, normalmente, de 1 metro. Estas situaciones varían cuando el río viene crecido en épocas de lluvia.

5.2. Campañas de monitoreo

Las campañas de muestreo se definen según sus objetivos y las circunstancias en que se llevan a cabo y se distinguen entre campañas cuya finalidad es el relevamiento de una determinada área, o sea, una simple recolección de datos y una campaña para el estudio de un determinado fenómeno o proceso. La diferencia entre estos dos tipos de campañas reside en la finalidad y en el procedimiento. Mientras la campaña de relevamiento se destina a observaciones rutinarias, la de estudio concentra su atención a un objeto limitado cambiándose la táctica sobre la marcha, con base a los resultados obtenidos (Granados Barba *et al*, 2002).

La campaña de relevamiento se puede efectuar mediante un plan preestablecido que se cumple rigurosamente por personal técnico especializado. Busca información mediante un esquema más o menos arbitrario, tomando en cuenta conocimientos

previos y los medios disponibles, especificando la densidad de los puntos de observación, la ruta a seguir, etc. (Granados Barba *et al*, 2002).

Los objetivos de la campaña deben guardar una relación realista con los medios materiales y humanos, los que a su vez deben estar disponibles en el preciso lugar y momento en que se necesitan. Los medios necesarios para llevar a cabo una campaña se agrupan básicamente en: Personal, equipo científicos y de campo, medios financieros y medios logísticos.

La información es requerida normalmente en más de un periodo de tiempo durante el cual la calidad del agua puede variar, por lo que se deben tomar muestras en el momento que representan adecuadamente la calidad y sus variaciones con el mínimo esfuerzo. Este enfoque, a veces, contrasta con la elección de la frecuencia de muestreo basado en consideraciones subjetivas o sea la cantidad de esfuerzo disponible para el muestreo y análisis. Estos dos últimos métodos pueden llevar a la toma de muestras totalmente inadecuada o innecesaria para un muestreo frecuente (ISO, 1980).

Los programas de control de calidad, por lo general, implican el control de la concentración de uno o más parámetros dentro de límites establecidos. Los resultados se requieren con el fin de decidir si se necesita una acción inmediata. La frecuencia de muestreo por lo tanto, debe ser elegido de modo que haya más probabilidad de derivaciones importantes fuera de los límites de

control que ocurre entre mediciones sucesivas. Hay dos factores principales que fijan esta frecuencia:

- La magnitud y duración de las desviaciones de las condiciones deseadas.
- Las probabilidades de ocurrencia de desviaciones respecto de las condiciones deseadas (ISO, 1980).

La calidad del agua de lagos naturales y artificiales varía de acuerdo con las estaciones del año. En consecuencia la frecuencia del muestreo dependerá de las informaciones que sean necesarias (IRAM, 1997)

Desde el momento en que se diseñó el monitoreo se planteó, como importante, la realización de campañas estacionales, es decir, en primavera; verano; otoño e invierno, durante dos años hidrológicos.

De acuerdo a este diseño, se llevaron a cabo ocho campañas durante el periodo comprendido entre octubre de 2005 y septiembre de 2007 (Tabla 5.2).

Tabla 5.2.: Campañas realizadas en el periodo estudiado

Mes y año	Estación climática	Mes y año	Estación climática
Octubre 2005	Primavera	Noviembre 2006	Primavera
Marzo 2006	Verano	Marzo 2007	Verano
Junio 2006	Otoño	Junio 2007	Otoño
Septiembre 2006	Invierno	Septiembre 2007	Invierno

5.3. Tareas de campo

A diferencia de los lagos de forma aproximadamente circular, aquellos que están compuestos de varias cuencas o cuyas costas son complicadas (por ejemplo, la mayor parte de los lagos artificiales), pueden presentar importantes heterogeneidades en el sentido horizontal. Para poder evaluar la importancia de tales heterogeneidades, es necesario establecer varios puntos de muestreo y realizar investigaciones preliminares. Los datos recogidos permitirán establecer de modo más preciso el número necesario de puntos de muestreo. Un solo punto de muestreo sobre la parte más profunda de un lago es suficiente para los lagos que no presentan heterogeneidades importantes en sentido horizontal (IRAM, 1997)

Cada una de las campañas se realizó con dos grupos de trabajo. Uno de ellos efectuó las tareas en el sitio de muestreo establecido sobre el curso del río Primero en el cual se llevó a cabo el aforo del escurrimiento superficial en el río con el método por vadeo según la norma ISO 2537. El instrumento de medición de velocidad fue un molinete hidráulico y además se dispuso de elementos auxiliares para el relevamiento y la materialización del perfil transversal de la sección como nivel óptico, soga graduada, cinta métrica, estacas, maza, etc. (Figura 5.3).



Figura 5.3.: Técnicos realizando el aforo del escurrimiento superficial en el río.

En el mismo sitio y en un punto equidistante de las márgenes, se extrajeron muestras de agua subsuperficial, las cuales fueron colocadas en una conservadora con hielo para su posterior traslado al laboratorio en el que se realizarían los análisis físico - químicos. Para esta tarea se siguió la metodología recomendadas por APHA, AWWA (1995).

El segundo grupo de trabajo realizó las tareas dentro de la laguna, utilizando una lancha como medio de traslado (Figura 5.4). En cada estación se midieron *in situ* coordenadas de ubicación geográfica utilizando un GPS, temperatura del aire y del agua, la transparencia mediante la profundidad de disco Secchi y la profundidad máxima en el lugar de muestreo utilizando una soga con un bloque de cemento en su extremo y graduada cada 0,50 metros. Además se extrajeron muestras de agua para su

posterior análisis en laboratorio con la misma metodología que en el río.



Figura 5.4.: Preparación de la lancha con el material para el muestreo.

En la mayoría de las campañas efectuadas se partió desde el Destacamento de Guardaparques perteneciente a la Agencia Córdoba Ambiente de la provincia (Figura 5.4.). En estos casos se realizaba un recorrido de aproximadamente 18 km a través de la laguna Mar Chiquita hasta llegar a la unión con la Laguna del Plata en donde se comenzaba con el muestreo. Cuando las condiciones climáticas no permitían este procedimiento, por ejemplo un viento fuerte, se ingresaba por la costa este de la laguna (Figura 5.5.).



Figura 5.5.: Ingreso a la Laguna por la costa este de Laguna del Plata

Para realizar las actividades mencionadas se tuvo el apoyo de los Guardaparques pertenecientes a la Agencia Córdoba Ambiente, además de la provisión de la lancha con la cual se realizaban las tareas en la laguna. Para llegar al lugar, ubicado a unos 200 km de la ciudad de Córdoba, se contó con medios de movilidad pertenecientes a la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, de la Universidad nacional de Córdoba.

5.3.1. Método de muestreo

La elección del método de muestreo depende del objetivo del monitoreo. Las muestras que se extraigan por razones particulares, o para el control de la calidad serán, en la mayor

parte de los casos, muestras localizadas e instantáneas. Para el control de la calidad del agua se utilizará un grupo de muestras discretas, aunque también pueden ser útiles las muestras compuestas (IRAM, 1997)

En todos los sitios de muestreo ubicados, en forma predeterminada, en la laguna se confirmaron las coordenadas de ubicación geográfica y se extrajeron muestras de agua subsuperficial, en forma manual, para las determinaciones, en laboratorio, de parámetros físico químicos y biológicos tales como: alcalinidad, dureza, sólidos disueltos totales (SDT), material en suspensión (MES), turbiedad, iones mayoritarios, compuestos de fósforo y nitrógeno, clorofila-a y fitoplancton.

En los sitios designados como LP2 y LP4 se extrajeron, además, muestras de agua a un metro antes del fondo con el fin de evaluar si existían diferencias significativas en cuanto a la concentración de los parámetros analizados.

También se extrajo muestra de sedimentos en la zona central de la laguna, para su posterior análisis y caracterización

Todos los recipientes con las muestras extraídas fueron cerrados herméticamente, refrigerados a 4 °C y protegidos de los efectos de la luz mediante la utilización de conservadoras (Figura 5.6,) para impedir que la calidad del agua cambie como consecuencia de los intercambios gaseosos, las reacciones químicas y del metabolismo de los organismos vivos.



Figura 5.6.: Acondicionamiento, en la conservadora, de las muestras de agua extraídas

Para esta tarea se siguieron las metodologías recomendadas por APHA, AWWA (1995) y la norma IRAM 29012-4 (1997).

5.3.2. Descripción del equipamiento utilizado

La extracciones de las muestras de agua subsuperficiales se realizaron introduciendo directamente con la mano, hasta una profundidad de aproximadamente 0,20 metros, las botellas plásticas. Las mismas fueron lavadas previamente con agua destilada y debidamente rotuladas con la identificación del sitio de muestreo, fecha y parámetros a determinar.

Para extraer las muestras a un metro antes del fondo, en los puntos de muestreo LP2 y LP4; se utilizó una botella muestreadora tipo Van Dorn (Figura 5.7.).



Figura 5.7.: Botella muestreadora tipo Van Dorn

La transparencia del agua se midió por medio del disco Secchi, con una soga graduada cada 0,25 metros (Figura 5.8.). La temperatura del aire y del agua fue registrada mediante la utilización de un termómetro de mercurio.



Figura 5.8.: Soga graduada y disco Secchi, para medir transparencia

La muestra de sedimento fue extraída con una draga tipo Ekman (Figura 5.9.). La draga se introduce abierta hasta que alcanza el sedimento y luego se acciona desde la superficie un mecanismo que le permite cerrarse y recoger muestra. Alrededor

de 1kg de sedimento húmedo puede recolectarse con la misma. Fue colocado en recipiente plástico limpio para su homogeneización e inmediatamente trasvasado a una bolsa plástica doble para su análisis físico – químico y caracterización. El mismo fue refrigerado durante el traslado al laboratorio.



Figura 5.9.: Draga tipo Ekman, para la extracción de sedimentos

5.4. Tareas de laboratorio

Las muestras de agua colectadas, en cada campaña de muestreo, fueron procesadas en laboratorio de acuerdo a las técnicas seleccionadas para cada parámetro. Los sedimentos destinados a los análisis químicos y a su caracterización, fueron colocados en bandejas y llevados a estufa a 45°C para su secado previo y posterior procesamiento para las determinaciones correspondientes.

5.4.1. Métodos utilizados para las muestras de agua

La mayoría de las determinaciones realizadas en las muestras de agua, fueron las sugeridas por el Standard Methods (SM) for

the examination of water and wastewater, de APHA, AWWA (1995). Los métodos empleados fueron las siguientes:

5.4.1.1. Concentración relativa de iones H⁺ o pH (SM – 4500-B)

La medida del pH es una de las pruebas más importantes y frecuentes utilizadas en el análisis químico del agua. Se utiliza comúnmente el método electrométrico.

El principio básico de la determinación electrométrica del pH es la medida de la actividad de los iones hidrógeno por mediciones potenciométricas utilizando un electrodo patrón de hidrógeno y otro de referencia. Debido a la dificultad de utilizar el electrodo de hidrógeno, se lo reemplaza comúnmente por el electrodo de vidrio.

La fuerza electromotriz (fem) producida en el sistema de electrodo de vidrio varía linealmente con el pH y esta relación lineal se describe comparando la fem medida con el pH de diferentes soluciones buffer (amortiguadoras).

Para determinar este parámetro se utilizó un pHmetro con electrodo de vidrio.

5.4.1.2. Turbidez o turbiedad (SM – 2130-B)

Muchos turbidímetros comerciales disponibles para la medida de la turbidez baja proporcionan datos comparativamente válidos sobre la intensidad de la luz dispersada

en una dirección dada, predominantemente en ángulo recto a la luz incidente. Esos nefelómetros se ven escasamente afectados por las pequeñas variaciones de los parámetros de diseño y, por lo tanto, resultan especialmente útiles como instrumento estándar para medir turbideces bajas.

Para evitar interpretaciones erróneas, los resultados de las medidas nefelométricas deben expresarse en forma de unidades nefelométricas de turbidez (UNT). Por su precisión, su sensibilidad y su fácil aplicación aun amplio margen de turbideces, el método nefelométrico resulta preferible a los métodos visuales.

El método se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersada por la muestra en condiciones definidas y la dispersada por una solución patrón de referencia en idénticas condiciones. Cuanto mayor es la intensidad de luz dispersada, más intensa es la turbidez. Como suspensión patrón de turbidez de referencia se emplea el polímero formalina. Es fácil de preparar y en cuanto a propiedades de dispersión de luz, más reproducible que la arcilla o el agua turbia natural.

5.4.1.3. Conductividad (SM – 2510-B)

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición. Por lo general se expresa en "micromhos" por centímetro

($\mu\text{mhos/cm}$). En el Sistema Internacional de Unidades (SIU), el recíproco del ohmio es el Siemens (S) y la conductividad se expresa en milisiemens por metro (mS/m), siendo 1 mS/m igual a 10 $\mu\text{mhos/cm}$. Para expresar resultados en unidades SIU, hay que dividir $\mu\text{mhos/cm}$ por 10.

La medición de la conductividad en laboratorio es relativamente exacta. El instrumental que se utiliza es el tipo electrodo de platino.

5.4.1.4. Alcalinidad (SM – 2320-B)

La alcalinidad del agua es su capacidad para neutralizar ácidos y constituye la suma de todas las bases titulables. El método utilizado, por excelencia, es el de titulación.

El principio del método utilizado es que los iones presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con las adiciones de solución estándar de ácido. Los resultados se expresan como miligramos de carbonato de calcio por litro de muestra ($\text{mg CO}_3\text{Ca/L}$)

En la amplitud de 10 a 500, en que la alcalinidad se debe enteramente a carbonatos y bicarbonatos, puede lograrse una desviación estándar de 1 mg de $\text{CO}_3\text{Ca/L}$.

5.4.1.5. Dureza (SM - 4110-A y SM – 2340-C)

De acuerdo con los criterios actuales, la dureza total se define como la suma de las concentraciones de calcio y de magnesio, ambos expresados como carbonato de calcio en miligramos por litro (mg CO₃Ca/L).

El método de titulación con sal sódica del ácido etilendiamino tetraacético (EDTA Na₂) puede aplicarse, con las debidas modificaciones, a cualquier clase de agua. Este procedimiento es un medio de análisis rápido.

Para las muestras de agua del río Primero utilizó el método Cromatografía iónica (SM - 4110-A) para determinar la concentración de calcio y de magnesio y a partir de ello se calculo la dureza de este tipo de agua dulce.

En el caso de las muestras de agua de la Laguna del Plata, la matriz salina de la muestra interfería en la medición por cromatografía iónica por lo que se realizó el análisis mediante el método de de titulación con el EDTA Na₂ (SM – 2340-C)

El método se fundamenta en que la sal de sodio del EDTA forma complejos de quelatos solubles al añadirse a las soluciones de algunos cationes metálicos. Si a una solución acuosa que contenga iones calcio y magnesio, a un pH 10, se añade el indicador negro de eriocromo T (NET) y se titula con solución de EDTANa₂, los iones calcio y magnesio formarán un complejo con el

EDTA y el indicador cambiará de color marcando el final de la titulación.

5.4.1.6. Material en Suspensión (MES) o Sólidos totales en Suspensión (STS) (SM – 2540-D)

Los sólidos pueden afectar negativamente a la calidad del agua. Los “*sólidos totales*” es la expresión que se aplica a los residuos materiales que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra.

Los sólidos totales incluyen a los “sólidos totales suspendidos” también denominados “material en suspensión”, que es la porción de sólidos totales retenida por un filtro, y los “sólidos disueltos totales” o porción que atraviesa el filtro.

Se filtra una porción de la muestra, bien mezclada, por un filtro estándar de fibra de vidrio y el residuo obtenido en el mismo se seca en estufa hasta un peso constante a 103 – 105 °C. El aumento de peso del filtro representa los sólidos totales en suspensión. Si el material obtura el filtro y prolonga la operación, la diferencia entre el total de sólidos y el total de sólidos disueltos puede proporcionar un cálculo aproximada de los sólidos totales en suspensión.

5.4.1.7. Sólidos Disueltos Totales (SDS) (SM – 2540-C)

Se filtra una porción de muestra bien homogeneizada por un filtro estándar de fibra de vidrio, con un poro de 1 micrómetro,

posteriormente el líquido filtrado se coloca en una cápsula de porcelana previamente pesada y se evapora hasta sequedad, en una placa o en estufa a 180 °. El aumento de peso de la cápsula de porcelana representa los sólidos totales disueltos.

Para determinar los sólidos totales disueltos puede utilizarse el filtrado a partir de la determinación de sólidos totales en suspensión.

5.4.1.8. Determinación de iones mayoritarios por cromatografía de iones (SM – 4110-A)

La cromatografía es un método físico de separación utilizado para la caracterización de muestras complejas. Es un conjunto de técnicas basadas en el principio de retención selectiva, teniendo como objetivo separar a los distintos componentes de una muestra. Por lo tanto, permite identificar y determinar las cantidades de dichos componentes.

Las técnicas cromatográficas son muy variadas, pero en todas ellas hay una fase móvil que consiste en un fluido (gas, líquido o fluido supercrítico) que arrastra a la muestra a través de una fase estacionaria que se trata de un sólido o un líquido fijado en un sólido. Los componentes de la muestra interaccionan en distinta forma con la fase estacionaria. De este modo, los componentes atraviesan la fase estacionaria a distintas velocidades y se van separando. Después de que los componentes hayan pasado por la fase estacionaria,

separándose, pasan por un detector que genera una señal que puede depender de la concentración y del tipo de compuesto.

Diferencias sutiles en el coeficiente de partición de los compuestos da como resultado una retención diferencial sobre la fase estacionaria y por tanto una separación efectiva en función de los tiempos de retención de cada componente de la mezcla.

En las últimas décadas, la *cromatografía iónica* se ha convertido en uno de los métodos más importantes para el análisis de aniones y cationes. Se ha transformado en una técnica absolutamente imprescindible en el análisis de aguas. Su rápido desarrollo, su capacidad y facilidad operativa han hecho que hoy se emplee en prácticamente todos los laboratorios de análisis químico, y que su gama de aplicaciones se haya ampliado.

La cromatografía de intercambio iónico (o cromatografía iónica) consiste en un proceso que permite la separación de iones y moléculas polares, basado en las propiedades de carga de las moléculas. La solución que debe inyectarse es usualmente llamada "muestra" y los componentes separados individualmente son llamados analitos. ,

Este tipo de cromatografía conserva a los analitos basándose en las interacciones de Coulomb. La fase estacionaria muestra en la superficie grupos funcionales iónicos que interactúan con iones de carga opuesta de la muestra a analizar. Se subdivide a su vez en la cromatografía de intercambio catiónico y cromatografía de intercambio aniónico:

- *La cromatografía de intercambio catiónico* retiene cationes cargados positivamente debido a que la fase estacionaria muestra un grupo funcional cargado negativamente.
- *La cromatografía de intercambio de aniones* retiene aniones usando grupos funcionales cargados positivamente.

Por medio de este método se determinaron los siguientes aniones: cloruro; sulfatos; nitrato; sodio; potasio; calcio y magnesio.

5.4.1.9. Determinación de fósforo total (PT) y de fósforo reactivo soluble (PRS) (SM – 4500-P-F)

El fósforo se encuentra en las aguas naturales casi exclusivamente en forma de fosfatos, clasificados como ortofosfatos, fosfatos condensados piro, meta y otros polifosfatos y los ligados orgánicamente. Se presentan en solución, partículas o detritus o en los cuerpos de organismos acuáticos estas formas de fosfatos surgen de una diversidad de fuentes.

El análisis de fósforo incluye dos pasos generales en los métodos para determinar las dos formas de mayor importancia:

- a) Conversión de la forma fosforada en ortofosfato disuelto
- b) Determinación por medio de espectrofotometría del fosfato disuelto.

La filtración a través de un filtro de membrana de 0,45 μm de diámetro de poro separa las formas disueltas del fósforo de las suspendidas.

Para la determinación del *fósforo total* (PT) se debe realizar una hidrólisis o una digestión oxidante previa de la muestra con el fin de transformar todo el fósforo a la forma de ortofosfato soluble y poder luego realizar su cuantificación.

Los fosfatos que responden a las pruebas espectrofotométricas sin hidrólisis o digestión oxidante previas en la muestra se denominan "*fósforo reactivo soluble*". Aunque el fósforo reactivo es sobre todo una medición del ortofosfato, es inevitable que una pequeña porción de algún fosfato condensado presente, hidrolizado normalmente en el procedimiento. El fósforo reactivo se encuentra en las formas disueltas y suspendidas.

El método de cuantificación por excelencia es el método SM 4500-P- E: Método del ácido ascórbico.

El principio de este método es que el molibdato amínico y el tartrato antimonílico potásico reaccionan en medio ácido con ortofosfato para formar un ácido heteropoliácido fosfomolibdico que se reduce a azul de molibdeno, de color intenso por el ácido ascórbico.

5.4.1.10. Determinación de compuestos de nitrógeno (SM – 4120- y 4110-A)

Las formas de nitrógeno de mayor interés en aguas naturales son por orden decreciente de su estado de oxidación: nitrato, nitrito y amoníaco. Todas estas formas del nitrógeno, lo mismo que el nitrógeno gaseoso (N_2), son interconvertibles bioquímicamente y forman parte del ciclo del nitrógeno.

El **nitrato** es el nutriente esencial para muchos autótrofos fotosintéticos y en algunos casos ha sido identificado como el determinante del crecimiento. La determinación de nitrato (NO_3^-) es difícil debido a los procedimientos relativamente complejos que se precisan, la elevada probabilidad de que se hallen sustancias interferentes y los rangos limitados de concentración de las diferentes técnicas. En este estudio se utilizó para su cuantificación el método de cromatografía de iones.

El **nitrito** es un estado intermedio de la oxidación del nitrógeno, tanto en la oxidación del amoníaco a nitrato como en la reducción del nitrato.







El **amoniaco** se encuentra de forma natural en aguas superficiales. Su concentración suele ser baja en aguas subterráneas debido a que es adsorbido en las partículas y arcilla del suelo y no se extrae fácilmente por lixiviación. Se produce en gran parte por desaminación de los compuestos orgánicos nitrogenados. Los dos factores principales que influyen en la

selección del método para determinar el amoníaco son la concentración y la presencia de interferencias.

Para la cuantificación del nitrito y del amonio se utilizó el método de espectrofotometría con flujo segmentado (SM 4120).

El flujo sementado (FS) es un método de análisis químico en flujo continuo en el que una corriente de reactivos y muestras, segmentada mediante burbujas de aire, se bombea a través de un dispositivo de trabajo en donde se la somete a diferentes tratamientos fisicoquímicos: mezcla, calentamiento, diálisis, etc, antes de entrar en una célula de medida. La segmentación de la corriente mediante burbujas de aire se utiliza para eliminar contaminaciones cruzadas y conseguir una mejor mezcla de los reactivos.

Los equipos de análisis por flujo segmentado disponen de una serie de etapas como son:

-  Muestreo
-  Pretratamiento de la muestra
-  Medida de la muestra
-  Control de los parámetros del equipo
-  Cálculo de los resultados y
-  Generación de un informe y archivo de datos

La parte más característica del equipo es la que comúnmente suele llamarse unidad química formada por el conjunto de bombas peristálticas y el módulo de análisis químico. Las bombas peristálticas simulan el trabajo que realiza un analista

en el laboratorio; estas bombas aportan la muestra, los reactivos y las soluciones estándar, así como líquidos de lavado y las burbujas de aire segmentador al módulo de análisis. El módulo de análisis puede realizar de forma automática funciones de dilución, adición de reactivos, mezcla, diálisis, extracción, destilación, digestión, intercambio iónico. La parte final del equipo es el detector, el más utilizado es el colorímetro, aunque existen otros como el espectrofotómetro en el ultravioleta, fluorómetro, fotómetro de llama, conductímetro, electrodos selectivos, espectrofotómetro de absorción atómica, cromatógrafo de líquidos, densitómetro y refractómetro.

El Estándar Métodos incluye métodos por Flujo Segmentado para la determinación de: cloruro; fluoruro; amoniacó; nitrato; nitrito; fósforo; silicio.

5.4.1.11. Determinación de clorofila a (SM 10200-H)

La concentración de pigmentos fotosintéticos se utiliza ampliamente para calcular la biomasa del fitoplancton. Todas las plantas verdes contienen clorofila -a, que constituye aproximadamente del 1 al 2 por ciento del peso seco de las algas planctónicas

Hay tres métodos para determinar la clorofila -a en el fitoplancton: el espectrofotométrico; el fluorométrico y el de cromatografía líquida de alta resolución.

El método comúnmente utilizado para la determinación de este parámetro es realizar la lectura de su concentración mediante el uso de un espectrofotómetro. La muestra extraída debe ser concentrada o bien filtrada lo antes posible después de su obtención. Posteriormente, el primer paso es extraer los pigmentos, del concentrado de fitoplancton, con solución de acetona al 90 % y luego se determina la densidad óptica (absorbancia) del extracto a 750 y 664 nm, con el espectrofotómetro.

La facilidad con que se extraen las clorofilas de las células varía considerablemente con las diferentes algas. Para lograr una extracción completa y homogénea de los pigmentos se debe romper mecánicamente a las células con una trituradora de tejidos.

Para poder separar las algas presentes en la muestra de agua se debe filtrar, preferiblemente, por medio de filtros de fibra de vidrio. Éstos ayudan a romper las células durante la trituración.

5.4.1.12. Determinación de fitoplancton (SM 10200-F)

Parte del fitoplancton es unicelular mientras otra es multicelular (colonial). La variedad de configuración supone un problema a la hora del recuento.

El recuento total es lento y tedioso, especialmente cuando las colonias constan de miles de células individuales. El sistema más fácil es el de la unidad o acúmulo natural, sin embargo no es exacto necesariamente porque la manipulación y conservación

de la muestra pueden desplazar algunas células de la colonia. Tampoco el método de unidad puede ser cuantitativamente exacto, ni reflejar la abundancia de biomasa o biovolumen. Cualquiera que sea el método elegido, se debe mencionar al informar los resultados.

Para enumerar el fitoplancton se emplea una célula o cámara de recuento que limite volumen y área para calcular fácilmente las densidades de población. Normalmente se realiza el recuento con una rejilla de Whipple. El aumento es importante en la identificación y enumeración del fitoplancton. Aunque los aumentos de 100x a 200x son útiles para el recuento de organismos grandes o colonias, a menudo se precisan otros mucho mayores.

Para identificar los organismos se utilizan las referencias taxonómicas estándar (SM 10900- G).

5.4.2. Métodos utilizados para el análisis de sedimentos

Durante el monitoreo llevado a cabo en la laguna, se decidió recolectar muestra de sedimento para su caracterización y análisis químico de algunos componentes presentes en los mismos.

5.4.2.1. Análisis Granulométrico y textural

Para realizar el análisis se separaron por cuarteo alrededor de 10 g de muestras finas y alrededor de 25 g de muestras arenosas. A las muestras que poseían alto contenido de materia

orgánica se les realizó la descomposición de la misma mediante el uso de hipoclorito de sodio (Sattler, 2003). Una vez extraída la materia orgánica se obtuvo el peso total de las distintas muestras, fueron luego sometidas a una dispersión química utilizando “Dispex N 40” al 10% como agente dispersante, seguida de una dispersión física usando un dispersador ultrasónico Fritsch – Ultrasonic Cleaner- y un agitador mecánico manual.

Posteriormente se tamizó en húmedo la muestra total, utilizando un tamiz de malla #200, de diámetro equivalente a 0,074 mm. La fracción retenida ($> 74 \mu\text{m}$) fue tratada mediante tamizado en seco, construyendo una columna de tamices.

La fracción pasante ($> 74 \mu\text{m}$) fue analizada mediante sedimentación, empleando el Scanning Foto Sedimentograf “Analysette 20”, instrumento que utiliza el principio de velocidad de sedimentación (ley de Stoke) y por medio de un fotómetro analiza automáticamente el tamaño de partículas.

5.4.2.2. Composición elemental

El análisis de la composición elemental se realizó con Espectrofotometría por Fluorescencia de RX y con Sonda de Electrones (EPMA).

Se toma una porción de muestra representativa del todo, la cual es compactada en un portamuestra de grafito. Una vez preparada se examina mediante un microscopio electrónico de barrido, equipado con un sistema dispersivo de energía, que permite realizar el análisis químico elemental por rayos X.

Esta técnica permite detectar solo aquellos elementos cuyo número atómico este comprendido entre 11 (sodio) y 92 (uranio) inclusive.

El análisis químico elemental cualitativo se lleva a cabo tratando el espectro de rayos X con un software. Los resultados cuantitativos se obtienen utilizando un método cuantitativo teórico, comúnmente denominado SEMIQ, que no requiere el empleo de estándares. Esta metodología empleada considera como el cien por cien al total de elementos presentes detectados, por lo tanto la distribución porcentual se expresa sobre la base de esta consideración.

5.4.2.3. Materia Orgánica

La materia orgánica fue determinada a partir de la pérdida de peso por calcinación. Para ello las muestras desecadas fueron pesadas y llevadas a una mufla a 550 °C durante una hora y media, se enfriaron en desecador hasta temperatura ambiente para luego calcular la pérdida de peso (Ku, 1978; Dean, 1974, Boers *et al*, 1991, Ting and Appan, 1996, Selig, 2003).

5.4.2.4. Fósforo total, fósforo inorgánico y fósforo orgánico

Para la determinación del contenido de fósforo total (PT), fósforo inorgánico (PI) y fósforo orgánico (POR) se utilizó la técnica NAQUADAT 1550 (Froelich *et al*, 1988; Aigars, 2001, Selig, 2003). Previamente se secó el sedimento en estufa a 45 °C, luego se realizó la calcinación del material en mufla a 550 °C durante una

hora y media, con el objeto de convertir en ortofosfato todo el fósforo presente en otras formas. Las cenizas obtenidas fueron sometidas a una extracción con ácido clorhídrico (HCl) 1N durante 18 h. El material fue centrifugado a 5000 rpm durante 5 minutos. Se tomó una alícuota del extracto y se cuantificó el fósforo presente por medio de la técnica del ácido ascórbico, utilizando un espectrofotómetro (APHA, AWWA, 1995). El contenido de fósforo inorgánico fue obtenido de igual forma que el fósforo total, pero trabajando sobre el material desecado pero sin calcinar. El fósforo orgánico se calculó como la diferencia entre fósforo total y fósforo inorgánico.

5.4.2.5. Fraccionamiento del fósforo

Las metodologías más simples para determinar la asociación de fósforo, son las extracciones secuenciales. Estas metodologías se basan en las diferentes solubilidades termodinámicas de los componentes del sedimento e implican extracciones sucesivas con soluciones ácidas, alcalinas o complejantes, con el objeto de disolver secuencialmente óxidos y sales y extraer su fósforo asociado.

El fraccionamiento de fósforo en el sedimento se realizó siguiendo el método del EDTA o ácido etilen diamino tetra acético (Golterman, 1996)

El fósforo inorgánico disuelto se midió en los extractos usando el método de azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962) con algunas modificaciones sugeridas por Golterman (1996). Las

extracciones se realizaron por triplicado. En la Tabla 5.3. se presentan los reactivos extractantes para cada fracción.

Tabla 5.3.: Reactivos extractantes para cada fracción de fósforo

Fracción o Fase	Reactivo Extractante
Fe(OOH)≈P	25 mL EDTA-Ca + 1% ditionito
CaCO ₃ ≈P	25 mL EDTA-Na ₂
org.P→ácida	15 mL H ₂ SO ₄ 0,5M
org.P→alcalina	15 mL NaOH 2M
Residual	Digestión con mezcla HCl:HNO ₃ :HClO ₄ (5:3:2) en caliente

5.4.2.6. Nitrógeno Total

La determinación del nitrógeno total en los sedimentos fue realizada por el método de Kjeldahl. Este método es ampliamente utilizado para el análisis del contenido de nitrógeno en suelos (Jackson, 1982).

La mayor parte del nitrógeno se encuentra en los suelos en forma orgánica y, el resto, se presenta en cantidades relativamente pequeñas en forma de compuestos de amonio y nitratos, que son las formas asimilables. La conversión microbiológica del nitrógeno orgánico en formas iónicas constituye un importante aspecto de la química del nitrógeno.

El método de Kjeldahl incluye las formas orgánicas y amónicas y con ciertas modificaciones permite también la determinación de los nitratos simultáneamente.

El nitrógeno, presente en sus diferentes formas, se convierte en sulfato de amonio mediante una digestión con ácido sulfúrico, a temperaturas entre 360 y 410 °C, y en presencia de sulfato de amonio, como catalizador. La mezcla digerida se neutraliza con una base y se destila posteriormente. El destilado se recoge en una solución de ácido bórico. Los aniones del borato así formado se titulan con una solución ácido clorhídrico de concentración conocida (o ácido sulfúrico) para determinar el nitrógeno contenido en la muestra.

5.5. Tareas de gabinete

Las tareas de gabinete realizadas se centralizaron en el uso de diferentes softwares para el procesamiento de los datos obtenidos en cada campaña.

5.5.1. Análisis de la distribución espacial con Método de Kriging

Las variables involucradas en los procesos físicos, químicos y biológicos en cuerpos de agua son funciones de su localización en el espacio y con frecuencia presentan alta variabilidad espacial no aleatoria. La regionalización de estas variables permite comprender los procesos que se desarrollan en el espacio, y en el tiempo, que poseen una cierta estructura, referida en algunos casos como "correlación".

El problema reside en que ciertas variables se determinan en algunos puntos del sector analizado, pero esta distribución no es continua y por lo tanto no brinda información acerca de los restantes puntos no monitoreados. Los métodos de interpolación resuelven este problema dado que optimizan la estimación de una magnitud, que se encuentra distribuida en el espacio y es medida en una red de estaciones.

La metodología de interpolación permite entre otras cosas:

- Calcular las magnitudes promedios de variables ambientales medidas en una serie de estaciones
- Realizar interpolación de las propiedades en el espacio para contar con un campo de magnitudes, de manera continua.
- Estimar las propiedades no monitoreadas en puntos especiales, mediante las propiedades medidas en las estaciones bases.
- Realizar un mapeo de las concentraciones, gradientes espaciales, etc.
- Obtener una apreciación de la varianza de la estimación, o un intervalo de confianza
- Localizar la mejor ubicación de un nuevo punto de monitoreo, minimizando las incertidumbres.

Para la presentación de la variación espacial de algunos parámetros se utilizó el software SURFER 8 (RockWare, 2010) que grafica incorporando metodologías de interpolación de datos como por ejemplo el Método de Kriging.

5.5.2. Análisis de los iones mayoritarios con el software AqQa

AqQA (RockWare, 2010) es un software utilizado para el análisis de agua en lo que respecta a: la conversión de unidades, balance anión-cación, detección de excedencias, cálculo de las propiedades básicas de líquidos (SDT, dureza, conductividad, etc.). Permite realizar diagramas de la química del agua (Piper, ternario, rígidos y Dúrov y otros) como así también, conversión instantánea de unidades; comprobar resultados de los análisis de agua para cuidar la coherencia interna. Gestiona los datos de agua en una hoja de cálculo.

AqQA fue creado por ingenieros y geoquímicos especialistas en agua. Teniendo en cuenta que cualquier persona, en general, guarda los datos de composición química del agua en una hoja de cálculo Excel, el programa permite pegarlos directamente desde las planillas Excel.

Algunas de las características del software AqQA son:

- Posee seis pruebas para la consistencia de los datos del agua, de acuerdo a AWWA 1030-E Estándar Métodos.
- Puede generar 11 tipos de gráficos: Series de tiempo, parcela cruz, ternario, rígido, diagrama de Piper, Dúrov, equilibrio iónico, gráfico circular y el diagrama radial.

- Calcula los equilibrios de carbonato, TDS, densidad, conductividad, dureza y más.
- Posee marcación de violaciones de las normas de calidad del agua.
- Puede comprobar las réplicas y las normas.
- Contiene 200 tipos de analitos inorgánicos pre-definidos, el ensayo de productos orgánicos, biológicos, la radioactividad, los isótopos o definir sus propias
- Utiliza las herramientas comunes de cálculo, como copiar, pegar, transportar, clasificar, y muchos otros ...
- Puede calcular la saturación de calcita y la fugacidad de CO₂

5.5.3. Análisis de las cargas que ingresan por el río Primero con el software Clarck

Para evaluar planes alternativos de ingeniería para el control y manejo de la calidad del agua pueden emplearse modelos matemáticos que relacionen la descarga de aguas residuales con la calidad de agua del cuerpo receptor. Los diversos grados de tratamiento, la reubicación de los puntos de descarga de aguas residuales, el aumento de los flujos mínimos, los sistemas de tratamiento regional en contraposición con las plantas múltiples,

constituyen algunas de las alternativas de control, cuya influencia sobre la calidad del agua receptora puede evaluarse mediante la aplicación de los modelos matemáticos de calidad del agua. Los modelos también pueden ayudar a evaluar el mejoramiento de la calidad del agua mediante la eliminación de diferentes componentes de los contaminantes.

El Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), agencia especializada de la Organización Panamericana de la Salud (OPS), ha desarrollado y aplicado modelos matemáticos de calidad del agua, entre los cuales se encuentra el modelo Clarck.

Clarck es un modelo matemático para calcular el aporte de nutrientes a lagos, basado en los datos de campo de los tributarios. El programa es interactivo y fue elaborado por Sonzogny *et al.* (1978).

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Clasificación del agua del río y de la laguna

El agua es el vehículo idóneo donde se desarrollan las complejas reacciones bioquímicas que hacen posible el desenvolvimiento de la actividad vital de cualquier ser vivo. Posee una muy alta reactividad química que se pone de manifiesto en su alto poder de disolución de materiales, tales como rocas y minerales del medio natural, lo cual se puede producir de diferentes formas y considerando dos parámetros claves: el pH y el potencial redox (Galvín, 2003).

La acción del agua sobre los minerales y rocas (también sobre los gases) da lugar a una dinámica o evolución de los elementos químicos y sus compuestos, ya sean simples o complejos, en su seno. La mayoría de las especies químicas de los medios acuáticos provienen de la disolución de rocas y minerales de la corteza terrestre, de ahí la importancia que en la fisicoquímica de un sistema acuático deben tener los fenómenos de disolución de sólidos y la precipitación de éstos una vez disueltos (Galvín, 2003).

Las rocas sedimentarias comprenden arenas, arcillas (que constituyen la mitad de todo el grupo), limos y evaporizas, que son rocas que se depositan mediante fenómenos de evaporación a partir de los depósitos salinos procedentes de las aguas marinas o salobres. Su composición es: oxígeno, silicio, aluminio, hierro (aproximadamente 90%), mientras que los cuatro cationes

mayoritarios en las aguas (calcio, magnesio, sodio y potasio) formarían entre el 10-11 % de su contenido. La meteorización de estas rocas conduce a la emigración de los cuatro cationes mayoritarios hacia las aguas (Galvín, 2003).

Los principales minerales que se encuentran presentes en las rocas sedimentarias y que pueden ser solubilizados son: sílice, calcita, dolomita, anhidrita, yeso, caolinita, halloysita, montmorillonita, etc. Además, se encuentra a veces, especialmente asociados a los yesos, la sal común y los sulfatos de sodio y magnesio. Minoritariamente, puede haber además carbonatos y sulfatos de manganeso, zinc, estroncio, etc.

Cualquier sistema acuático natural contiene una amplísima serie de especies químicas de comportamiento fisicoquímico muy complejo, de los cuales los más afectados por procesos de precipitación y disolución son óxidos e hidróxidos metálicos, carbonatos, sulfuros y fosfatos, especialmente (Galvín, 2003).

La composición de un agua puede contemplarse desde diferentes puntos de vista: químico, bacteriológico, isotópico, etc. En este caso, el análisis se centró en la composición iónica, entendiendo por tal el conjunto de sustancias inorgánicas incorporadas al agua por procesos naturales. Las sustancias orgánicas incorporadas al agua, aunque frecuentes, aparecen en concentraciones por lo común mucho menores que los constituyentes inorgánicos. Como ya se ha mencionado, la interacción con el suelo (capa edáfica), zona no saturada y acuífero aportará al agua su contenido iónico.

La determinación de la proporción relativa de cada uno de los iones como así también su variación temporal y espacial pueden ser indicativos de procesos químicos involucrados en el nivel trófico de la laguna. Por otro lado, la composición iónica de las aguas superficiales es un reflejo de la geoquímica de la cuenca y puede brindar información sobre la presencia de fuentes de contaminación allí presentes. Además, la composición iónica del agua es un factor importante e influyente en los procesos metabólicos de la biota.

Para determinar el balance iónico de las muestras de agua extraídas durante las campañas de monitoreo, se utilizó el software denominado AqQA. (RockWare, 2010). En cada punto de muestreo, se calculó la mediana de los ocho valores obtenidos para los siguientes iones mayoritarios: cloruro; sulfato, calcio; magnesio; sodio y potasio. El software estimó la concentración de carbonatos y bicarbonatos a través de los datos de alcalinidad total y de pH. Al incorporarle los datos de dureza total; conductividad y sólidos disueltos totales realizó un test de consistencia de datos comparando los valores medidos con los estimados. Las planillas logradas para cada sitio de muestreo se incluyen en el Anexo I.

A continuación se muestran los resultados obtenidos en el estudio de la composición iónica del río Primero (Suquía), de la Laguna del Plata y de la Laguna Mar Chiquita en el punto considerado como referencia. En la Tabla 6.1. se pueden observar los valores mínimos, máximos y la mediana, de los iones

mayoritarios, registrados en el sitio de muestreo (RS2) localizado sobre el río Primero.

Tabla 6.1.: Valores mínimos, máximos y mediana de iones mayoritarios en RS2

Ion	Valor mínimo	Valor máximo	Mediana
Cloruro mg/L	67,5	134	97,5
Sulfato mg/L	143	281	239,5
Calcio mg/L	71	90,7	72,7
Magnesio mg/L	9,5	18,3	16,6
Sodio mg/L	98,3	199	136,5
Potasio mg/L	7,6	10,2	9,1

Analizando la relación entre los valores máximos y mínimos de cada uno de los iones mayoritarios se observó que el cloruro (1,92); sodio (2,02) y sulfato (1,56) presentan relaciones elevadas. Para el caso de cloruro y sulfato, los valores mínimos se registraron en verano de 2007 cuando el río traía un caudal medido de 11, 54 m³/s (Anexo II), y las concentraciones máximas, también para ambos aniones, se presentó en invierno de 2007, con un caudal medido en el río de 5,97 m³/s. Se podría inferir que esta diferencia se debería a un efecto de dilución debido al elevado caudal de agua que transportaba el río en verano de 2007 cuando se verificó la menor concentración de ambos aniones.

En el caso del sodio, el valor mínimo de su concentración fue registrado en verano de 2006 cuando el caudal medido era de

5,72 m³/s y el máximo corresponde a invierno 2007 fecha en la cual se verificó un caudal semejante, 5,97 m³/s. En este caso el incremento de la concentración de este catión podría deberse a las descargas de efluentes domésticos que recibe el río a lo largo de su recorrido sumado a su bajo caudal lo que colaboraría al aumento del mismo.

El balance iónico realizado, con el software, arrojó como resultado que el agua del río Primero, en el punto de muestreo, se caracterizó como **“sulfatada – sódica”** (Figura 6.1.). El test de consistencia de datos resultó que la diferencia entre los milliequivalentes por kilogramo (meq/Kg) de cationes y de aniones difiere en solo un 1,3661%, considerándose aceptable hasta un 5%. Por lo cual se consideró que los valores de las medianas resultaron de utilidad para dicho balance.

Se realizaron, además, los balances iónicos para cada campaña llevada a cabo en el sitio de muestreo del río Primero (Anexo I). Los resultados obtenidos mostraron que solo en la fecha correspondiente al verano de 2007 el agua resultó bicarbonatada - sódica, coincidente con el mayor caudal medido en el río. En el resto de las fechas fue sulfatada - sódica, como cuando se trabajó solo con la mediana de los datos, por lo que se considera válida la utilización de este valor.

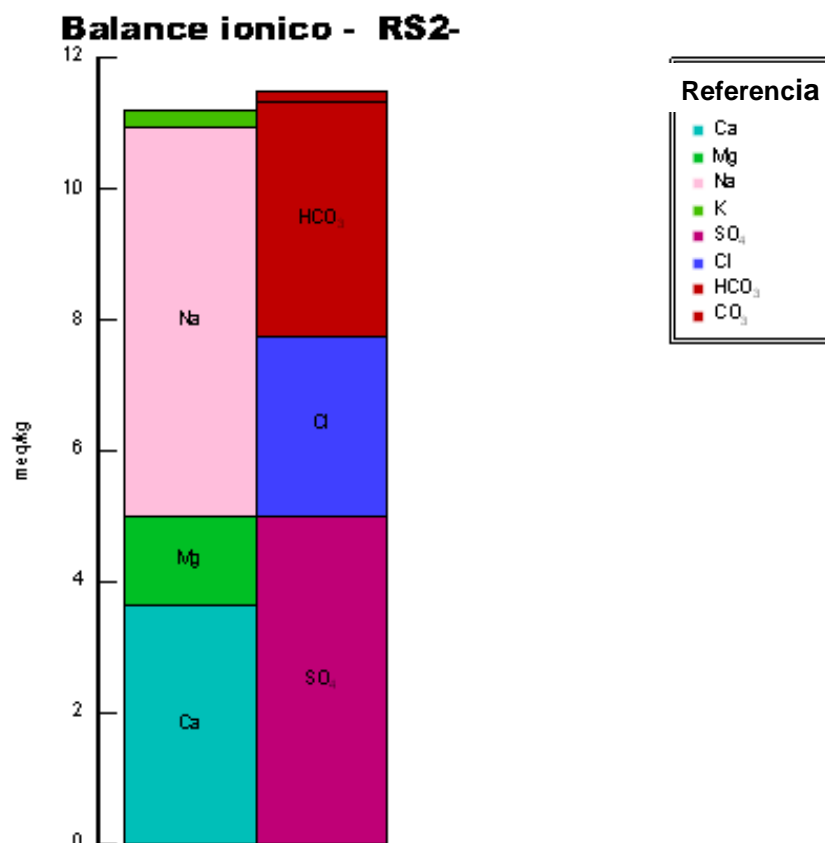


Figura 6.1.: Gráfico del balance iónico para el sitio RS2

En la Figura 6.2. se muestra el diagrama de Stiff en el cual se observa la distribución que presentaron los iones mayoritarios en el punto de muestreo ubicado en el río (RS2). El software suma el sodio y el potasio ya que este último se presenta en pequeña proporción con respecto a los demás cationes.

En el gráfico muestra claramente el predominio del sodio dentro de los cationes, seguido del calcio y por último el magnesio. Con respecto a los aniones es evidente la preponderancia de sulfato al cual seguirían los carbonatos y bicarbonatos (estimados a partir del pH) y por último el cloruro.

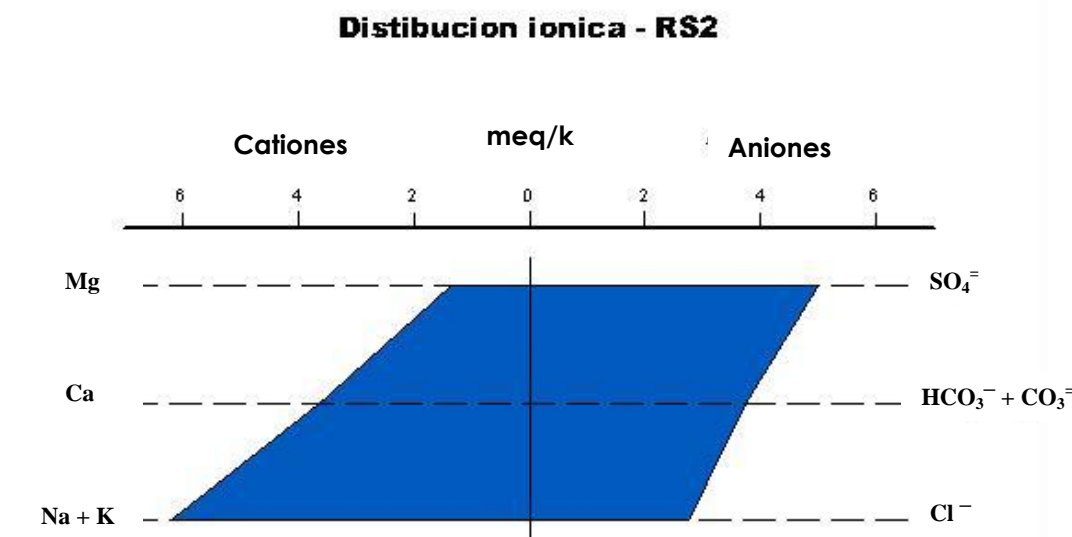


Figura 6.2.: Diagrama de Stiff con la distribución iónica para el sitio RS2

La variación temporal de las concentraciones, expresadas en miliequivalentes por litro (meq/L), de cloruro y de sulfato en este sitio de muestreo se expone en la Figura 6.3. Se puede observar el evidente predominio del sulfato sobre el cloruro en todas las campañas llevadas a cabo. En la primavera de 2005 se produjo un inconveniente con la muestra extraída, lo cual trajo como resultado el no poder contar con los valores de todos los parámetros para la mencionada fecha.

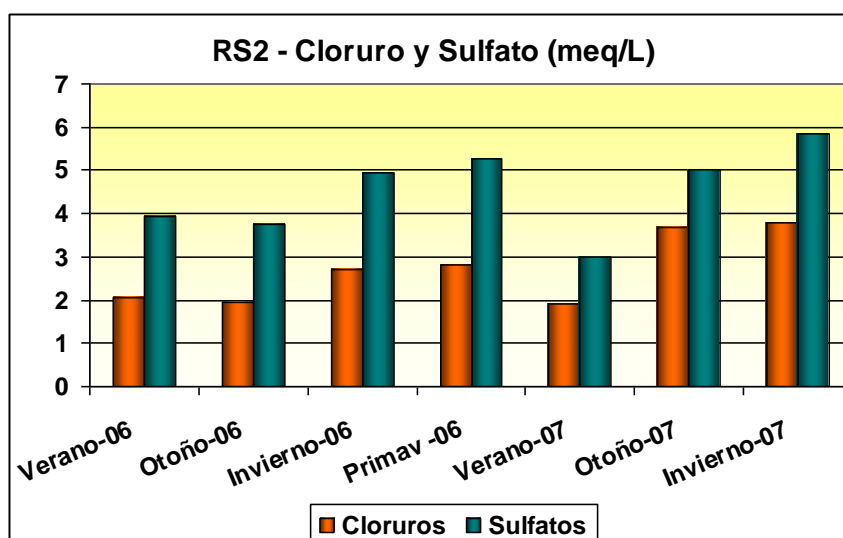


Figura 6.3.: Gráfico de la variación temporal de cloruro y sulfato en RS2

El mismo análisis se realizó para los cationes mayoritarios: sodio, potasio, calcio y magnesio (Figura 6.4), expresados en miliequivalentes por litro (meq/L). En el mismo se puede observar que el sodio fue el catión predominante, en todo el periodo monitoreado, seguido de calcio, luego el magnesio y el potasio, el cual se presenta en concentraciones muy bajas.

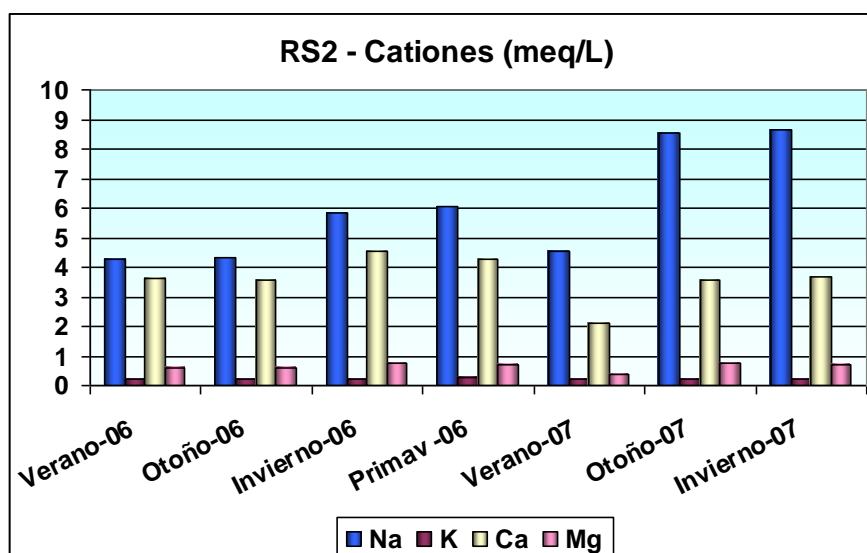


Figura 6.4.: Gráfico de la variación temporal de cationes en RS2.

Realizando un análisis de lo que muestran las Figuras 6.3. y 6.4., se podría decir que el resultado coincidiría con lo arrojado por el software AqQa. Esto sería que en aniones el predominio es del sulfato, observándose una composición generalmente estable a lo largo del período estudiado, y con respecto a los cationes el sodio muestra una superioridad sobre los demás.

En el caso del sulfato, la presencia de altas concentraciones puede deberse a efluentes industriales o bien, a regiones áridas donde se encuentran presentes minerales con sulfatos. El ión sulfato, generalmente, proviene del lavado de terrenos, de la oxidación de sulfuros que se encuentran ampliamente distribuidos en rocas ígneas y sedimentarias, de la descomposición de

sustancias orgánicas, etc. Sin embargo, la disolución de sales sulfatadas (yeso y anhidrita fundamentalmente) representa el aporte cuantitativamente más importante de este ión a las aguas.

También, las concentraciones de los iones como el calcio o el sulfato pueden ser indicadoras de procesos que se desarrollan en la interfase agua-sedimento. El estudio de la dinámica química de esta interfase es de gran importancia debido a que los sedimentos pueden ser sumideros o una fuente interna de diversos elementos, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas del sistema.

Además, la concentración de algunos iones como cloruro, sulfato, sodio y calcio, puede verse muy alterada por la presencia de focos contaminantes. En el caso del cloruro y sodio altos valores en sus concentraciones en aguas dulces son, en general, indicadoras del vertido de efluentes industriales, urbanos, rurales y de infiltraciones provenientes de basurales ubicados en zonas cercanas al cuerpo de agua. Situaciones comunes a lo largo del recorrido que realiza el río Primero antes de desembocar en la Laguna del Plata.

Todas las aguas naturales contienen mayor o menor concentración de iones cloruro resultantes de disoluciones minerales o de sales. Este ion no forma sales de baja solubilidad, no se oxida ni se reduce en aguas naturales, no es adsorbido significativamente ni entra a formar parte de procesos bioquímicos, lo que le da un carácter de trazador casi ideal.

El sodio se ve incrementado, generalmente, por las mismas razones que el cloruro. El empleo de sales de sodio es muy diverso: industrias varias, tratamiento de agua, etc., a las que se deben sumar las aguas de origen fecal.

Los resultados obtenidos para los valores mínimos; máximos y mediana, expresados en miligramos por litro, de los aniones y cationes mayoritarios los sitios de muestreo ubicados en la laguna del Plata (LP1; LP2S; LP3; LP4S) y la Mar Chiquita (LMC), se muestran en las Tablas 6.2. y 6.3 respectivamente.

Tabla 6.2.: Valores mínimos, máximos y mediana de aniones en los sitios de muestreo de la laguna

Sitio	Cloruro (mg/L)			Sulfato (mg/L)		
	Mínimo.	Máximo	Mediana	Mínimo.	Máximo	Mediana
LP1	4.860	18.540	15.789	1.061	10.168	5289
LP2S	6.338	18.085	15.234	177	12.231	5434
LP3	7.893	18.342	16.767	407	10.626	6.474
LP4S	11.460	18.946	16.495	774	10.643	5.903
LMC	14.322	19.357	17.840	404	10.445	6.989

Relacionando los datos con los caudales medidos en cada campaña (Anexo II) se pudo observar que para el cloruro los valores mínimos reportados para las estaciones de monitoreo LP3; LP4S y LMC fueron en verano 2007 cuando ingresaba el mayor caudal determinado durante el periodo estudiado. Esto podría deberse a que el aporte de agua dulce afecta, principalmente a esas estaciones cuando la pluma de ingreso se orienta hacia el

norte. Además, coincide con que, para esa campaña, el agua del río presentó la menor concentración de cloruros.

Con respecto a las concentraciones máximas de cloruro no se encontró alguna explicación razonable para su comportamiento. En los sitios de muestreo LP1 y LMC se presentaron en otoño 2006 (caudal 7,10 m³/s), para LP3 en invierno 2006 (caudal 3,41 m³/s), para LP2S y LP4S en primavera 2006 (caudal 6,06 m³/s). Como ya se mencionó el cloruro no formar parte de procesos bioquímicos por lo que no sería esta la causa de su incremento. Solo en LP3 se podría suponer que su concentración se elevó debido al bajo aporte de agua dulce. De todos modos se podría considerar la presencia de una cierta homogeneidad debido a que las concentraciones oscilaron entre 18.085 mg/L y 19.357 mg/L.

Los valores del sulfato presentaron el mismo comportamiento que el cloruro para las estaciones de muestreo LP3 y LP4S. Registrándose las concentraciones mínimas en verano 2007 con el mayor aporte de agua dulce a través del río Primero. Sus bajos valores podrían deberse al efecto de dilución que produciría el agua ingresante ya que ambas están ubicadas en la zona donde la desembocadura del río ejercería mayor influencia. Las máximas concentraciones de este anión en las estaciones de muestreo LP1; LP3; LP4S y LMC se produjeron en invierno 2007, al igual que en el agua que ingresaba desde el río.

También se relacionaron los datos de los cationes (Tabla 6.3) con los caudales medidos en cada campaña (Anexo II). En este

caso se analizó únicamente el comportamiento del sodio debido a que fue el catión que presentó las más altas concentraciones y gran diferencia con las que mostraron del potasio, calcio y magnesio.

Tabla 6.3.: Valores mínimos, máximos y mediana de cationes en los sitios de muestreo de la laguna

Sitio	Calcio (mg/L)			Magnesio (mg/L)		
	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana
LP1	159	555	311	88	824	304
LP2S	188	458	315	134	453	188
LP3	185	530	321	136	432	330
LP4S	247	451	320	195	434	331
LMC	305	747	380	113	484	397
Sitio	Sodio (mg/L)			Potasio (mg/L)		
	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana
LP1	3.225	14.568	10.660	24	163	98
LP2S	4.269	14.932	12.512	62	163	125
LP3	4.745	16.431	9.798	59	164	156
LP4S	6.897	15.672	10.885	78	163	117
LMC	9.763	16.822	11.109	93	190	127

El catión sodio presentó la particularidad que las concentraciones mínimas para las estaciones LP1 y LP2S se produjeron en otoño 2007; para LP3 y LP4S en verano 2007, siguiendo el mismo comportamiento de cloruro y sulfato. En la estación de muestreo LMC fue en verano 2006 cuando ingresaba un caudal medio (5,72 m³/s). En este último caso hubo coincidencia con el comportamiento del agua del río que para esa campaña traía su menor concentración de sodio. Las

concentraciones máximas se registraron para todas las estaciones de monitoreo en invierno 2007, coincidentemente con el mayor valor de sodio encontrado en el agua del río.

Los iones mayoritarios del agua de mar son: cloro; sulfato; sodio; potasio; calcio y magnesio. Constituyen más del 99% del total de solutos disueltos en el agua de mar, de los que el sodio y el cloruro conforman el 86 % (Libes, 1992).

En la Tabla 6.4., se presentan las concentraciones que registran los iones mayoritarios en el agua de mar.

Tabla 6.4.: Concentración de iones mayoritarios en agua de mar

ión	g/L de agua de mar (salinidad de 35 ‰)
Aniones	
Cloruro	19,344
Sulfato	2,712
Cationes	
Sodio	10,773
Magnesio	1,294
Calcio	0,412
Potasio	0,399

Se compararon los valores de las medianas de los iones mayoritarios expuestos en las Tablas 6.2 y 6.3. con las concentraciones que presentan los mismos en el agua de mar (Tabla 6.4). Se pudo observar que las concentraciones de cloruro (15,234 g/L mínimo y 17,840 g/L máximo) estarían muy próximas a

la del agua de mar. Para sulfato (5,289 g/L mínimo y 6,989 g/L máximo) los valores son bastante más altos que los del agua de mar. Con respecto a los cationes podemos ver que el sodio (9,798 g/L mínimo y 11,109 g/L máximo) y el calcio (0,311 g/L mínimo y 0,380 g/L máximo) presentaron concentraciones bastante similares al agua de mar. Para el magnesio (0,188 g/L mínimo y 0,397 g/L máximo) y el potasio (0,098 g/L mínimo y 0,156 g/L máximo) se observaron valores muy por debajo de los que se encuentran en el agua de mar.

De esta comparación se podría establecer que, a pesar de algunas diferencias en las concentraciones de ciertos iones, el agua de la laguna podría considerarse con características muy similares al agua del mar. Teniendo en cuenta este planteo el análisis de cada parámetro medido se debería realizar dentro del enfoque de la hidrogeoquímica marina y no de agua dulce. Las concentraciones elevadas de sulfato caracterizan a casi todas las aguas epicontinentales saladas.

El balance iónico realizado, en cada sitio de muestreo en la Laguna del Plata y la Mar Chiquita, ya sea utilizando la mediana como el realizado para cada campaña en cada sitio de muestreo, arrojó como resultado que el agua se caracterizó como **“clorurada- sódica”**. Resultando homogénea la composición iónica en toda la Laguna del Plata e idéntica al sitio ubicado en la laguna Mar Chiquita (LMC), seleccionado como referencia. La Figura 6.5., correspondiente al sitio denominado LP1, se muestra como representativa de las demás.

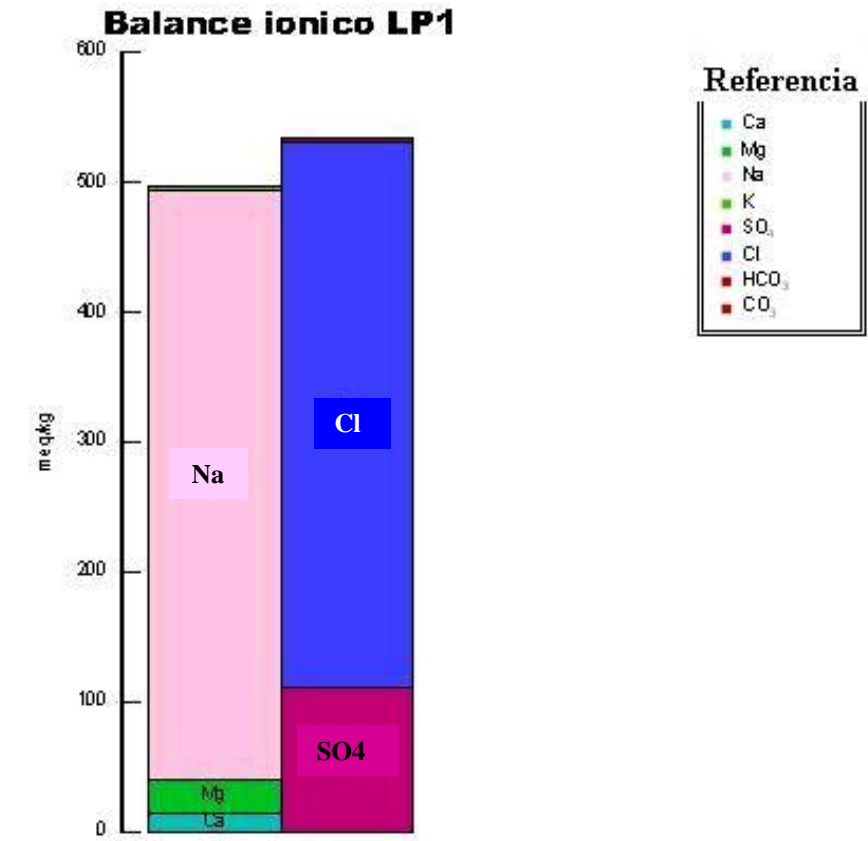


Figura 6.5.: Gráfico del balance iónico para el sitio LP1

El balance iónico en este sitio de muestreo arrojo un 3.775 % de diferencia entre los aniones y los cationes, considerándose aceptable

En la Figura 6.6. se presenta, a modo de ejemplo, el diagrama de Stiff en el cual se puede observar la distribución que presentaron los iones mayoritarios en LP1. Los demás sitios de monitoreo mostraron la misma distribución (Anexo I). Como se ya se mencionó, el software utilizado suma el sodio y el potasio ya que este último se presenta en pequeña proporción con respecto a los demás cationes.

Se puede observar claramente el predominio del sodio, dentro del grupo de cationes, y del cloruro dentro de los aniones, confirmando el balance iónico obtenido

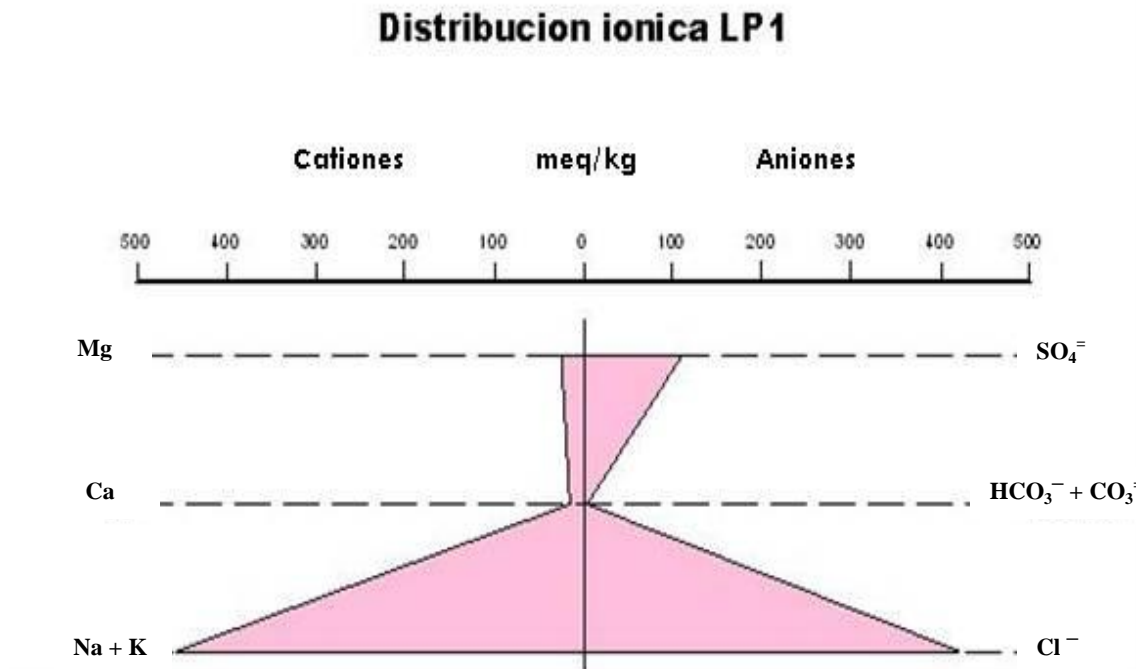


Figura 6.6.: Diagrama de Stiff con la distribución iónica para el sitio LP1

El diagrama de Stiff permite apreciar rápidamente los valores de las relaciones iónicas con respecto a la unidad y la variación de las relaciones entre cationes y entre aniones de una muestra. La forma de cada polígono orienta sobre el tipo de agua y su tamaño da una idea relativa del contenido iónico total del agua.

Se graficó la variación temporal de las concentraciones de cloruro y sulfato (Figura 6.7.), expresadas en miliequivalentes por litro (meq/L). Se puede observar el evidente predominio del cloruro en todas las campañas llevadas a cabo.

Se graficó la variación temporal de las concentraciones de cloruro y sulfato (Figura 6.7.), expresadas en miliequivalentes por litro (meq/L). Se puede observar el evidente predominio del cloruro en todas las campañas llevadas a cabo.

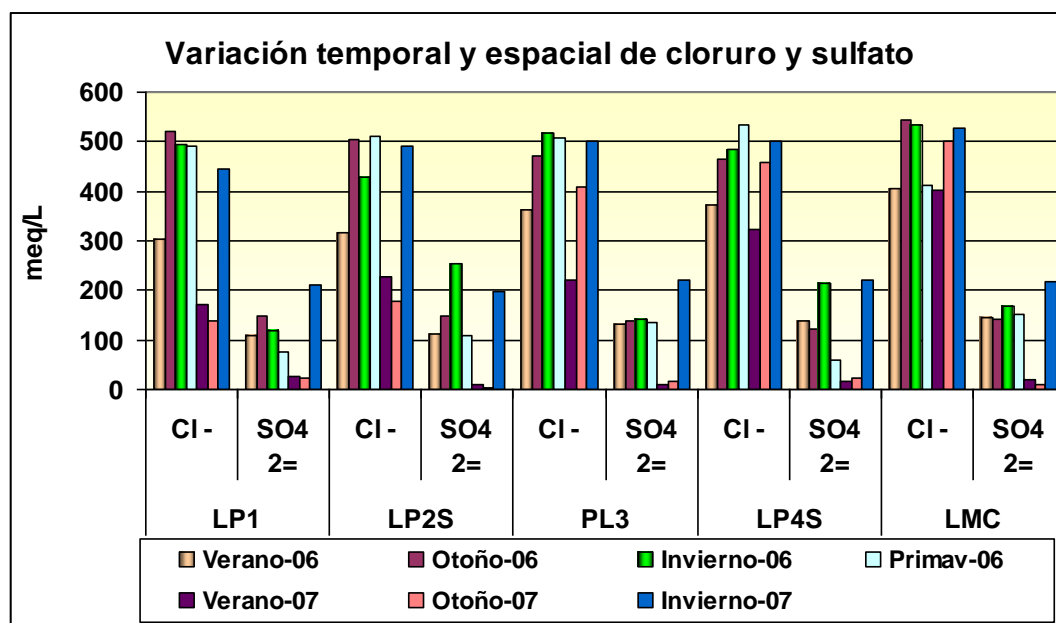


Figura 6.7.: Variación temporal de cloruro y sulfato en las estaciones de monitoreo de Laguna

También se realizó el gráfico de variaciones temporales para los cationes principales: sodio, potasio; calcio y magnesio, expresando sus concentraciones en miliequivalentes por litro (Figura 6.8.)

Al observar el gráfico resulta indiscutible el gran predominio del sodio sobre el resto de los cationes presentes en el agua de las lagunas del Plata y Mar Chiquita, en todas las campañas realizadas.

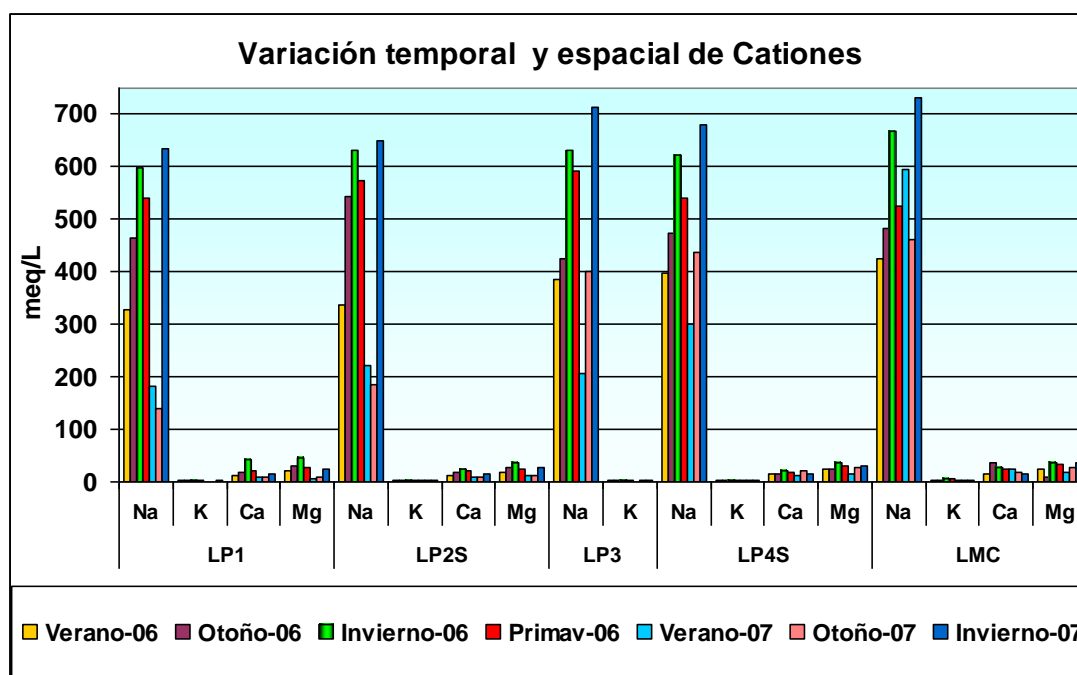


Figura 6.8.: Variación temporal de cationes en las estaciones de monitoreo de Laguna

Al observar el gráfico resulta indiscutible el gran predominio del sodio sobre el resto de los cationes presentes en el agua de las lagunas del Plata y Mar Chiquita, en todas las campañas realizadas.

Por medio de los gráficos de las Figuras 6.7 y 6.8 se puede inferir que la composición del agua de ambas lagunas tuvo como característica la de ser clorurada – sódica. Esto coincide con los resultados arrojados por el software AqQa.

Además, en función a la concentración que presentan tanto el anión como el catión predominante, el agua se encuadraría dentro del tipo "salada".

Los carbonatos y bicarbonatos, cuya presencia fue prácticamente insignificante, según el balance iónico,

provendrían principalmente de la disolución de minerales tales como: calcita, dolomita, etc., y silicatos presentes en suelos de la cuenca. También debe tenerse en cuenta la incorporación de dióxido de carbono (CO_2) por parte del fitoplancton cuando realizan la fase de respiración. Debe asumirse que la concentración de calcio presente en el agua favorecería la precipitación de carbonatos de calcio ya que estos compuestos son escasamente solubles.

Cuando los silicatos sufren meteorización proveen, generalmente, cantidades elevadas de sodio y en un menor grado potasio. Aunque el potasio en la cuenca puede ser tan abundante como el sodio, éste es más común en el agua de los ríos y del lago. Esto sucede ya que normalmente el potasio es retenido más fuertemente que el sodio cuando hay sitios de intercambio catiónico. Esta podría ser una de las razones de que el sodio sea el catión predominante y con gran diferencia sobre el resto.

El calcio es uno de los iones que reviste un interés particular ya que su concentración en la laguna podría estar gobernada también por procesos químicos propios del metabolismo que se produce en la misma. En el caso de lagos productivos, una disminución de calcio y carbono inorgánico superficial puede producirse por precipitación en forma de carbonato de calcio (CaCO_3). En esta evaluación sobre las concentraciones de cationes se observó que tanto el calcio como el magnesio se sitúan en segundo lugar, con valores muy cercanos.

El magnesio es considerado un micronutriente y forma parte de la clorofila por lo que si existe alta presencia de fitoplancton podría verse aumentado cuando el mismo muere ya que la degradación de esa materia orgánica lo convertiría en soluble. Los compuestos del magnesio son más solubles que los de calcio y en la mayoría de los casos el hidróxido y el carbonato de magnesio precipitan en forma significativa sólo a pH muy elevado (>10). En la mayoría de las aguas naturales su valor se encuentra por debajo del que presenta el calcio, situación que no se da en las aguas de la Laguna del Plata y de la Mar Chiquita, aunque sus concentraciones sean relativamente conservativas.

Las concentraciones de los iones mayoritarios en el agua salada, están significativamente controlados por procesos físicos, como es la adición y la sustracción de agua, más que por los procesos químicos, debido a ello, los iones mayoritarios son clasificados como “conservativos”.

La proporción de los iones se mantendría constante debido a que los procesos químicos que actúan para proveer iones mayoritarios o extraerlos del agua, son mucho más lentos que los procesos de mezcla.

La concentración de iones mayoritarios puede cambiar por procesos físicos como: evaporación; precipitación; congelamiento; difusión molecular de iones entre masas de agua de distinta salinidad; advección de masas de agua, mezcla turbulenta de masas de agua.

El aporte o pérdida de agua cambia la concentración de las sales, pero no la cantidad total de ellas, manteniendo constante su proporción, o en otras palabras, su abundancia relativa.

Tanto en el río Primero como en la Laguna del Plata y la de Mar Chiquita, las concentraciones de los iones mayoritarios de sus aguas varía dentro de un cierto rango manteniendo, de todas formas, su composición iónica en todo el período de estudio.

6.2. Estimación de la carga de nutrientes que aporta el río

Primero

Los ríos transportan una carga de materia soluble y particulada que provienen de los lixiviados y escorrentías de la cuenca que drenan. Existe una fuerte correlación entre las cargas de nitrógeno y fósforo total en los ríos con el uso de la tierra y especialmente con las prácticas agrícolas.

Históricamente la carga de nutrientes en los ríos ha ido aumentando de forma paralela al incremento de poblaciones humanas en sus cuencas, como resultado tanto de las aguas residuales de origen fecal provenientes de los aportes humanos como de la de animales y al aumento de la aplicación de fertilizantes en las tierras de cultivo, con la consiguiente lixiviación al río.

Los ríos tienen la particularidad de concentrar los contaminantes, que captan en las cuencas, en algunos puntos clave de su desembocadura, donde precisamente existen

ecosistemas altamente sensibles para la reproducción de especies tanto de agua dulce como salada (Kramer, Chouhury y Kampa, 2000). Básicamente se produce alteración de las funciones ecológicas, reducción de la diversidad biológica, daño a los hábitats acuáticos y contaminación de los cauces bajos y en los ecosistemas receptores del agua del río. El ingreso de nutrientes contenidos en las descargas municipales y los provenientes por la escorrentía agrícola han producido un incremento en la eutroficación de las aguas receptoras.

Para valorar la carga de nutrientes que aporta el río Primero a la Laguna del Plata se procedió, en primer lugar, a calcular su valor en cada campaña realizada, lo que se podría denominar como **“carga instantánea”**. Para ello se multiplicó el caudal medido y la concentración del fósforo total (PT) y del fósforo reactivo soluble (PRS) para obtener el dato de este nutriente. Luego se estimó lo que podrían llegar a ser las cargas diarias (Tabla 6.5.)

Tabla 6.5.: Valores de carga de PT y PRS calculado para cada campaña

Época de muestreo	Caudal (m ³ /s)	Concentración (mg/L)		Carga (Kg/día)	
		PT	PRS	PT	PRS
Primavera - 05	4,89	0,890	0,831	376	351
Verano - 06	5,72	0,556	0,164	275	81
Otoño - 06	7,10	0,860	0,740	528	454
Invierno - 06	3,41	1,092	s/d	322	s/d
Primavera - 06	6,06	0,948	0,340	496	178
Verano - 07	11,54	0,820	0,565	818	563
Otoño - 07	6,67	0,424	0,182	244	105
Invierno - 07	5,97	1,000	0,670	516	346

Del análisis de los resultados de cargas instantáneas estimadas, se puede observar que para el fósforo total el mayor valor (818 kg/día) se presentó en el verano de 2007 conjuntamente con el mayor caudal registrado (11,54 m³/s). La menor carga se produjo en el otoño de 2007 con un valor de 244 kg/día y un caudal de 6,67 m³/s.

En la Figura 6.9. se muestra el gráfico con los valores de caudales y de fósforo total (PT) medidos en cada campaña realizada. Se optó por realizarlo con línea de tendencia, a pesar de que las mediciones fueron realizadas cada tres meses, para poder visualizar mejor sus variaciones. Se puede observar que, en la mayoría de las campañas, los valores presentaron una relación inversa.

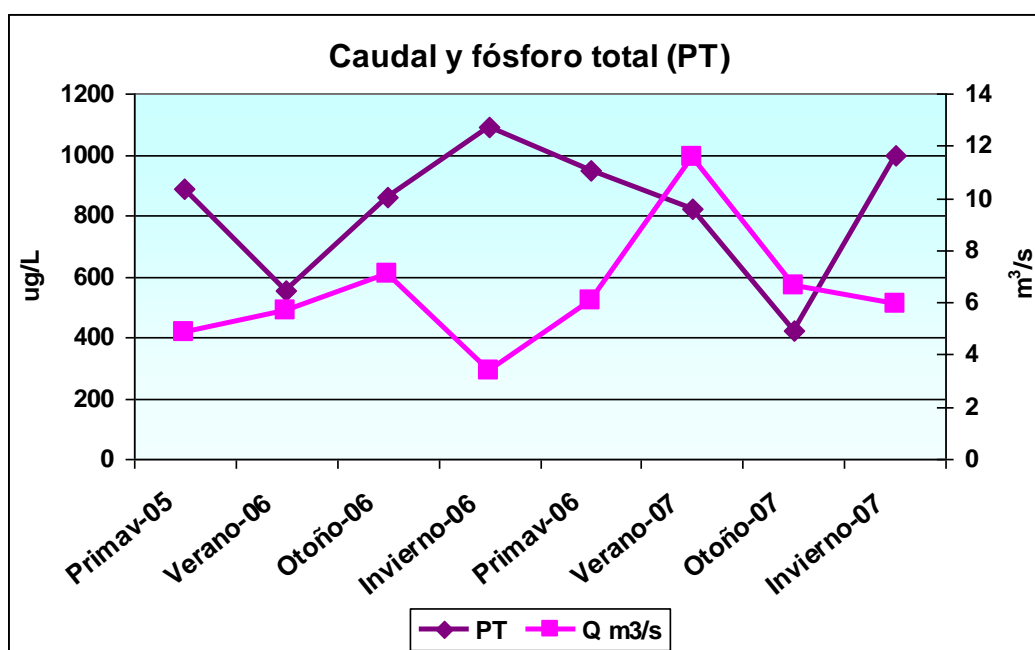


Figura 6.9.: Valores de caudal y de fósforo total (PT) medidos en cada campaña

Para el fósforo reactivo soluble la mayor carga estimada fue 563 kg/día, también en el verano de 2007. En el invierno de 2006 la

muestra extraída para la determinación de este parámetro se deterioró, lo que impidió conocer la concentración del mismo. Debido a esta situación, no se pudo estimar la carga para esa fecha. Por lo cual el menor de los valores de cargas estimadas (81 kg/día) correspondería al que se produjo en el verano de 2006.

En la Figura 6.10. se presenta el gráfico con los valores de caudales y de fósforo reactivo soluble (PRS) medidos en cada campaña realizada. Aquí también se tomó la decisión de realizarlo con línea de tendencia, a pesar de que las mediciones fueron realizadas cada tres meses, debido a que de este modo se pueden visualizar de mejor forma las variaciones que mostraron. Se puede observar que, en la mayoría de las campañas, los valores presentaron un comportamiento errático.

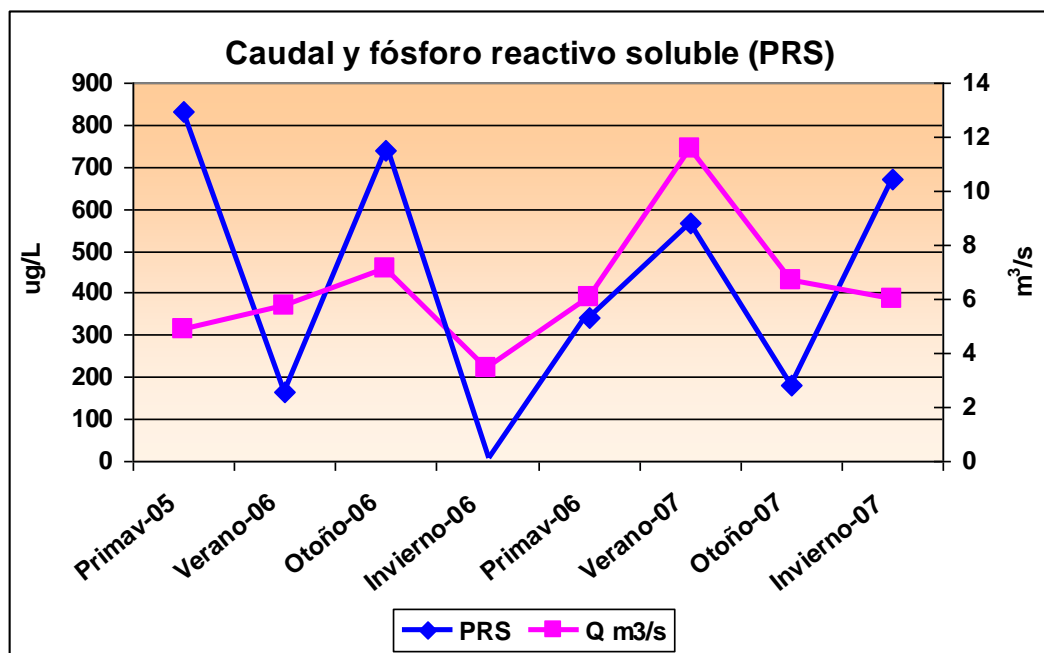


Figura 6.10.: Valores de caudal y de PRS medidos en cada campaña

Para estimar el aporte instantáneo de nitrógeno se sumaron las concentraciones de este elemento aportados por: el amonio; el nitrito y el nitrato. Se consideró, al total obtenido, como nitrógeno inorgánico total (NIT) presente en las muestras de agua analizadas.

En la Tabla 6.6. se resumen los valores de nitrógeno total, obtenidos para cada campaña realizada durante el período en estudio.

Para el caso del nitrógeno inorgánico aportado por el río, se puede observar que proviene principalmente de nitrato. Esto podría deberse a la dinámica de esta serie de compuestos, ya que en medio acuático es muy rápido su paso de amonio a nitrato debido, entre otras cosas, a la acción de las bacterias.

Tabla 6.6.: Valores de carga de nitrógeno calculado para cada campaña

Época de muestreo	Caudal (m ³ /s)	Concentración (mg/L)			Total (mg/L)	Carga (Kg/día)
		N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-O ₃ ⁻		
Primavera - 05	4,89	0,039	0,012	s/d	0,051	22
Verano - 06	5,72	0,039	0,006	3,616	3,661	1.809
Otoño - 06	7,10	0,039	0,006	5,966	6,011	3.688
Invierno - 06	3,41	0,054	0,006	5,673	5,733	1.691
Primavera - 06	6,06	0,039	0,064	0,667	0,769	403
Verano - 07	11,54	0,039	0,006	2,079	2,124	2.118
Otoño - 07	6,67	0,039	7,570	0,005	7,613	4.387
Invierno - 07	5,97	0,039	0,006	5,514	5,559	2.868

El total de nitrógeno que aportó el río a la laguna, expresado en mg/L, tuvo su valor máximo en el otoño de 2007 (7,613 mg/L,) cuando el caudal medido fue de 6,67 m³/s, no siendo este el caudal más alto medido durante el período de estudio. El valor más pequeño de NIT aportado fue de 0,051 mg/L con un caudal medido de 4,89 m³/s.

En la Figura 6.11. se muestra el gráfico con los valores de caudales medidos y de NIT calculados, en cada campaña realizada. Se realizó con línea de tendencia, a pesar de que las mediciones fueron realizadas cada tres meses, para poder notar mejor sus variaciones. Según se observa, las mismas presentaron una relación inversa.

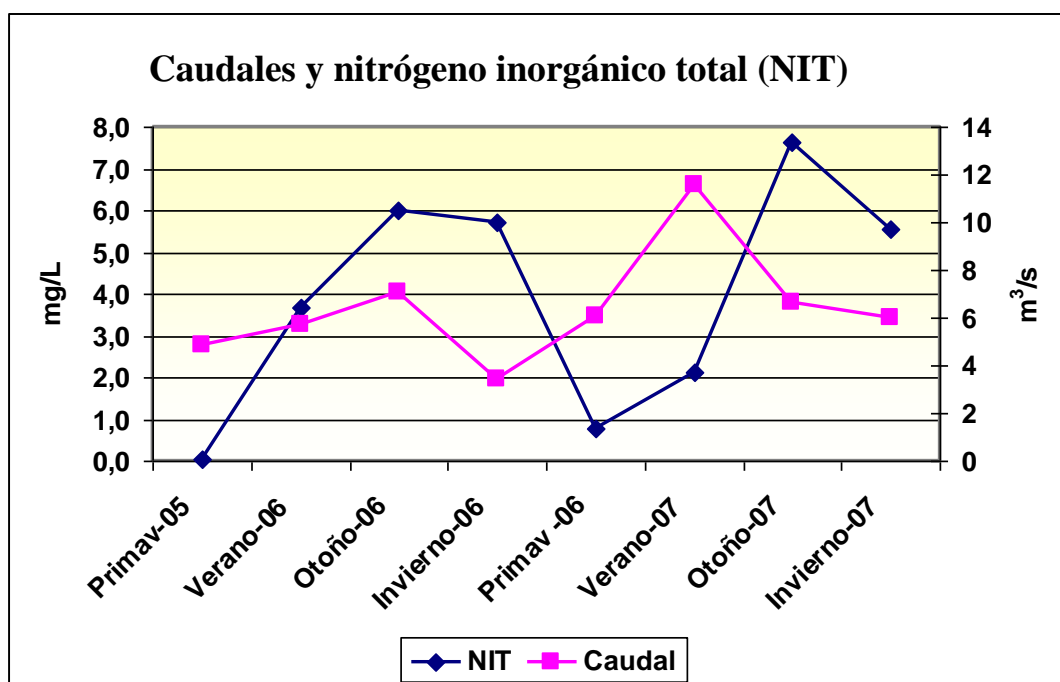


Figura 6.11.: Valores de caudal y de nitrógeno inorgánico total (NIT)

Debido a que las campañas de monitoreo fueron realizadas cada tres meses es muy probable que se puedan haber perdido eventos especiales con respecto al caudal del río Primero como así también, en relación a las concentraciones de nutrientes que el mismo aportaba.

En programas de muestreos mensuales se pueden perder eventos de alto flujo, si se calculara un flujo diario medio basado en los días de muestro, resultaría un estimado incorrecto del aporte total anual. Sin embargo, si el aporte diario medio se ajusta con la multiplicación por razón de flujo diario medio anual entre flujo diario medio de muestreo, parte del bias se puede eliminar del aporte calculado. También es importante tener una estimación del error asociado con los cálculos y la variabilidad de los datos, así como el término del cuadrado medio residual. El método de estimador de razones proporciona dicho error (Sonzogni *et al* 1978)

El “bias”, podrá traducirse como “**error sistemático**”, o sea aquel que se produce de igual modo en todas las mediciones que se realizan de una magnitud. Otra opción es su traducción por “**sesgo**”, cuando se hace referencia a un error que aparece en los resultados de un estudio debido a factores que dependen de la recolección, análisis, interpretación, publicación o revisión de los datos.

El empleo de modelos matemáticos permite predecir los impactos en la calidad del agua debidos a un cambio de actividades en la cuenca y, de esta forma, establecer las prioridades de desarrollo en función de los usos deseados del

recurso hídrico. Una elevada variabilidad anual en la escurrentía y aporte de nutrientes no queda reflejada en los valores promedio anuales. La imprecisión sólo se limita con una mayor frecuencia de muestreo (CEPIS, 2001).

En general, es conveniente realizar investigaciones limnológicas que recojan series temporales de muestreos interanuales para formular medidas de control adecuadas para cada caso (CEPIS, 2001).

Como segunda metodología para la estimación de carga de nutrientes aportada por el río Primero, se utilizó el método de estimador de razones, Método de Clarck, (Sonzogny *et al.*, 1978). El mismo calcula el aporte diario medio de un río ajustado hasta cierto grado para la variación del flujo durante el ciclo anual.

La situación ideal es tener mediciones mensuales de caudal y con un mínimo de doce valores (un ciclo hidrológico). En este caso de estudio solo se realizaron ocho mediciones las cuales abarcaron dos ciclos hidrológicos. De todos modos, se consideró de interés aplicar el método para poder estimar, de forma más fehaciente, la carga anual de nutrientes que aportaría el río Primero a la Laguna del Plata.

Los datos requeridos por el método son el módulo del río, las cargas de cada nutriente expresadas en kilogramo por día (kg/día) con su correspondiente caudal medido en metros cúbicos por segundo (m^3/s).

El río Primero tiene un módulo de 9,7 m³/s con un valor máximo de 24 m³/s y un mínimo de 2,0 m³/s (del Castillo, 2007).

Para el **fósforo total (PT)** el modelo arrojó el siguiente resultado:

- Caudal medio de muestra = 6,42 m³/s
- Carga media de muestra = 446,88 kg/día
- Caudal anual medio = 9,70 m³/s
- Estimado de razón con bias = 675,18 kg/día
- Estimado de razón aproximado sin bias = 674,15 kg/día
- Corrección del bias estimado = - 1,04 kg/día
- La razón del caudal anual medio y el medio del caudal de muestra es 1,51 basado en los valores de 9,70 y 6,42 m³/s, respectivamente.
- El estimado de la carga diaria es por consiguiente: 674,15 kg/día
- Error medio de este estimado: %135.940,54 Kg.
- **Carga anual estimada: 246.062,97 Kg., 246,06 toneladas métricas**
- Error medio estimado para este total: % 49.618.296,13 Kg. %49.618,30
- Estimados basados en 7 grados de libertad
- Suma de los cuadrados residuales = 454.472 (kg/día).

En función de los datos de caudal y de concentración de fósforo total medidos en cada campaña de muestreo realizada, el modelo obtiene como resultado una carga anual estimada para el fósforo total (PT) de 246,06 toneladas métricas.

Para el **fósforo reactivo soluble (PRS)** el modelo arrojó el siguiente resultado:

- Caudal medio de muestra = 6,42 m³/s
- Carga media de muestra = 259,75 kg/día
- Caudal anual medio = 9,70 m³/s
- Estimado de razón con bias = 392,46 kg/día
- Estimado de razón aproximado sin bias = 395,88 kg/día
- Corrección del bias estimado = 3,42 kg/día
- La razón del caudal anual medio y el medio del caudal de muestra es 1,51 basado en los valores de 9,70 y 6,42 m³/s, respectivamente.
- El estimado de la carga diaria es por consiguiente: 395,88 kg/día
- Error medio de este estimado: % 77.151,76 Kg.
- **Carga anual estimada: 144.495,30 Kg. 144,50 toneladas métricas**
- Error medio estimado para este total: % 28.160.394,17 Kg. % 28.160,39
- Estimados basados en 7 grados de libertad
- Suma de los cuadrados residuales = 144,50 (kg/día)

En función de los datos de caudal y de concentración de fósforo reactivo soluble medidos en cada campaña de muestreo realizada, el modelo obtiene como resultado una carga anual estimada para el PRS de 144,50 toneladas métricas.

Para el **nitrógeno inorgánico total (NIT)** el modelo arrojó el siguiente resultado:

- Caudal medio de muestra = 6.42 m³/s
- Carga media de muestra = 2.123,25 kg/día
- Caudal anual medio = 9,70 m³/s
- Estimado de razón con bias = 3.207,78 kg/día
- Estimado de razón aproximado sin bias = 3.181,93 kg/día
- Corrección del bias estimado = - 25,85 kg/día
- La razón del caudal anual medio y el medio del caudal de muestra es 1,51 basado en los valores de 9,70 y 6,42 m³/s, respectivamente.
- El estimado de la carga diaria es por consiguiente: 3.181,93 kg/día
- Error medio de este estimado: % 4.907.885,23 Kg.
- **Carga anual estimada: 1.161.403,47 Kg., 1.161,49 toneladas métricas**
- Error medio estimado para este total: % 1.791.378.107,31 Kg. % 1.791.378,15
- Estimados basados en 7 grados de libertad
- Suma de los cuadrados residuales = 10.124.661 (kg/día).

En función de los datos de caudal medidos y de la concentración de nitrógeno inorgánico total calculado para cada campaña de muestreo realizada, el modelo obtiene como resultado una carga anual estimada para el NIT de 1.161,49 toneladas métricas

El error medio estimado, para los tres casos, resultó elevado debido a que los datos ingresados son solo ocho, en lugar de los doce requeridos como mínimo.

Analizando la información obtenida por medio del modelo se podría decir que las cargas del nutriente fósforo resultan importantes en su magnitud. Además, se observa que la mayoría ingresa como fósforo total.

Para el caso del nitrógeno inorgánico total, el valor obtenido se podría considerar elevado.

Para ambos casos no se encontraron antecedentes, por lo cual resulta difícil inferir si se mantuvieron dentro de los valores normales o si bien se vieron aumentados.

6.2.1. Estimación de la carga de material en suspensión (MES) que aporta el río Primero

Los ríos son “responsables” del mayor ingreso a los cuerpos de agua lénticos de cargas importantes de sedimentos ricos en materia orgánica (MES). La alteración del flujo de estas sustancias produce efectos negativos importantes en las propiedades y funciones de los ecosistemas receptores (tales como lagos y lagunas), en su biodiversidad, como así también en la abundancia y distribución de los recursos vivos en aguas dulces y saladas.

En las aguas naturales, las partículas en suspensión son sólidos inorgánicos y materia orgánica (viva o muerta) en proporciones

muy variables. Los sólidos inorgánicos constituyen la mayor parte de la materia suspendida transportada por los ríos y consisten principalmente en aluminio – silicatos procedentes de la erosión física y meteorización de rocas continentales (Marín Galvín, 2003)

Los ingresos excesivos de material en suspensión (MES) tienen efectos indeseables como por ejemplo la afectación a la productividad primaria reduciéndola. Además, los metales pesados, pesticidas y otros contaminantes que forman uniones químicas con las partículas de sedimento, pasan a la columna de agua y también a los sedimentos de fondo para ser acumulados y posteriormente liberados, generalmente en formas más tóxicas o viables de ser tomados y con mayor rapidez por los organismos acuáticos (GESAMP, 1993).

Algunos elementos traza se encuentran, especialmente, en las superficies de los minerales de arcilla, que forman parte del material en suspensión. Esta situación es la misma que sucede con muchos de los plaguicidas y pesticidas utilizados en la agricultura.

Para el material en suspensión (MES) se calculó solamente lo que se denominó "carga instantánea", no pudiéndose aplicar el método de Clark debido a que fue diseñado para nutrientes los cuales presentan, generalmente, valores mucho menores en sus concentraciones.

Los aportes del río Primero, en lo que a material en suspensión respecta, resultaron elevados ya que el menor de los valores calculados es de 37 toneladas por día, con un caudal

medido de solo 4,89 m³/s (Tabla 6.7.). El valor más elevado calculado fue de 193 Tn/día, coincidente con el mayor caudal medido y corresponden a la campaña realizada en el verano de 2006.

Tabla 6.7.: Valores de carga de material en suspensión calculado para cada campaña

Época de muestreo	Caudal	Concentración	Carga	Carga
	m ³ /s	mg/L	Kg/día	Tn/día
MES				
Primavera - 05	4,89	86,8	36673	37
Verano - 06	5,72	238	117622	118
Otoño - 06	7,10	124	76067	76
Invierno - 06	3,41	67	19763	20
Primavera - 06	6,06	255	133514	134
Verano - 07	11,54	194	193429	193
Otoño - 07	6,67	84,3	48581	49
Invierno - 07	5,97	169	87172	87

El elevado contenido de material en suspensión sería el responsable del aspecto del agua que transporta el río y probablemente es el encargado de transportar gran parte de los nutrientes que ingresan a la laguna.

6.3. Análisis de la variación temporal y espacial de los parámetros más importantes medidos en la Laguna

La variación espacial y temporal de un componente, tanto en la concentración como en su estado químico, conduce a variaciones de la comunidad biológica de un cuerpo de agua. Es por ello que resulta de interés evaluar estas variaciones, en especial, en el caso de los parámetros de mayor incidencia sobre el estado trófico.

6.3.1. Fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS).

El fósforo (P) es un elemento químico esencial para la biota y para el crecimiento de microorganismos. En aguas naturales se encuentra P, predominantemente, como ortofosfato o iones de ortofosfato en solución, fósforo particulado orgánico o inorgánico o, también, incorporado a estructuras de organismos acuáticos. Concentraciones altas de P en cursos de agua favorecen el proceso de eutroficación. (Zepka Baumgarten y Pozza, 2001).

El fósforo se presenta en diferentes formas: fósforo mineral (por lo general apatita: fosfato de calcio); fósforo inorgánico no apatita (coprecipitado o adsorbido a óxidos de hierro, aluminio, manganeso, etc.); fósforo orgánico (combinado con el carbono y el nitrógeno en el material vegetal y animal), y el ortofosfato reactivo (disuelto en el agua). Las especies de fósforo apatíticas, inorgánicas no apatíticas y orgánicas están asociadas a las partículas. En estudios realizados sobre el desplazamiento del fósforo desde las tierras agrícolas, se observa que la parte más

importante se incorpora a los materiales arcillosos y es transportada, como producto de la erosión, hacia los cuerpos de agua. El fósforo reactivo soluble (que incluye los iones PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} y H_2PO_4^-) es fácilmente accesible para el fitoplancton hasta el punto que el medido en aguas superficiales quizás represente únicamente una parte residual, después de que haya sido absorbido en su mayor parte. Consecuentemente en estudios acuáticos, lo que se intenta analizar fundamentalmente son las formas de fósforo asociadas a los sedimentos, ya que éstas tienden a dominar el flujo total del fósforo (Ongley, 1997).

Los microorganismos desempeñan un papel importante en la degradación de los compuestos orgánicos del fósforo. Numerosas especies de bacterias y hongos pueden, en ese proceso liberar fosfatos que se encuentran unidos a restos orgánicos incorporándolos así al ciclo de nutrientes. El tiempo requerido para ello es a menudo muy corto, oscila entre unos minutos y pocos días a las temperaturas que tiene el agua en verano (Rheinheimer, 1987).

Los ríos son la mayor fuente de fósforo en lagos y lagunas. Este flujo puede ser sustancialmente modificado por la sedimentación o la disolución. La biogeoquímica del fósforo puede ser controlada por una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos.

6.3.1.1. Fósforo total (PT)

Del **análisis temporal** realizado sobre el **fósforo total (PT)** (Figura 6.12.) se desprende que la estación de muestreo en la que se encontró la menor concentración de PT, a lo largo del período estudiado, fue LMC (ubicada en la laguna Mar Chiquita), con un valor de 40 $\mu\text{g/L}$ (verano de 2006). En la misma estación de muestreo se registró la mayor concentración de PT, fue en la campaña correspondiente al verano de 2007, con un valor de 395 $\mu\text{g/L}$.

La estación la que presentó menor fluctuación en las concentraciones de fósforo total medidas fue LP2S, con un valor máximo de 231 $\mu\text{g/L}$. y un mínimo de 103 $\mu\text{g/L}$., lo que da una diferencia, entre ambos valores, de 128 $\mu\text{g/L}$. Este sitio de muestreo sería el que presentó mayor homogeneidad en los valores de fósforo total medidos durante el periodo estudiado.

Los sitios de muestreo LP2 y LP3 serían las que reciben mayor influencia del agua que ingresa por el río, en función de como se desarrolla la pluma que marca el ingreso del agua dulce la cual se ve afectada por la dirección del viento, como así también por la circulación del agua de la laguna. Además, ambas podrían estar recibiendo las escorrentías de los campos sembrados ubicados sobre la costa este de la laguna, los cuales tienen pendiente hacia la misma.

En todas las estaciones de muestreo, se registraron las mayores concentraciones de PT en la campaña correspondiente

al verano de 2007, coincidente con el mayor caudal medido en el río Primero (11,54 m³/s) cuyas aguas ingresaron a la laguna con una concentración de PT de 820 µg/L.

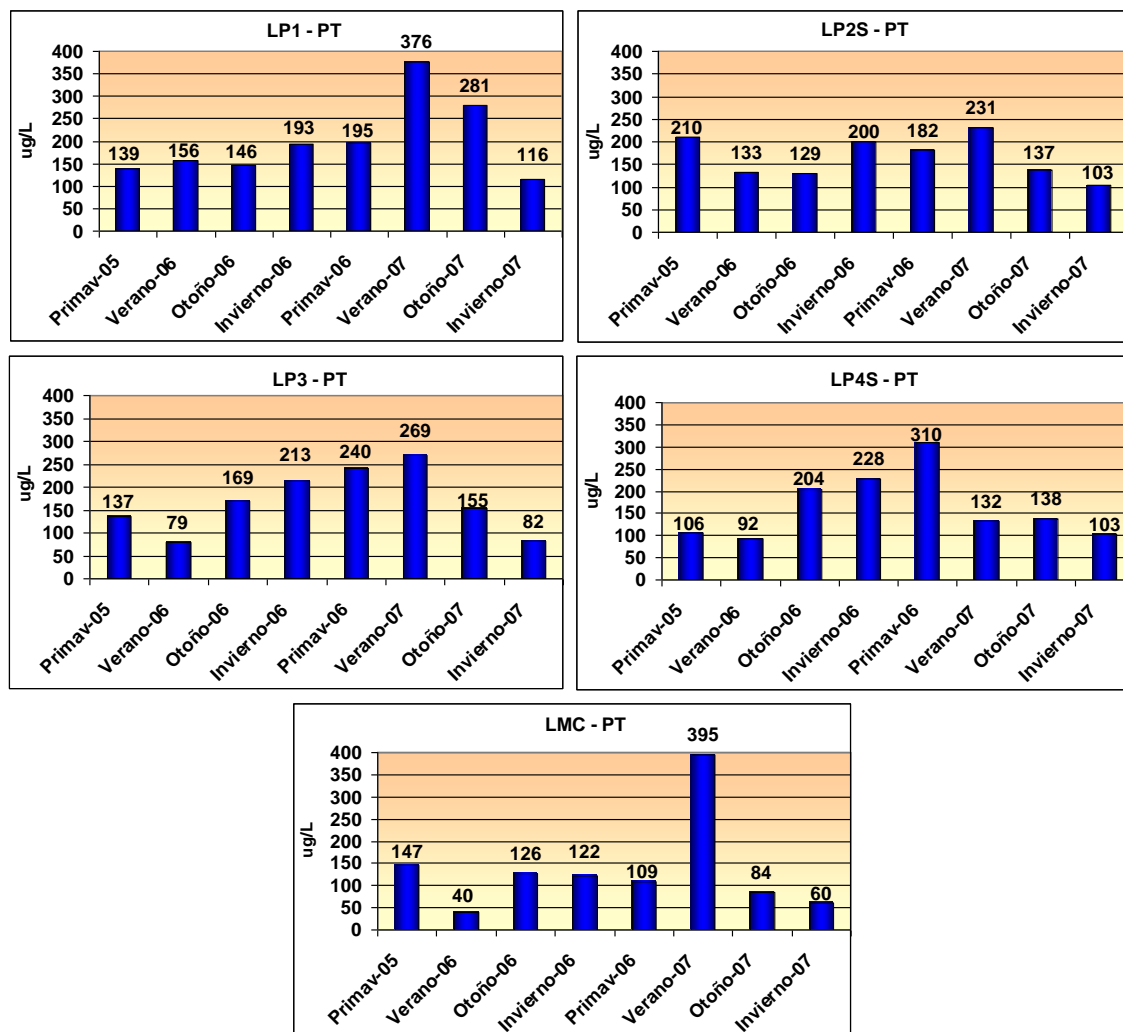


Figura 6.12.: Gráficos con la distribución temporal del fósforo total (PT) en cada estación de muestreo

La estación LP1 muestra una cierta homogeneidad en la mayoría de las concentraciones medidas (a excepción del verano de 2007). Esta situación podría deberse a que recibiría escasas escorrentías debido a su costa sur elevada, no existiendo cultivos en esa zona, solo se encuentran dos camping. Además, cabe recordar que en toda la zona sur, tanto de la Laguna del Plata con de la Mar Chiquita, existen surgentes de agua dulce lo que

podría producir efecto de dilución y también favorecer la permanencia del fósforo en el agua.

Se debe recordar que se trata de un cuerpo de agua muy somero cuya profundidad máxima se registró en LMC (4 m) y 3,8 m en LP2, en las demás estaciones de monitoreo fue de 3,5 m. Esta característica favorecería una menor circulación en el cuerpo de agua y por lo tanto una mayor sedimentación de todo el material particulado, de origen tanto orgánico como inorgánico presente con el consiguiente aumento del fósforo total en la profundidad y especialmente en los sedimentos.

Hay que tener presente que en las estaciones LP2 y LP4 se extrajo, también, muestra de agua a un metro del fondo para evaluar si existía algún gradiente entre las concentraciones de la superficie y del fondo de columna de agua. Esta hipótesis resultaría poco probable en función de las escasas profundidades y de cumplirse se esperaría un incremento del PT en el fondo con respecto a la superficie por lo antes mencionado.

En las Figuras 6.13. y 6.14. se muestran los gráficos temporales del PT, en superficie (S) y fondo (F) en las estaciones LP2 Y LP4 respectivamente.

Se puede observar que, en LP2, solamente en la campaña correspondiente al verano de 2007 se cumpliría la hipótesis, con un leve aumento del PT en el agua del fondo debido, probablemente, a la sedimentación de material particulado, tanto orgánico como inorgánico. En las campañas realizadas en otoño

2006; otoño 2007 e invierno 2007 no existió prácticamente diferencia entre los valores de superficie y de fondo.

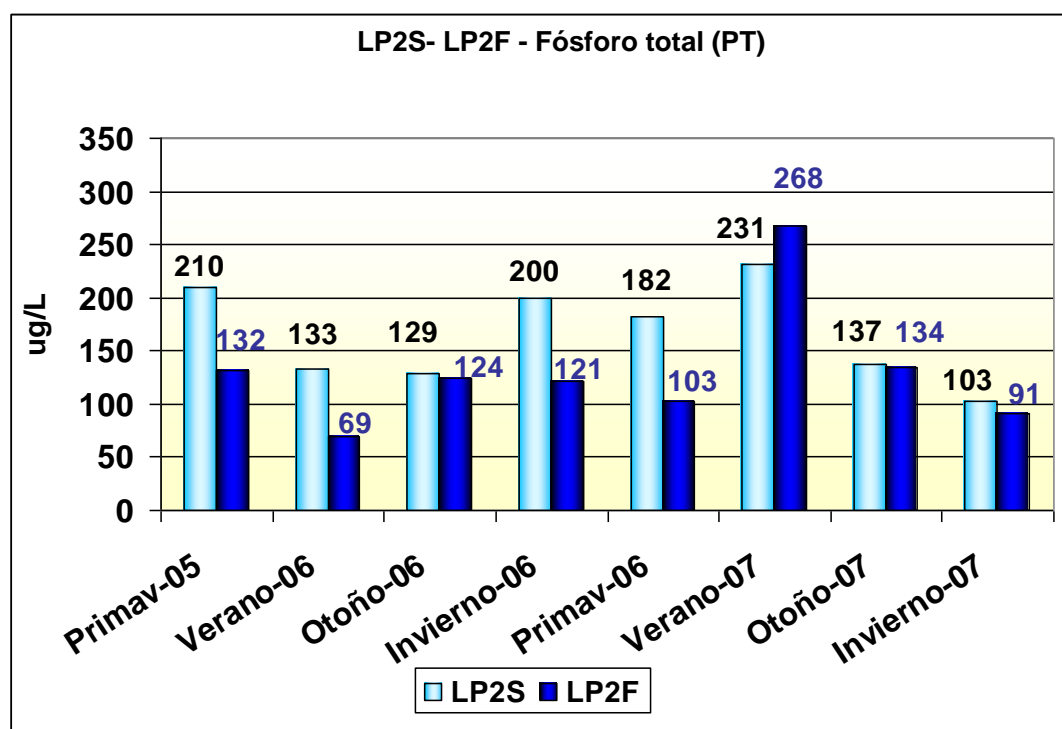


Figura 6.13.: Gráfico con la distribución temporal del fósforo total (PT) en superficie (S) y fondo (F) en la estación de monitoreo PL2

En el resto de las fechas, el PT en la superficie es mayor que el fondo, esto podría deberse a la influencia de la pluma de ingreso del agua dulce con alto contenido de material en suspensión o bien a la proliferación de fitoplancton.

En el caso de la estación LP4 (Figura 6.14.), se observó que se cumpliría la hipótesis planteada, con pequeñas variaciones entre los valores de superficie y fondo, solo en las campañas de primavera 2005 (delta de 20 µg/L) y verano 2007 (delta de 50 µg/L). En el resto de las fechas de muestreo el PT presentó diferencias significativas entre la superficie y el fondo.

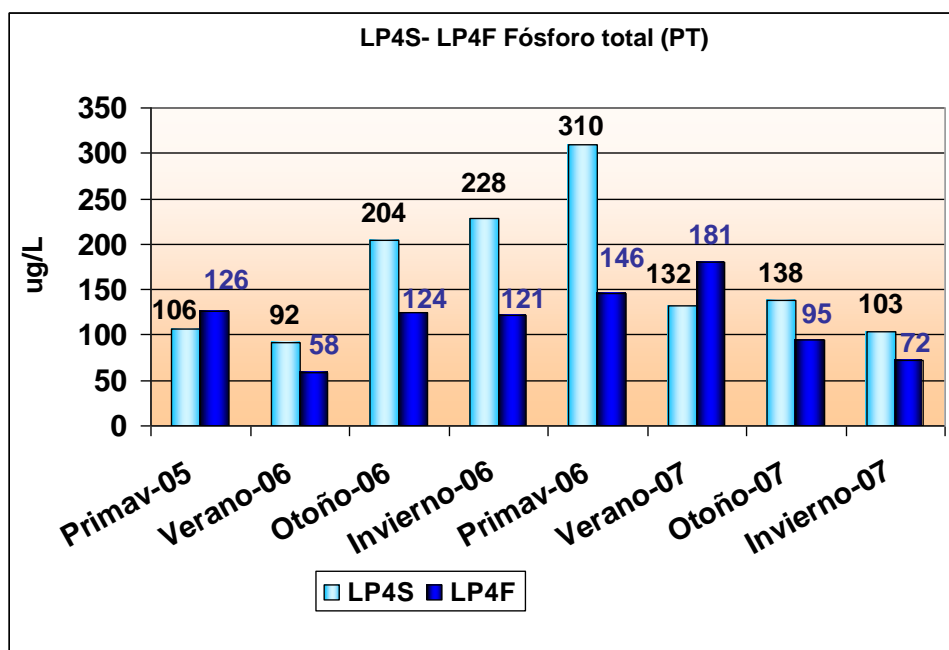


Figura 6.14.: Gráfico con la distribución temporal del fósforo total (PT) en superficie (S) y fondo (F) en la estación de monitoreo PL4

Se calculó la mediana de las concentraciones de PT medidas en cada campaña, para cada sitio de monitoreo y se realizó la evaluación de su variación temporal (Figura 6.15.)

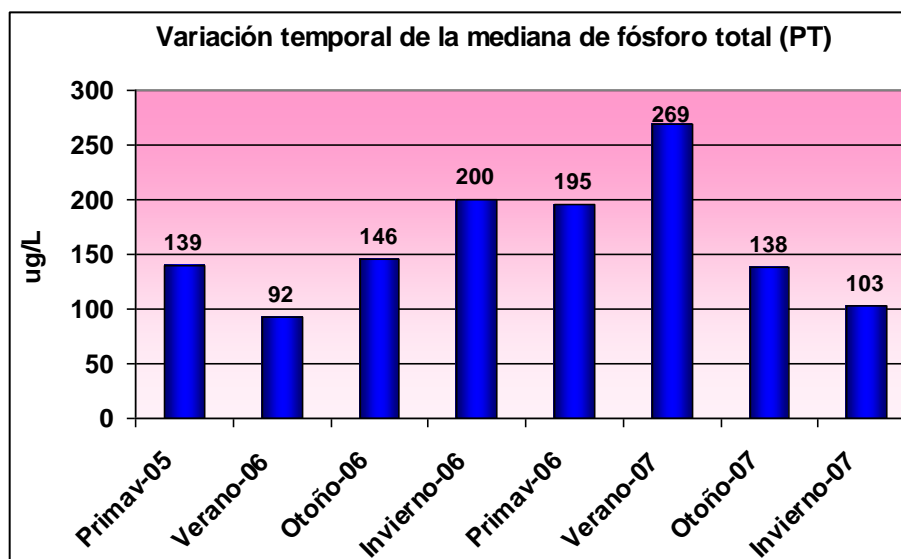


Figura 6.15.: Variación temporal de la mediana del fósforo total (PT)

En este caso se observó que el máximo valor de la mediana de PT corresponde a la campaña de verano 2007 con un valor de

269 $\mu\text{g/L}$. En esa fecha se midió el mayor caudal de ingreso en el río Primero (11,54 m^3/s) con una concentración de PT algo elevada (820 $\mu\text{g/L}$). Esta situación reflejaría que en todas las estaciones de monitoreo la mayor concentración de fósforo total se produjo en esa campaña. El menor registro fue de 92 $\mu\text{g/L}$ de PT, casualmente, un año antes (verano 2006) con un caudal de ingreso medido de casi la mitad (5,72 m^3/s) y con una de las dos concentraciones de PT más bajas observadas (556 $\mu\text{g/L}$).

Se calculó la relación entre la concentración de PT que presentaba el agua del río Primero y el valor de la mediana, del mismo parámetro, presente en la Laguna del Plata en las distintas campañas de muestreo obteniéndose el siguiente resultado (Tabla 6.8.)

Tabla 6.8.: Relación entre fósforo total (PT) río Primero y mediana del PT en Laguna del Plata, en todas las campañas de muestreo realizadas

Campaña de muestreo	PT	PT Laguna del	Relación
	Río Primero	Plata (mediana)	PT río/PT laguna
	$\mu\text{g/L}$,	$\mu\text{g/L}$	
Primavera -05	890	139	6,4
Verano -06	556	92	6,0
Otoño - 06	860	146	5,9
Invierno - 06	1092	200	5,5
Primavera - 05	984	195	4,9
Verano - 07	820	269	3,0
Otoño - 07	424	138	3,1
Invierno - 07	1000	103	9,7

Como se puede observar el descenso en la concentración del PT en la laguna, con respecto a la concentración del mismo en el agua que ingresaba por el río, fue considerable. En las primeras cinco campañas, de las ocho llevadas a cabo, se produjo una disminución de 5 a 6 veces en la concentración. En dos campañas se observó la menor disminución, 3 veces y en la última se produjo, llamativamente, un descenso de casi 10 veces.

Cabe recordar que la medición del PT incluye a iones de ortofosfato en solución, fósforo particulado orgánico o inorgánico y, también, el incorporado a estructuras de organismos acuáticos, como por ejemplo el fitoplancton.

El ciclo del fósforo está regulado principalmente por factores como la captación biológica, reacciones de precipitación con ciertos cationes seguido del flujo unidireccional hacia los sedimentos. Además, el comportamiento químico del fósforo está gobernado por los iones geoquímicamente abundantes, principalmente los de calcio, hierro y aluminio, que reaccionan con los iones fosfatos para formar precipitados (Vallentyne, 1978)

Los fosfatos, con pH alto (superior a 8 - 8,5), se combinan más rápido con el calcio, formando fosfato tricálcico, $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, provocando su precipitación y es, tal vez, la forma más simple de reducción de su concentración en aguas naturales. Además, a diferencia de lo que ocurre con la mayoría de compuestos, su solubilidad decrece con el aumento de la temperatura

El agua de la laguna posee concentraciones elevadas de calcio, mínimo 159 mg/L y máximo 747 mg/L (valor de la mediana 349 mg/L) conjuntamente con un pH que osciló entre 8,4 y 9,7 (valor de la mediana 8,7), en todos los sitios de muestreo y en cada campaña realizada. Esta situación favorecería la formación de fosfato de calcio, compuesto de muy baja solubilidad ($K_{ps} = 2,07 \cdot 10^{-33}$) por lo cual precipitaría formando parte de los sedimentos. De este modo se podría explicar el descenso en los valores obtenidos al realizar la relación entre la concentración de PT que ingresa por el río con la concentración que presenta el mismo parámetro en el agua de la laguna.

Además, al ser un cuerpo de agua muy somero se produciría con más facilidad una mayor sedimentación de todo el material particulado, de origen tanto orgánico como inorgánico presente con el consiguiente aumento del fósforo total principalmente en los sedimentos, lo que también justificaría la notable disminución de la concentración de PT en la laguna con respecto a la que ingresa a través del agua del río Primero.

En el ciclo del fósforo se producen grandes pérdidas de ese elemento. Hay una tendencia en la naturaleza de que se pierda parte del fósforo que está de los seres vivos y se acumulan en los sedimentos en forma de dos compuestos: fosfato de calcio y fosfato férrico.

Además, los principales compuestos de calcio, magnesio, manganeso, hierro y aluminio que pueden precipitar son los que se forman con los fosfatos, sulfuros (con hierro) y carbonatos.

Se realizó, también, el **análisis de la variación espacial** del **fósforo total** (PT). Los gráficos correspondientes a cada campaña de monitoreo se exponen en la Figura 6.16.

De la evaluación efectuada se desprende que en la campaña de muestreo de invierno 2007 las concentraciones de PT mostraron mayor homogeneidad espacial, con valores relativamente más bajos que en las demás. En este caso, entre la estación que presentó el menor valor (60 $\mu\text{g/L}$ en LMC) y la de mayor concentración (116 $\mu\text{g/L}$ en LP1) solo existió una diferencia de 56 $\mu\text{g/L}$. Ambas se encuentran en los extremos de la transecta determinada por los sitios de muestreo

Otra de las campañas en las que se encontró más homogeneidad en la distribución espacial de las concentraciones de PT, fue la llevada a cabo en invierno 2006. En esta oportunidad los valores fueron mayores, encontrándose una diferencia entre el mínimo (122 $\mu\text{g/L}$ en LMC) y el máximo (228 $\mu\text{g/L}$ en LP4S) fue de 106 $\mu\text{g/L}$.

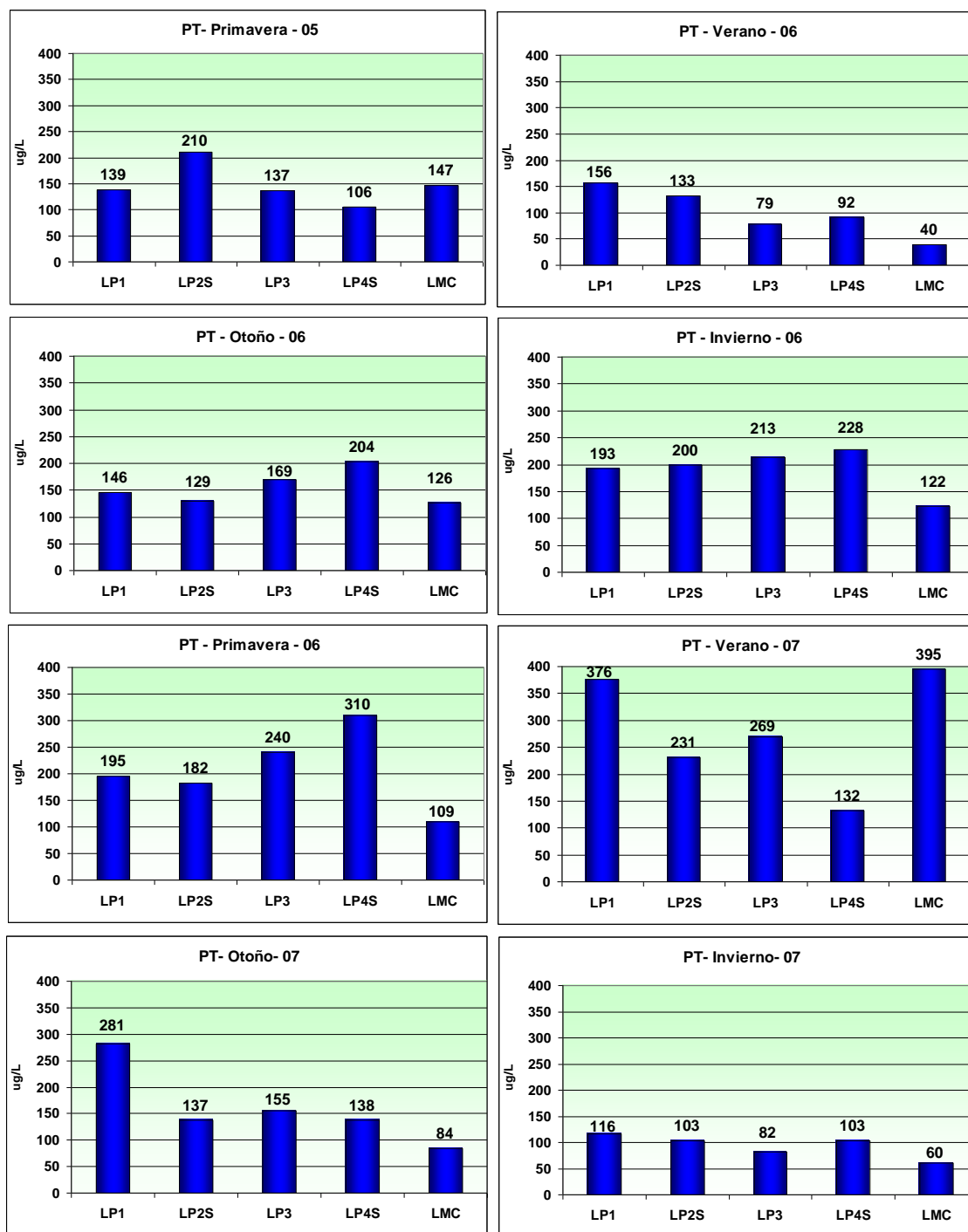


Figura 6.16.: Variación espacial del fósforo total (PT) en cada campaña de muestreo

En verano 2007 se registraron valores elevados en cuatro de las cinco estaciones de monitoreo, siendo en esta campaña en la que se presentaron las mayores concentraciones de PT. Como ya se mencionó en esta fecha es cuando se registró el mayor caudal

de ingreso por el río Primero con una concentración de fósforo total de 820 $\mu\text{g/L}$. En el sitio de monitoreo LMC fue en donde se midió el mayor valor de PT en todo el periodo de estudio (395 $\mu\text{g/L}$).

En el muestreo de verano 2006 se observó una tendencia que se repitió en otoño 2007. En ambos casos, las concentraciones medidas exhibieron un descenso desde la estación LP1 hacia LMC. La diferencia fue que, en otoño 2007, los valores medidos (máximo 281 $\mu\text{g/L}$ - mínimo 84 $\mu\text{g/L}$) fueron más elevados que en la otra fecha (máximo 156 $\mu\text{g/L}$ - mínimo 40 $\mu\text{g/L}$).

El resto de las campañas llevadas a cabo: primavera 2005; otoño 2006 y primavera 2006, presentaron heterogeneidad en las concentraciones medidas mostrando ciertas fluctuaciones en el contenido de PT presente en cada estación de monitoreo. La menor variación (78 $\mu\text{g/L}$) se registró en otoño 2006 y la mayor (201 $\mu\text{g/L}$) en primavera 2006.

Se calculó la mediana de las concentraciones determinadas en cada sitio de extracción de muestras durante las ocho campañas realizadas. Con los valores obtenidos se realizó el gráfico que se presenta en la Figura 6.17. Se puede observar que la mediana de las concentraciones muestra una tendencia al descenso desde el sitio de muestreo LP1 hacia LMC. Este mismo comportamiento se ha mencionado para dos de las campañas llevadas a cabo.

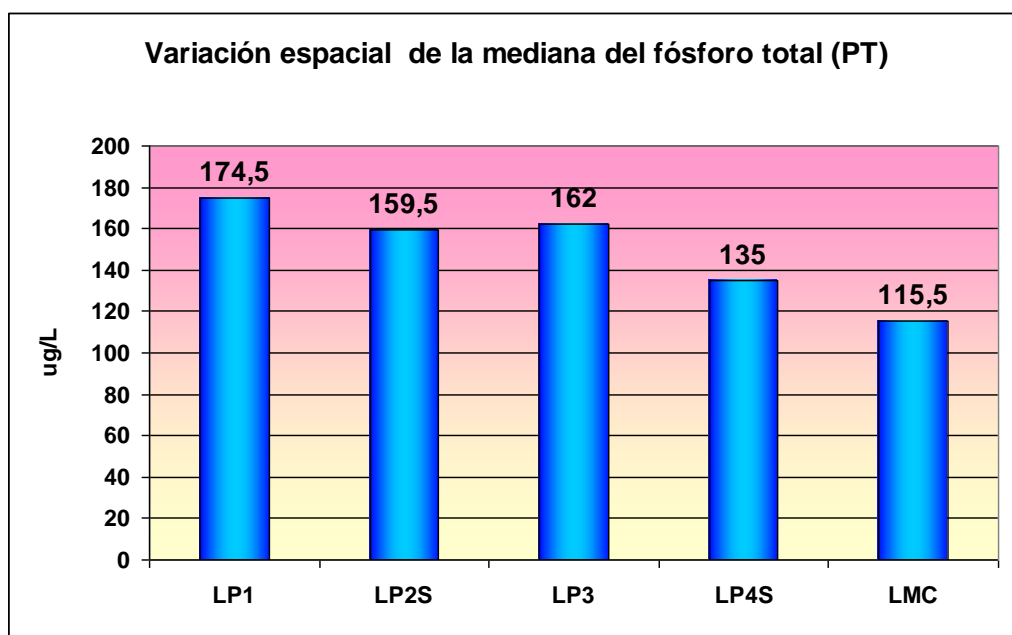


Figura 6.17.: Variación espacial de la mediana de las concentraciones de fósforo total (PT)

Para lograr una mejor visualización de cómo ha variado espacialmente la concentración de fósforo total durante el período estudiado se utilizó el software SURFER 8.0 (RockWare, 2010). el cual realizó una interpolación, por medio del método de Kriging, del valor de la mediana para cada estación de monitoreo. Esto permitió, además, estimar los valores no monitoreados en otros puntos mediante las propiedades medidas en las estaciones de base.

Las curvas que marcan los niveles de concentración se superpusieron con la imagen digitalizada de la Laguna del Plata obteniéndose la ilustración que se presenta en la Figura 6.18.

Se puede observar que a través de la interpolación de las medianas se obtuvo la misma variación espacial de las concentraciones de PT en la laguna.

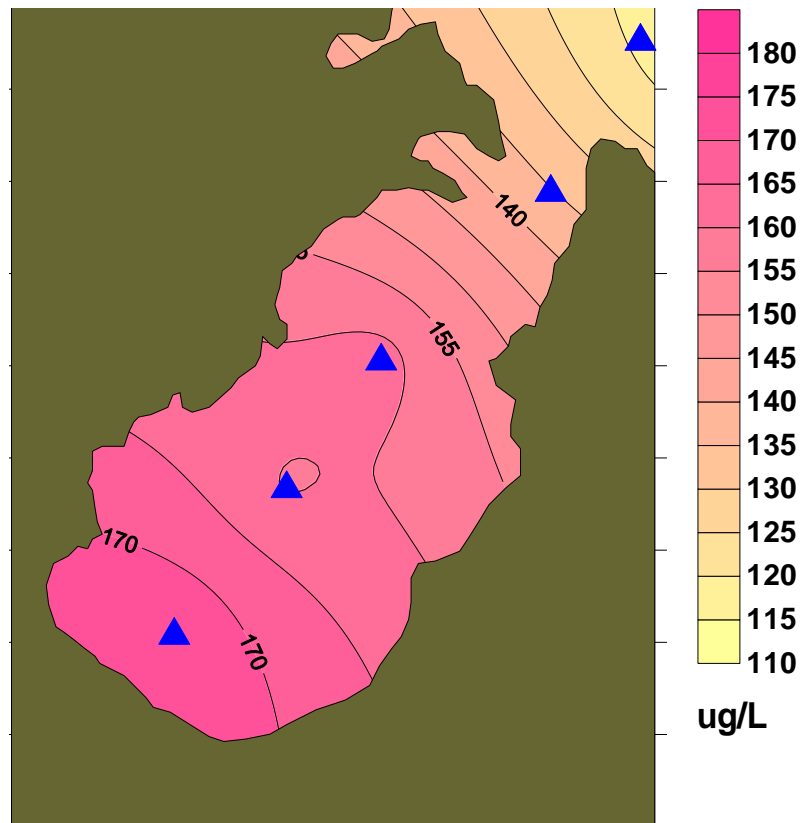


Figura 6.18.: Gráfico de curvas de concentración de fósforo total (PT)

Se realizó, además, el gráfico que muestra en forma conjunta la variación espacial y temporal del fósforo total (PT). Los resultados obtenidos se exponen en la Figura 6.19.

Como se puede observar a primera vista, en la campaña realizada en verano 2007 resaltan los mayores valores medidos (color naranja) y en contraposición, en invierno 2007 se encontraron los menores (color rosa), en todo el periodo estudiado.

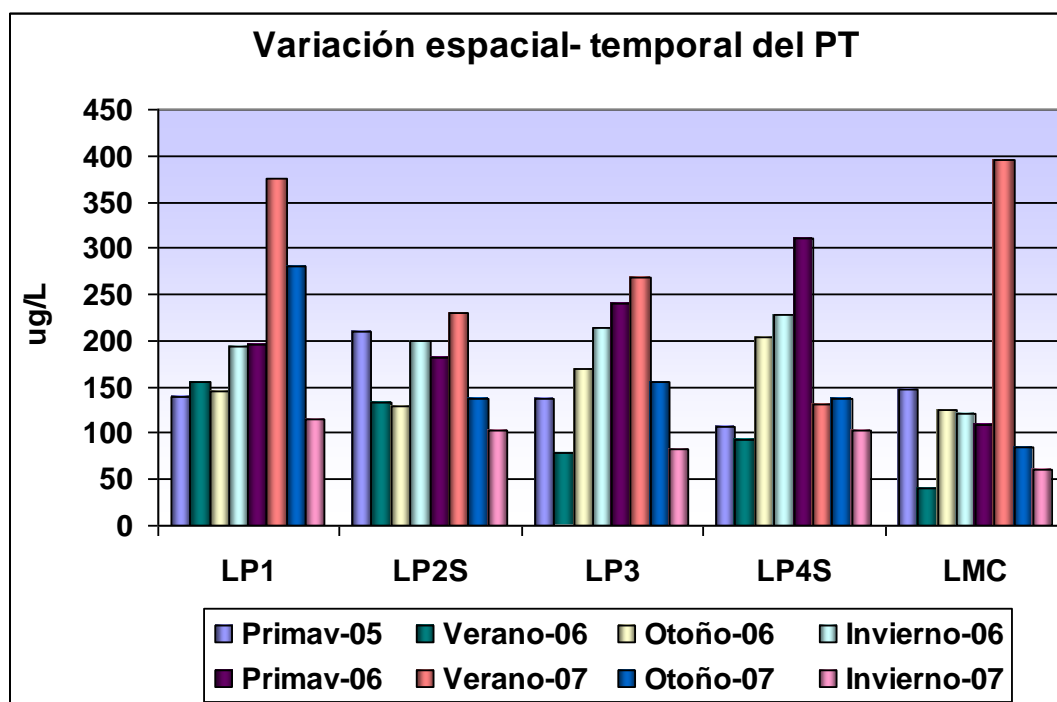


Figura 6.19.: Variación espacial – temporal de fósforo total (PT)

Con respecto a la variación espacial, se reafirma que la campaña llevada a cabo en invierno 2007 fue en la que se presentaron las menores concentraciones de fósforo total en cada sitio de muestreo. Además, la diferencia entre el valor máximo y el mínimo fue de solo 56 $\mu\text{g/L}$.

6.3.1.2. Fósforo reactivo soluble (PRS)

Cuando los organismos mueren son degradados por bacterias que producen la liberación del fósforo mineral, como iones ortofosfato (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} y H_2PO_4^-), los cuales pueden ser utilizados por los organismos productores. Debido a esto es que normalmente se lo denomina “fósforo reactivo soluble”.

En el mar, las condiciones de pH que posee (entre 8 y 8,2), el fósforo orgánico experimenta hidrólisis y se transforma en fósforo inorgánico. En general, los compuestos de fosfato tienden a ser

solubles en agua, excepto en el caso de minerales formados por interacción con el calcio, hierro y aluminio. Éstos reaccionan con los iones fosfatos a pH neutro o alto para formar precipitados que tienen baja solubilidad en el agua, por lo cual pasarían a formar parte de los sedimentos (Vallentyne, 1978)

En la superficie del mar las concentraciones de fosfatos son bajas y variables, producto de su asimilación por el fitoplancton. Se encuentra presente, casi en su totalidad, como iones ortofosfato. Las concentraciones en la superficie del mar varían entre 0 y 20 $\mu\text{g/L}$.

Al efectuar **el análisis de la variación temporal del fósforo reactivo soluble** (PRS) (Figura 6.20.) se pudo observar que casi todas las estaciones de muestreo presentaron una cierta homogeneidad en las concentraciones durante el período de estudio. El sitio que exhibió la menor fluctuación en el contenido de fósforo reactivo soluble fue LMC, con valores muy bajos que variaron entre 13 $\mu\text{g/L}$. y 28 $\mu\text{g/L}$.

El mayor de los valores registrados, en las ocho campañas realizadas, fue 238 $\mu\text{g/L}$. en otoño 2007 en el sitio LP1. Los valores mínimos fueron de 13 $\mu\text{g/L}$., en algunos casos menor a este (< 13 $\mu\text{g/L}$.) debido a que es el nivel de cuantificación de la técnica de análisis utilizada. A los fines de la realización del gráfico se utilizó el valor de 13 $\mu\text{g/L}$.

La estación de muestreo LP1 fue la que presentó una mayor diferencia entre la concentración máxima (238 $\mu\text{g/L}$) y la mínima (13 $\mu\text{g/L}$). Lo que dio una diferencia de 225 $\mu\text{g/L}$.

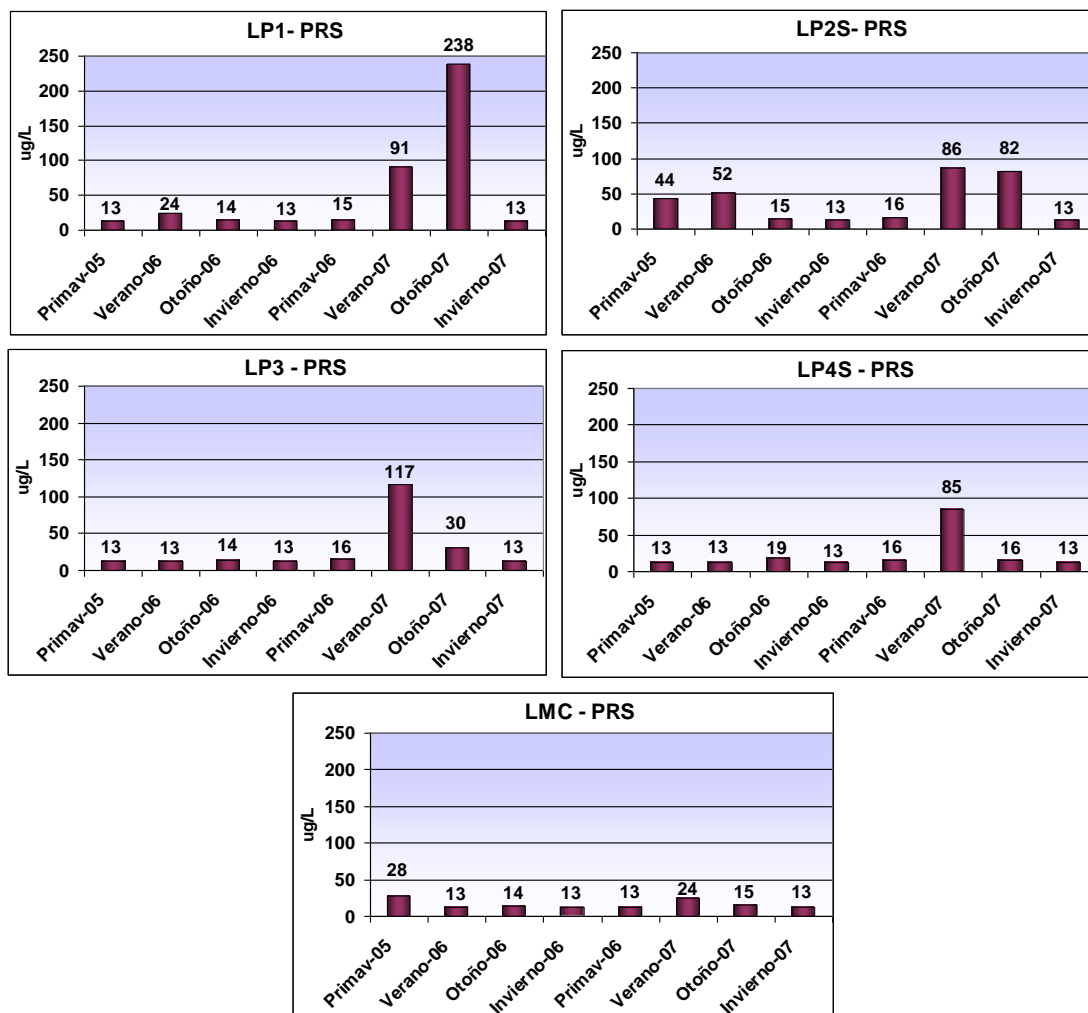


Figura 6.20.: Variación temporal del fósforo reactivo soluble (PRS) en las distintas estaciones de muestreo

En sitios de extracción de muestras LP3 y LP4S se observó que el 50% de los valores medidos presentaron un valor de 13 $\mu\text{g/L}$. Además, en ambas estaciones se registraron las mayores concentraciones de fósforo reactivo soluble en verano 2007. Como se recuerda para esta fecha ingresó el mayor caudal de agua dulce a través del río Primero con una concentración de fósforo reactivo soluble de 565 $\mu\text{g/L}$.

En y en LP2S sucedió lo mismo que en los sitios mencionados en el párrafo anterior, con respecto a la fecha en la que se presentó la mayor concentración, pero con la diferencia de que se observó una cierta heterogeneidad en la distribución temporal del PRS. El menor de los valores fue de 13 $\mu\text{g/L}$. y el mayor 86 $\mu\text{g/L}$. lo que da una diferencia entre ellos de 73 $\mu\text{g/L}$.

Al analizar el comportamiento temporal del PRS en el sitio LP1 se observó que en las cinco primeras campañas las concentraciones fueron muy bajas. En verano 2007 el valor subió hasta 91 $\mu\text{g/L}$., el mismo comportamiento presentado por otros sitios para esta fecha. Lo especial fue que su mayor concentración se registró en otoño 2007 (238 $\mu\text{g/L}$.), siendo este valor a su vez el más alto de todas las campañas llevadas a cabo.

La Laguna del Plata es un cuerpo de agua muy somero y pequeño. Esa característica favorecería, como ya se ha mencionado anteriormente, la sedimentación del material particulado y de los compuestos de fósforo que se podría formar con algunos cationes presentes en sus aguas.

Como se realizó para el fósforo total, se compararon las concentraciones de fósforo reactivo soluble en la superficie y en el agua extraída a un metro del fondo en las estaciones LP2 y LP4. El objetivo de esta comparación es verificar si hubo incremento del fósforo reactivo soluble en el agua de fondo.

La posibilidad de incremento de la concentración en el agua a un metro del fondo sería poco probable debido a la

escasa profundidad de la laguna lo que, como ya se ha mencionado, favorecería la rápida precipitación del fósforo combinado con cationes que forman compuestos de escasa solubilidad.

En la Figura 6.21. se muestran los resultados obtenidos en la estación LP2. Como se puede observar, en todas las campañas realizadas, las concentraciones de fósforo reactivo soluble en el agua de fondo han sido menores que la que se midieron en el agua superficial.

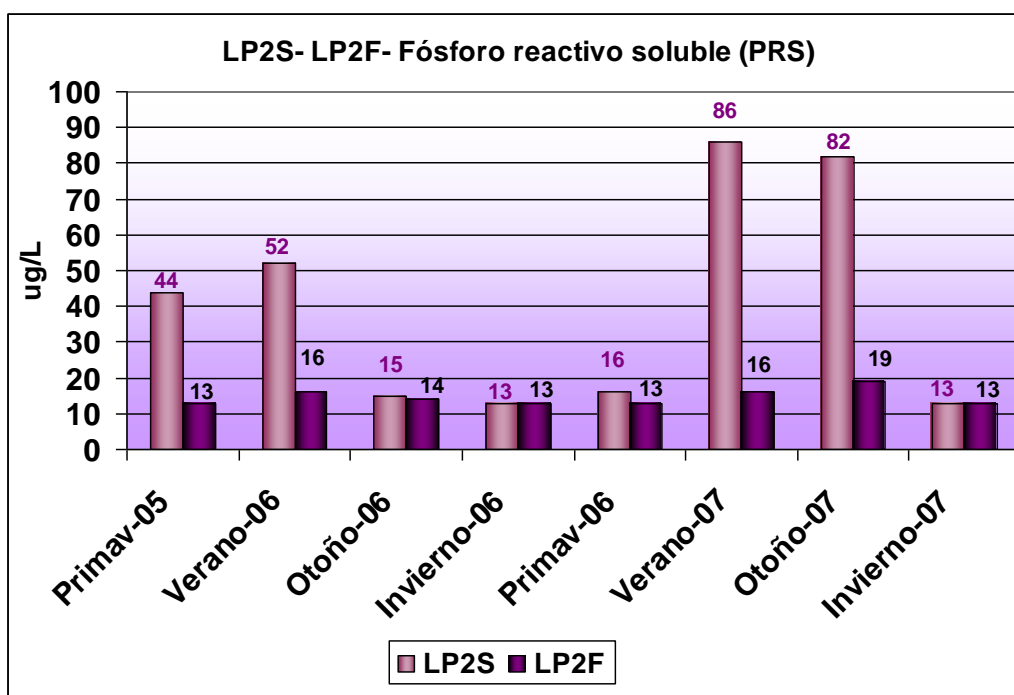


Figura 6.21.: Variación temporal del fósforo reactivo soluble (PRS) en LP2 en superficie y fondo

Se recuerda que el valor de 13 $\mu\text{g/L}$, es el que corresponde al límite de cuantificación de la técnica empleada para la determinación de este parámetro. En varias de las muestras de agua analizadas se detectaron concentraciones menores a este

límite pero a los fines de poder graficarlos se utilizó ese número, aunque en muchos casos la concentración real pudo haber sido menor.

Las concentraciones de fósforo reactivo soluble medidas, tanto en superficie como a un metro del fondo, correspondientes al otro sitio de muestreo (LP4) se presentan en la Figura 6.22.

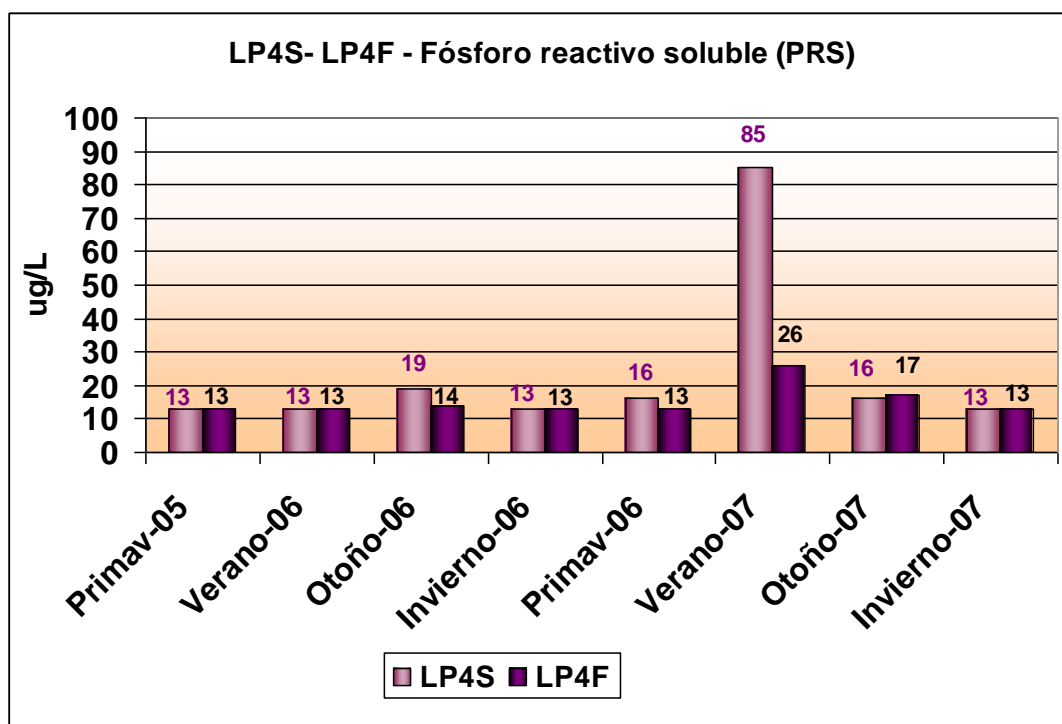


Figura 6.22.: Variación temporal del fósforo reactivo soluble (PRS) en LP4 en superficie y fondo

Para este sitio de muestreo se puede observar el mismo comportamiento. En todas las campañas llevadas a cabo el contenido de fósforo reactivo soluble del agua de superficie fue mayor al que presentó el agua extraída a un metro del fondo de la laguna.

Para el fósforo reactivo soluble, también, se estimó el valor de la mediana de las concentraciones encontradas en cada sitio de muestreo durante todas las campañas llevadas a cabo. Con los resultados obtenidos se realizó el gráfico que se presenta en la Figura 6.23.

Se puede observar que la mediana de las concentraciones muestra una cierta homogeneidad en su valores en siete de las ocho campañas. Solo en verano 2007 mostró un valor elevado con respecto al resto de las fechas. Esta situación coincide con el comportamiento que mostraron las concentraciones relevadas en cada sitio y campaña.

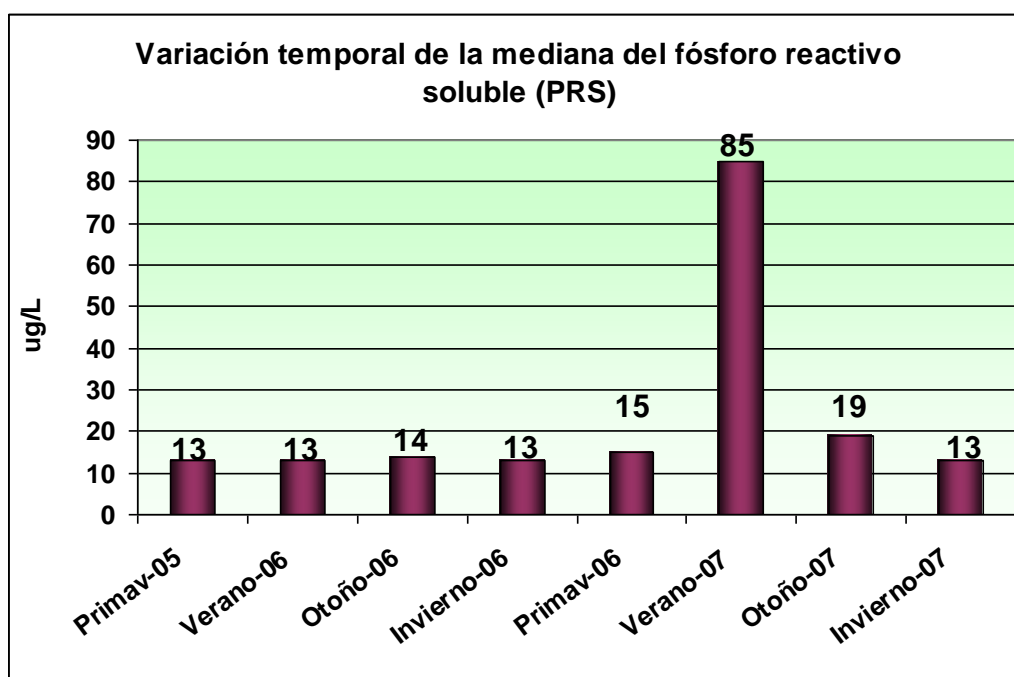


Figura 6.23.: Variación temporal de las medianas de concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS)

Se relacionó el contenido de fósforo reactivo soluble que ingresaba por el río Primero con la mediana de las concentraciones de ese parámetro presentes en el agua de la

laguna en cada campaña de monitoreo. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 6.9.

Tabla 6.9.: Relación entre el fósforo reactivo soluble (PRS) del río Primero y la mediana del PRS en Laguna del Plata, en todas las campañas de muestreo realizadas

Campaña de muestreo	PRS Río Primero	PRS Laguna del Plata (mediana)	Relación PRS río/PRS laguna
	µg/L,	µg/L	
Primavera -05	831	13	63,9
Verano -06	164	13	13
Otoño - 06	740	14	52,8
Invierno - 06	s/d	13	s/d
Primavera - 05	340	15	22,6
Verano - 07	565	85	6,6
Otoño - 07	182	19	9,6
Invierno - 07	670	13	51,5

Se puede observar que hubo una gran disminución de la concentración de PRS en la laguna, llegando a ser 63,9 veces menor. Esto sucedió en primavera 2006 cuando el agua del río presentó la mayor concentración de este parámetro.

En verano 2007 fue cuando se encontró el menor valor en la relación efectuada (6,6), con la mayor mediana de concentración de PRS en la laguna.

Esta situación podría deberse a que, como su nombre lo indica, el fósforo reactivo soluble reacciona con mayor rapidez en las condiciones que presenta el agua de la laguna como los son:

pH superior a 8 y suficiente contenido de calcio. Esta reacción daría como resultado la formación de compuestos de calcio escasamente solubles razón por la cual los mismos pasarían a formar parte de los sedimentos. Esta sería la misma explicación de porque, al comparar el contenido de fósforo reactivo soluble presente en el agua de la superficie con la de un metro antes del fondo, siempre fue menor la concentración en esta última.

La intensidad de combinación y quelación entre los fosfatos y los iones metálicos en aguas naturales depende de las concentraciones relativas de los fosfatos e iones metálicos, del pH y de la presencia de otros ligandos en el agua como por ejemplo sulfatos, carbonatos, fluoruros, formas orgánicas.

La concentración de calcio influye sobre la formación de hidroxiapatita [$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$]. Ese mineral, muy poco soluble, se disuelve en pH ácidos (inferior a 5.5,) ya que tanto el PO_4^{3-} como el OH^- reaccionan con H^+ .

Una concentración de calcio de 40 mg/L a un pH 7 limita la solubilidad del fosfato a aproximadamente 10 $\mu\text{g/L}$. Un nivel de calcio de 100 mg/L reduce el equilibrio máximo del fosfato a 1 $\mu\text{g/L}$. La elevación del pH de las aguas que contienen concentraciones de calcio dará lugar a la formación del mineral apatita. Además, el incremento de pH lleva a la formación de carbonato de calcio, el cual causa la precipitación de fosfato junto a él.

La adsorción de fosfatos sobre superficies es conocida, particularmente sobre minerales arcillosos en suspensión o bien de los sedimentos de fondo, y se realiza mediante enlaces químicos de los aniones con los extremos de carga positiva de las arcillas y por la sustitución de los silicatos por fosfatos en la estructura arcillosa. En general, la elevada adsorción del fosfato por las arcillas es favorecida por valores bajos de pH, aproximadamente de 5 a 6. Debido a que estos valores no son los que presenta el agua de la laguna sería muy poco probable que fuera importante la disminución de los fosfatos por este mecanismo.

En la Figura 6.24. se presentan los gráficos correspondientes a cada campaña de monitoreo para la realización del **análisis de la variación espacial del fósforo reactivo soluble (PRS)**.

Al evaluar los resultados obtenidos se encontró que el 50% de las campañas presentó una distribución homogénea en la concentración de fósforo reactivo soluble. Las mismas corresponden a otoño 2006; invierno 2006; primavera 2006 e invierno 2007. Las dos realizadas en invierno fueron en las que todas las concentraciones fueron de 13 $\mu\text{g/L}$. En las dos restantes los valores variaron entre 14 $\mu\text{g/L}$. y 19 $\mu\text{g/L}$. (otoño 2006) y 13 $\mu\text{g/L}$. y 16 $\mu\text{g/L}$. (primavera 2006)

En otoño 2007 fue en donde se presentó la mayor concentración medida en todo el período de monitoreo, la misma

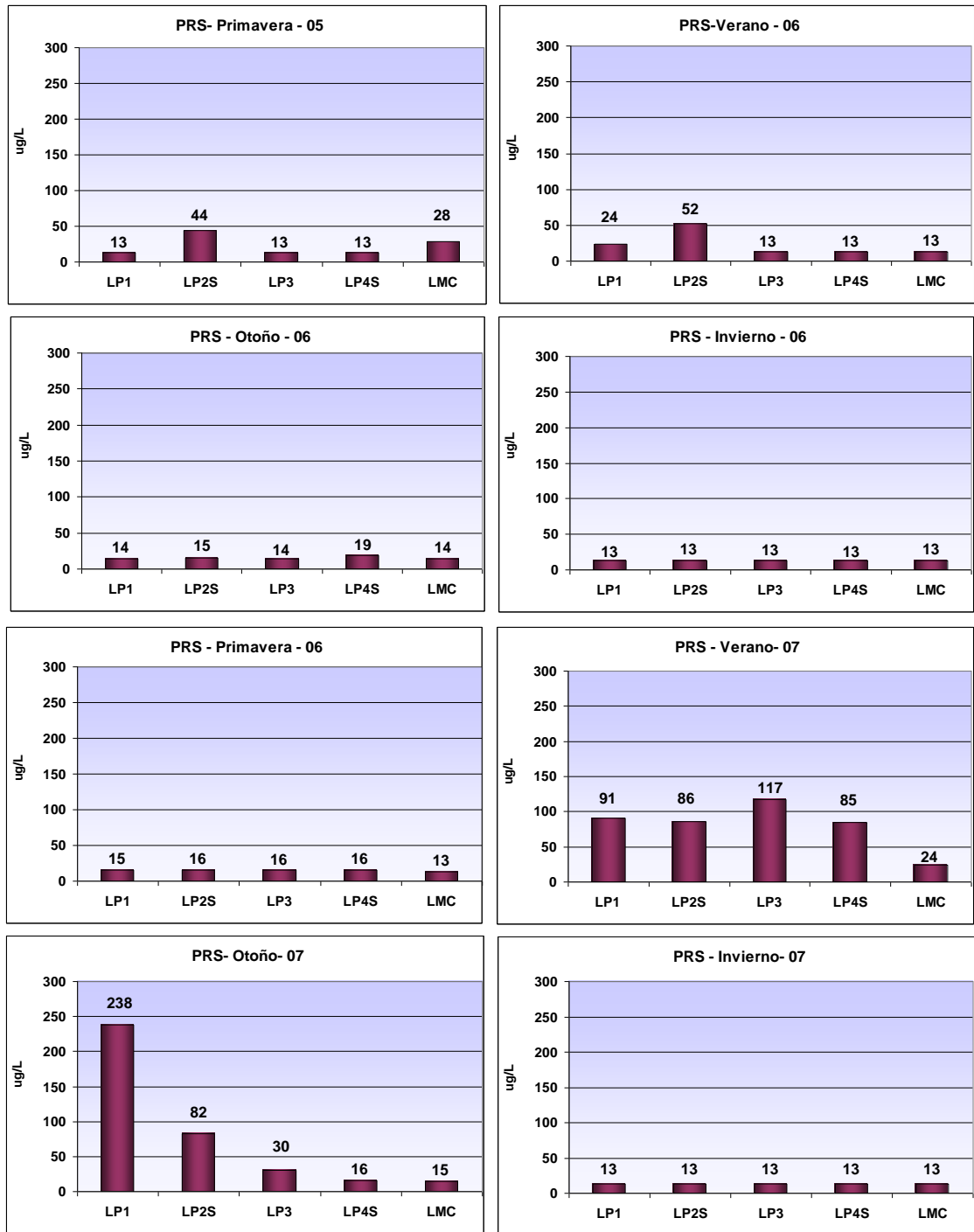


Figura 6.24.: Variación temporal del fósforo reactivo soluble (PRS) en las distintas estaciones de muestreo

fue de 238 $\mu\text{g/L}$. en LP1. Para esta fecha se observó una marcada tendencia descendente desde el sitio LP1 hacia LMC, en la cual se determinó una concentración de 15 $\mu\text{g/L}$., dando como resultado una diferencia de 223 $\mu\text{g/L}$. de PRS entre máximo y mínimo. Este

valor, a su vez, fue la mayor diferencia encontrada entre los valores extremos de las estaciones de monitoreo que mostraron una cierta heterogeneidad espacial en el contenido de PRS.

En verano 2007 el contenido de fósforo reactivo soluble, en cada sitio de muestreo, mostró valores más altos (entre 24 $\mu\text{g/L}$ y 117 $\mu\text{g/L}$). La mayor concentración corresponde a LP3, sitio que se encuentra prácticamente a la altura de la desembocadura del río. En esta fecha el PRS que ingresaba a través del agua del río Primero era de 565 $\mu\text{g/L}$, correspondiendo a un 69 % del fósforo total y, como ya se ha mencionado con anterioridad, con el caudal más elevado. Por su ubicación, LP3 se vería más afectada que las demás según las condiciones de circulación imperantes.

La elevada concentración de fósforo reactivo soluble encontrada en el sitio PL1 en otoño 2007 podría deberse a que en esa fecha se presentaron factores tales como: baja concentración de calcio, 159 mg/L (mediana 311 mg/L), menor contenido de sulfatos -1061 mg/L - recordando que la elevada presencia de ambos favorecerían la precipitación de los fosfatos. Además, en el arco sur de la laguna se encuentran surgentes de agua dulce que posiblemente actuarían como diluyentes.

Con los valores de las medianas, obtenidas de las concentraciones de PRS que contenía cada estación de muestreo en cada campaña realizada, se efectuó el gráfico que se presenta en la Figura 6.25.

Se puede observar que cuatro de las cinco estaciones de muestreo presentaron prácticamente los mismos valores, solo la estación LP2S mostró un valor más elevado, siendo el mismo casi el doble de los restantes.

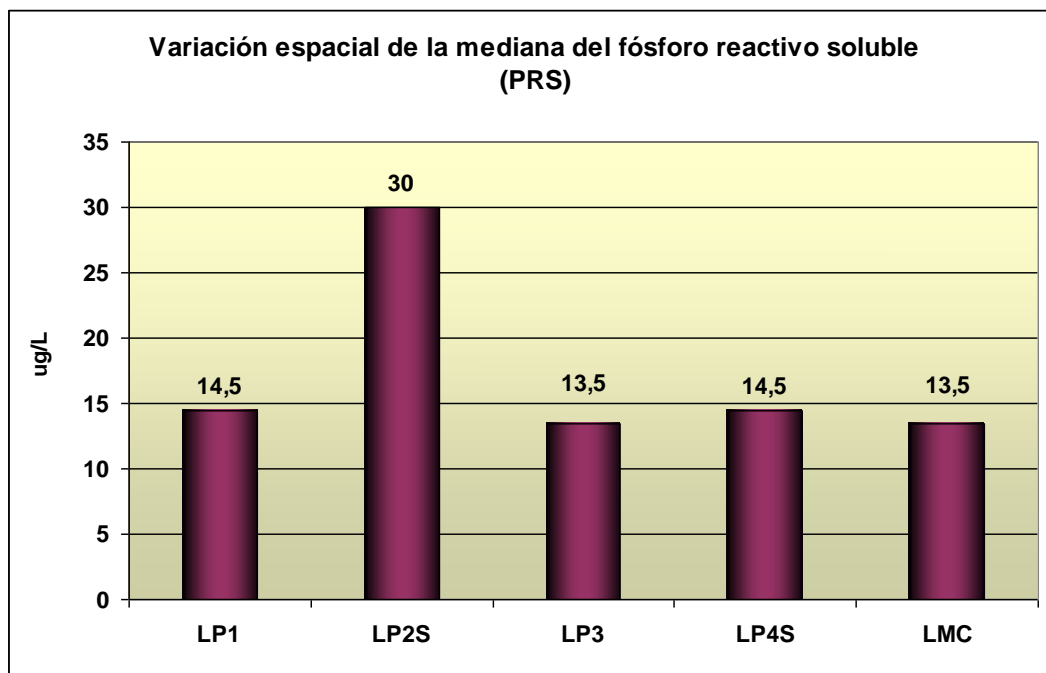


Figura 6.25.: Variación espacial de las medianas de concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS)

Se utilizaron los valores de las medianas para realizar la interpolación con el software SURFER 8.0 y, de este modo, poder tener una mejor visualización de la variación espacial del fósforo reactivo soluble (PRS) en la superficie de la Laguna del Plata.

Esta metodología permitió estimar las concentraciones de este parámetro en sitios no muestreados mediante los valores medidos en las estaciones seleccionadas en el diseño del monitoreo.

Las curvas que marcan los niveles de concentración se superpusieron con la imagen digitalizada de la Laguna del Plata obteniéndose la ilustración que se presenta en la Figura 6.26.

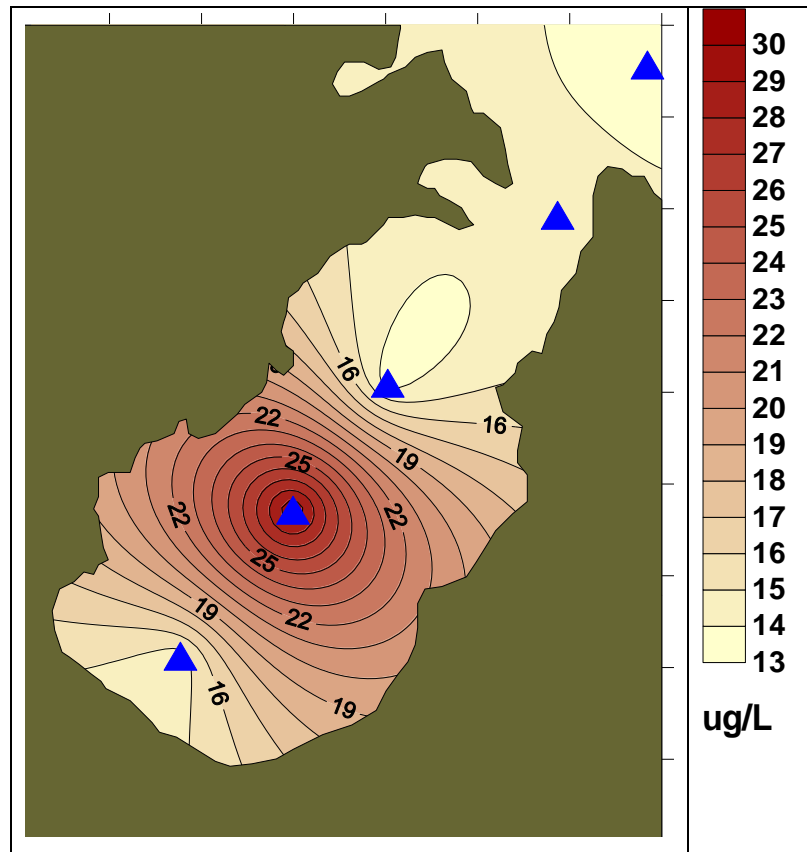


Figura 6.26.: Gráfico de curvas de concentración de fósforo reactivo soluble (PRS)

También se efectuó el gráfico que muestra en forma conjunta la variación espacial y temporal del fósforo reactivo soluble (PRS). Los resultados obtenidos se exponen en la Figura 6.27.

A simple vista, se puede observar que en la campaña realizada en otoño 2007 las dos primeras estaciones de muestreo (LP1 y LP2S) presentaron los valores más altos (color azul). En

verano 2007, cuatro de los cinco sitios de extracción de muestra registraron valores elevados en comparación al resto.

La estación de muestreo LMC fue la que presentó mayor homogeneidad a lo largo del período estudiado

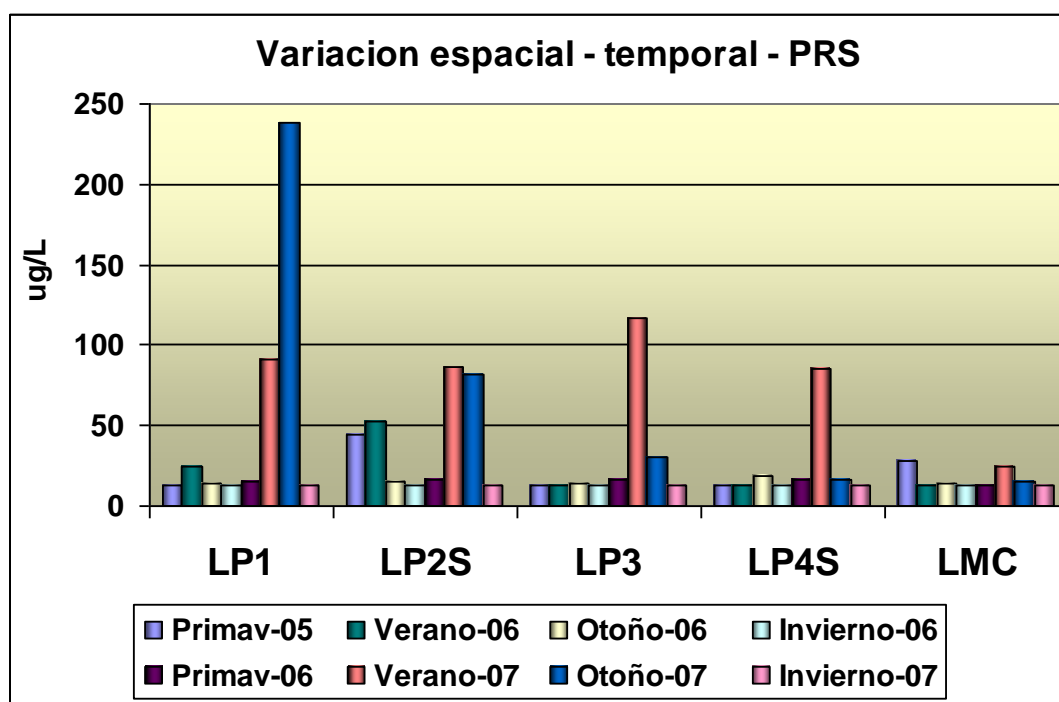


Figura 6.27.: Variación espacial – temporal del fósforo reactivo soluble (PRS)

Con respecto a la variación espacial, se confirma que tres de las cuatro campañas realizadas en 2006 (otoño; invierno y primavera) presentaron una homogeneidad en las concentraciones de PRS. A estas campañas se le agrega la realizada en invierno 2007 que también mostró el mismo comportamiento.

La transferencia de fósforo en el agua es, normalmente, un proceso repentino o brusco. El fósforo reactivo soluble (PRS) es rápidamente absorbido por los productores primarios y es liberado

en una forma más lenta. Por ello la medición de PRS en el agua proporciona, generalmente, una indicación muy limitada de la concentración existente.

La velocidad de renovación a la cual se transfiere el fósforo de un compartimento a otro va a depender de la complejidad trófica la laguna, del tamaño de su cubeta y de los aportes hacia el sistema, tanto por el río como por escurrimiento generado en sus costas.

En invierno y en aguas turbias, donde la asimilación biológica es limitada por la disponibilidad de la luz, otros factores parecen tener el control de la biogeoquímica del fósforo. Esta podría ser la explicación de las bajas concentraciones presentes en otoño e invierno 2006 y en invierno 2007. Además, las concentraciones de fósforo son relativamente constantes a través del gradiente salino bajo estas condiciones.

El fósforo en la superficie (epilimnion) es extremadamente móvil, con un tiempo de renovación de 3,6 días. Tanto el fitoplancton como las macrófitas absorben rápidamente el fósforo en términos de minutos, casi el 95 % del fósforo que ingresa en aproximadamente menos de 20 minutos. Probablemente esta sería la causa de valores relativamente bajos en primavera 2005; verano 2006 y primavera 2006.

La zona litoral es la principal aportadora de fósforo renovado hacia el epilimnion, generalmente por escurrimiento.

La característica mencionada en el párrafo anterior podría ser la explicación de la diferencia entre la concentración de fósforo total y fósforo reactivo soluble medidos durante el periodo analizado.

6.3.2. Compuestos de nitrógeno

El nitrógeno es el elemento más abundante en la atmósfera (80% v/v) hallándose frecuentemente en toda la biosfera. Además, en los seres vivos es uno de los cuatro elementos biogénicos (localizándose especialmente en las proteínas)

Los principales compuestos presentes en el medio acuático, además del nitrógeno en la materia orgánica, son nitratos (NO_3^-); nitritos (NO_2^-), y amonio (NH_4^+) siguiendo este orden respecto al estado de oxidación del elemento. Presenta una tendencia a experimentar reacciones redox por lo que su ciclo biogeoquímico es muy complicado.

Si bien el nitrógeno atmosférico puede ser fijado por ciertos organismos, los compuestos nitrogenados de las aguas provienen en general de las materias orgánicas o vegetales presentes en el medio hídrico, como también de la disolución de rocas (nitratos).

El nitrógeno, también, puede ingresar a la laguna proveniente de aguas residuales domésticas en las cuales los compuestos nitrogenados existentes son urea y amonio. Ambos son fuentes habituales de nitrógeno para el crecimiento de vegetales.

A los efectos prácticos, el ciclo del nitrógeno de los lagos es de naturaleza microbiana: la oxidación y la reducción bacteriana de los compuestos de nitrógeno están asociados a la asimilación fotosintética y a su utilización por las algas y las plantas acuáticas. Por lo cual juega un rol primordial en el control de la productividad biológica.

El **amonio** es el compuesto en el cual el estado de oxidación del nitrógeno es el más bajo. Es producto final de la reducción de sustancias orgánicas e inorgánicas ricas en nitrógeno.

El valor de pH del agua determina las diferentes concentraciones de amonio ionizado y no ionizado. De todos modos, por medio de la acción bacteriana el producto final de su vía oxidativa es el ión nitrato. El amonio no dissociado es altamente tóxico para los organismos, en especial para los peces. Las proporciones entre NH_4^+ y NH_4OH dependen de las dinámicas de disociación regidas por el pH y la temperatura. Las relaciones aproximadas entre NH_4^+ y NH_4OH son: pH 7 = 300: 1; pH 8 = 30: 1; pH 9,5 = 1:1.

El amonio es fuertemente adsorbido a la materia particulada coloidal, especialmente en lagos alcalinos con altas concentraciones de materia orgánica húmica disuelta.

Las aguas superficiales bien aireadas generalmente contienen poco amonio (no más de 0,100 mg/L). Por el contrario, las aguas contaminadas con efluentes domésticos presentan concentraciones mucho más elevadas.

En lagos y embalses, las concentraciones de amonio siguen una secuencia regida por la estratificación y la mezcla de la masa de agua. Durante la época de mezcla vertical y horizontal de la masa de agua coincidente con la de lluvias, los niveles de amonio apenas varían en la columna de agua manteniéndose bajos (< 0,2 mg/L).

Para lograr una mejor visualización del comportamiento que tuvo el amonio a lo largo de período de estudio y en cada una de las estaciones de muestreo, se realizó un gráfico que muestra la variación temporal y espacial en forma conjunta (Figura 6.28.)

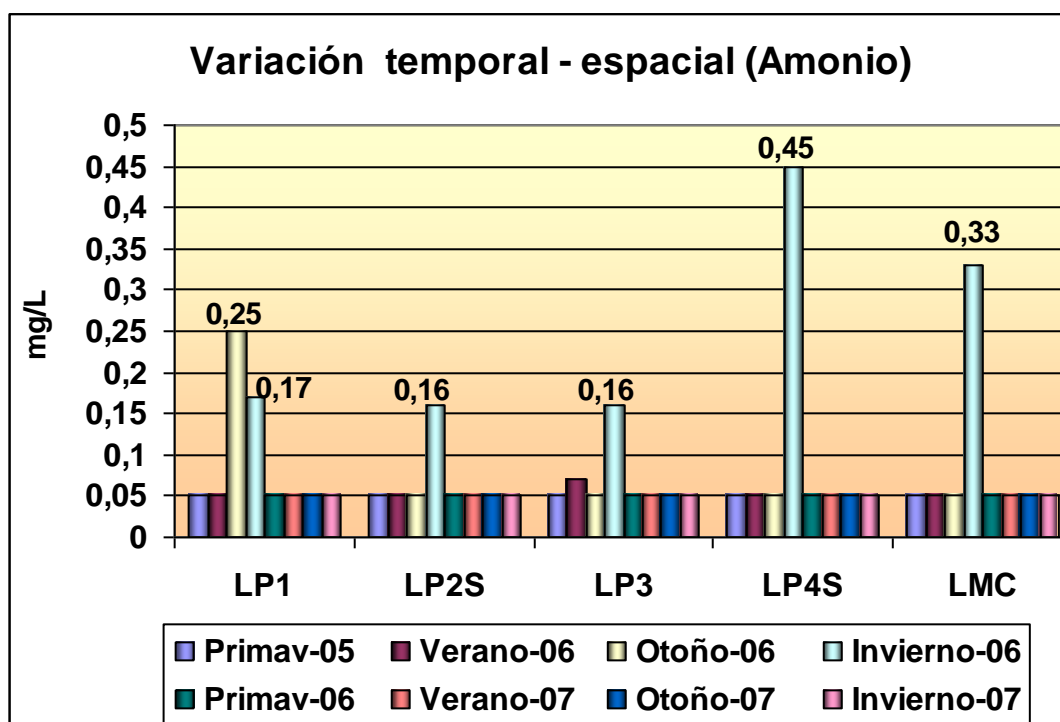


Figura 6.28.: Variación temporal – espacial del amonio en la laguna

El método empleado para la determinación del amonio tiene como límite de cuantificación una concentración de 0,05 mg/L. En todos los casos en los que la concentración resultó ser

menor al valor de cuantificación, es decir $< 0,05$ mg/L, para poder realizar la graficación se utilizó la concentración límite, y de este modo lograr una mejor interpretación de los datos.

Al analizar, desde el punto de vista de la **variación temporal**, los valores graficados se observa que solo en la campaña realizada en invierno 2006 se presentaron concentraciones de amonio superiores al límite de cuantificación en todos los sitios de muestreo. En esta ocasión, la concentración máxima registrada fue 0,45 mg/L (en LP4S) y la mínima 0,16 mg/L (en LP2S y LP3).

Las otras dos ocasiones en que el amonio superó el límite de cuantificación fueron: en otoño 2006, fecha en la cual en la estación LP1 se registró una concentración de 0,25 mg/L y en verano 2006 en la estación LP3 con 0,07 mg/L se superó, por muy poco, el límite de cuantificación

Las concentraciones que superaron los 0,05 mg/L podrían ser resultado de un incremento en la actividad bacteriana lo que conduciría a la descomposición de materia orgánica presente en el agua de los sitios en los cuales se registraron. Como ya se ha mencionado, el amonio es uno de los productos de descomposición de dicha materia que lo contiene en su composición (por ejemplo: proteínas). Dichos valores son, de todos modos, relativamente bajos, entre 0,16 y 0,45 mg/L. Además, el 82,5 % de las concentraciones medidas durante el periodo estudiado fueron menores a 0,05 mg/L.

Se podría decir que en general se observó un comportamiento homogéneo en la variación temporal, ya que en cuatro de las estaciones de monitoreo solo se presentó un valor por encima de 0,05 mg/L. Todos los casos correspondieron a la campaña invierno 2006. En el único sitio en donde se registraron dos valores por encima del límite de detección fue en LP1, en otoño 2006 e invierno 2006, aunque ambos fueron bajos.

El sitio LP3, también podría considerarse homogéneo ya que en la campaña correspondiente a verano 2006 presentó un aumento muy pequeño con respecto al límite de detección (0,07 mg/L), además del correspondiente a la ya mencionada fecha de invierno 2006, siendo también un valor relativamente bajo (0,16 mg/L).

Al llevar a cabo el análisis de la **variación espacial** de las concentraciones de amonio medidas se pudo observar que en otoño 2006 solo en la estación LP1 (0,25 mg/L) el contenido de amonio fue mayor a 0,05 mg/L por lo que se podría considerar que presentó una cierta homogeneidad.

La campaña realizada en invierno 2006, fue la única que mostró heterogeneidad en los valores de amonio medidos en cada estación. En la Figura 6.29. se presenta el gráfico correspondiente, en el cual se ha marcado con línea roja el valor límite de cuantificación.

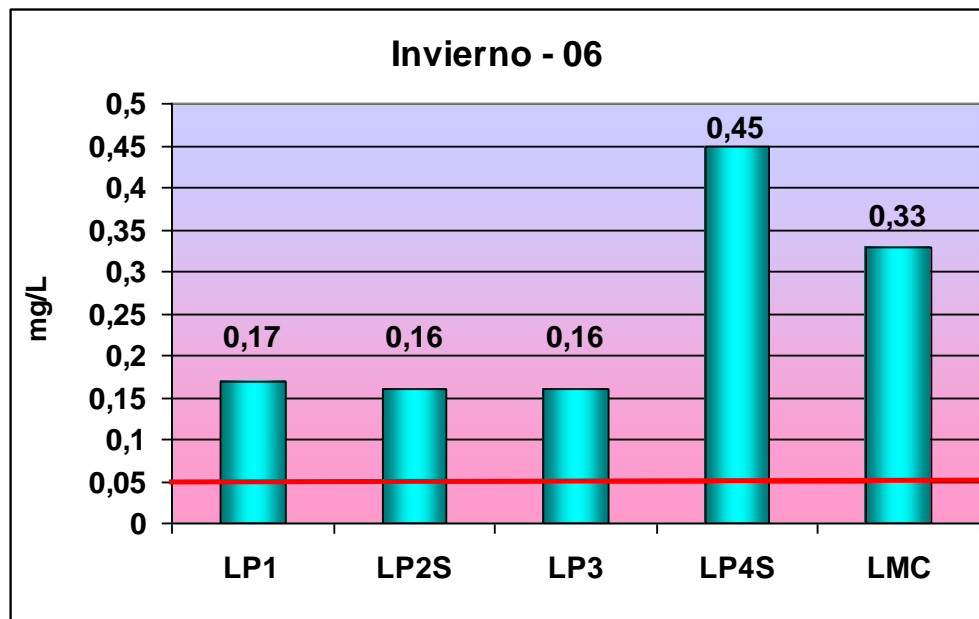


Figura 6.29.: Variación espacial del amonio en la campaña invierno 2006

En el resto de las campañas llevadas a cabo hubo homogeneidad en la distribución espacial de los valores registrados. Esto significa que el 75% de las campañas realizadas tuvieron un comportamiento espacialmente homogéneo.

El **nitrito** representa, en el ciclo del nitrógeno, el estado intermedio entre el amonio y el nitrato siendo considerado también como nutriente.

En concentraciones bajas de oxígeno disuelto en agua puede producirse la reducción parcial del nitrato (desnitrificación) elevando de este modo las concentraciones de nitrito. Por otro lado el amonio presente en aguas bien oxigenadas se transforma en nitrito. Por lo tanto la presencia de altos contenidos de nitrito en

el agua significa una alta actividad bacteriana y carencia de oxígeno.

El nitrito es una especie poco estable químicamente, en general es una especie transitoria, su presencia en agua suele indicar una contaminación reciente de origen fecal.

Por otro lado, desde el punto de vista fisiológico, es importante citar que el nitrito, al igual que el nitrato, puede ser tóxico debido a su poder de transformar la hemoglobina de la sangre en metahemoglobina incapaz de fijar el oxígeno y realizar la respiración celular.

Al igual que para el amonio, con las concentraciones de nitrito medidas durante el período de monitoreo, se realizó un gráfico que presenta **la variación temporal y espacial** en forma conjunta (Figura 6.30.)

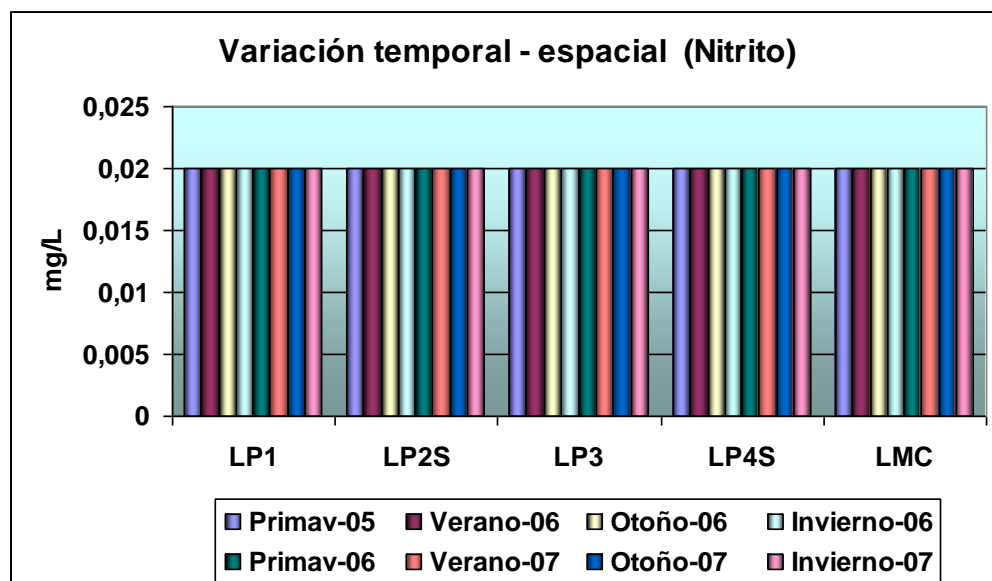


Figura 6.30.: Variación temporal – espacial del nitrito en la laguna

El método empleado para el análisis del nitrito tiene como límite de cuantificación una concentración de 0,02 mg/L. Aquí también los valores registrados fueron menores a 0,02 mg/L (<0,02 mg/L), pero para poder realizar el gráfico correspondiente se consideraron como el valor límite. Se recuerda esta información a los fines de facilitar la interpretación del gráfico.

Al observar el gráfico realizado para el nitrito, resulta sencillo el análisis del mismo debido a que en todas las campañas y para todos los sitios de extracción de muestra se encontraron las mismas concentraciones: menor a 0,02 mg/L. Es decir por debajo del límite de detección del método.

De acuerdo a lo expresado, en el párrafo anterior, se puede decir que tanto la variación temporal como la espacial resultaron ser homogéneas.

Esto se correspondería con la característica de compuesto intermedio y de corta vida en el cuerpo de agua debido a la acción de las bacterias.

El **nitrato** es la forma oxidada más estable del nitrógeno en solución acuosa, siendo un importante nutriente para los productores primarios. Es regenerado por vía bacteriana (nitrificación u oxidación total del amonio) a partir de nitrógeno orgánico que por la descomposición de la materia orgánica se transforma en amonio. Por lo tanto, en general, la producción de nitrato proviene de la oxidación bacteriana de amonio teniendo al nitrito como intermediario.

La velocidad de regeneración o formación de nitrato es, en general, menor que la asimilación por los productores primarios resultando en bajas concentraciones de este compuesto en la columna de agua.

En efluentes domésticos recientes (frescos) la concentración de nitrato es normalmente baja, por esta razón su presencia en un curso de agua superficial suele ser indicativo de vertido de efluentes a cierta distancia del punto en el cual se detecta.

La presencia de nitrato en aguas procede de la disolución de rocas y minerales (muy frecuente); de la descomposición de materiales vegetales y animales; de efluentes industriales y del lixiviado de terrenos cultivados donde se utilizan fertilizantes que lo contienen como componente en sus formulaciones.

En general las naturales aguas superficiales no suelen contener más de 10 mg/L, e incluso con frecuencia no pasan de 1,0 mg/L

Para el nitrato se efectuaron los gráficos, por separado, que presentan la **variación temporal** en cada una de las estaciones de muestreo (Figura 6.31.).

Se debe aclarar que en las cuatro primeras campañas no se pudo obtener el valor de la concentración de nitrato debido a que la matriz salina generaba mucha interferencia en el equipo utilizado para la medición. Este problema se pudo subsanar recién en la quinta campaña efectuada por eso se graficaron solo éstas.

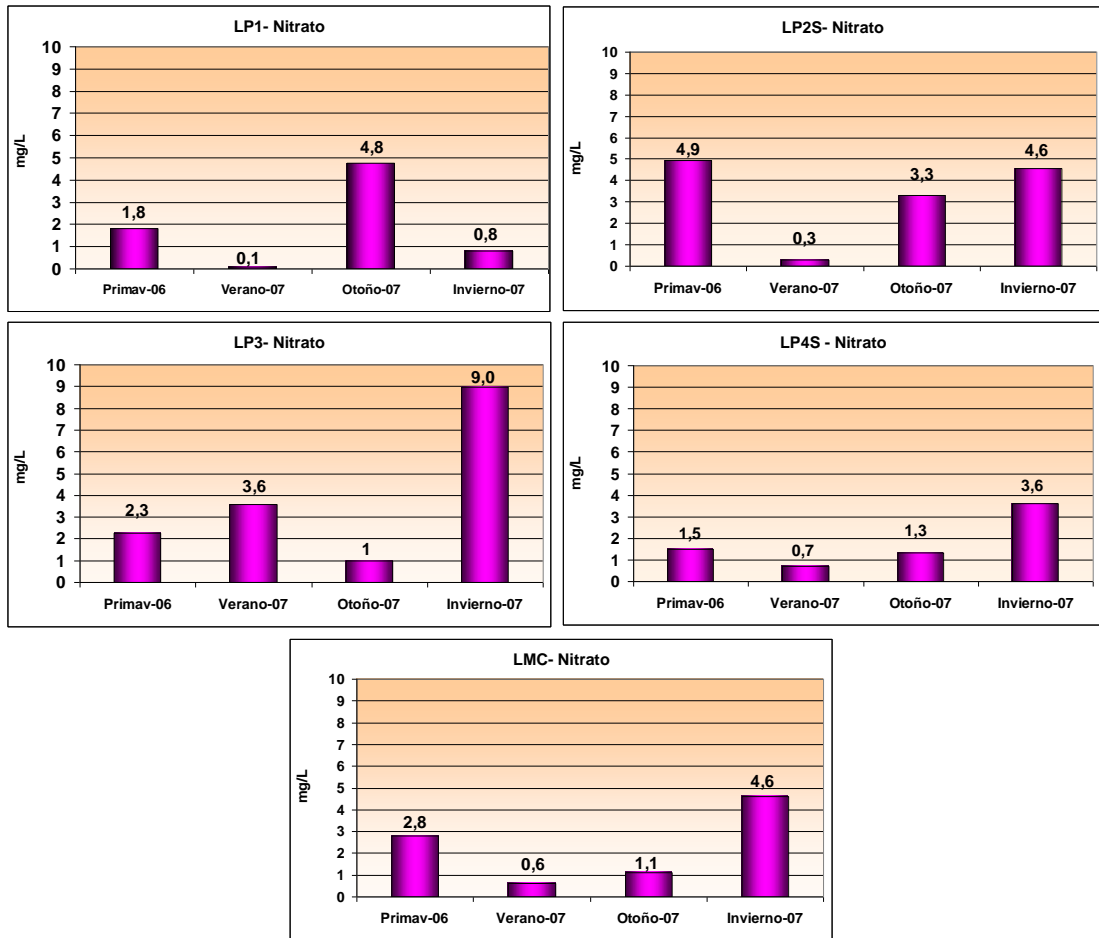


Figura 6.31.: Variación temporal del nitrato en la laguna

Analizando la variación temporal se puede observar que las cinco estaciones de muestreo presentaron una heterogeneidad en las concentraciones de nitrato.

La estación que presentó la mayor diferencia entre el valor máximo (9,8 mg/L) y el mínimo (1 mg/L) fue LP3, le siguieron LP2S con 4,6 mg/L y LMC con 4 mg/L de diferencias. Los dos sitios restantes mostraron un valor de 3 mg/L entre sus concentraciones extremas.

En tres de los sitios de muestreo LP3; LP4S; y LMC los valores mayores se presentaron en invierno 2007 con concentraciones de

9,8 mg/L; 3,6 mg/L y 4,6 mg/L, respectivamente. Para esta fecha la concentración de nitrato que ingresaba por el río era de 24,4 mg/L con un caudal medido de 5,97 m³/s. Como se ha mencionado anteriormente, las estaciones LP3, principalmente, y LP4S serían las más afectadas por el agua que ingresa por el tributario, pudiendo ser esta la causa (ayudada probablemente por la acción del viento sur) de que los valores encontrados fueran en invierno.

En la estación de muestreo LP1 presentó su mayor concentración de nitrato en la campaña de otoño 2007 con un valor de 4,8 mg/L. esto podría deberse a que esta situada en una zona de la laguna protegida del viento sur, sumado a que para esa estación la temperatura es aún templada lo que podría favorecer la actividad bacteriana.

En el sitio de muestreo LP2S se registró su mayor concentración de nitrato (4,9 mg/L) en primavera 2006. Esta situación sería atribuible al incremento de la actividad bacteriana, debido al aumento de las temperaturas ambientales, que conduce a la producción de nitrato como uno de los productos de descomposición de la materia orgánica presente en el medio acuático.

En al Figura 6.32. se presentan los gráficos de la **variación espacial** para el nitrato.

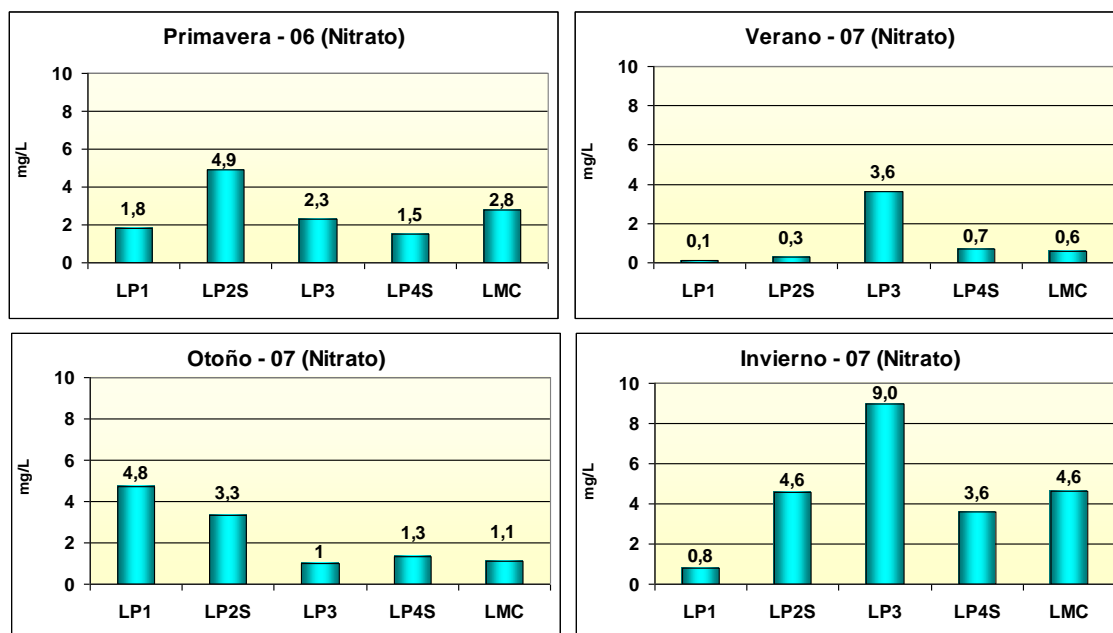


Figura 6.32.: Variación espacial del nitrato en la laguna

Se puede observar que en otoño 2007, la concentración de nitrato muestra una tendencia descendente desde el sitio de muestreo LP1 hacia el sitio LMC.

En verano 2007 la estación de muestreo LP3 fue la que presentó la mayor concentración de nitrato (3,6 mg/L), para esa fecha. En el resto de los sitios se registraron valores menores a 1 mg/L. Cabe recordar que para esta fecha por el río Primero ingresaba el mayor caudal medido y que la mencionada estación de muestreo es la que resulta más influenciada por el agua del tributario.

La campaña correspondiente a invierno 2007 resultó ser la fecha en la que, cuatro de las cinco estaciones de muestreo, mostraron valores de nitrato superiores a 3 mg/L. siendo, además, esta fecha en la que se registró el mayor valor de nitrato de todos los medidos (9,0 mg/L).

De los tres compuestos relevantes de nitrógeno presentes en el agua, el nitrógeno fue el que estuvo presente en mayores concentraciones que el amonio y el nitrito.

Debido a esta situación se realizó la interpolación de las concentraciones de nitrato, utilizando el software SURFER 8.0 (RockWare, 2010). Esto permitió una mejor visualización de su distribución espacial y, además, estimar los valores no medidos en otros puntos mediante las concentraciones registradas en las estaciones de base.

En la Figura 6.33 se muestra el gráfico con las curvas de concentración estimadas por medio de la interpolación de los datos.

El gráfico muestra que los valores más altos se encuentran en la zona central de la laguna y van disminuyendo hacia sus extremos.

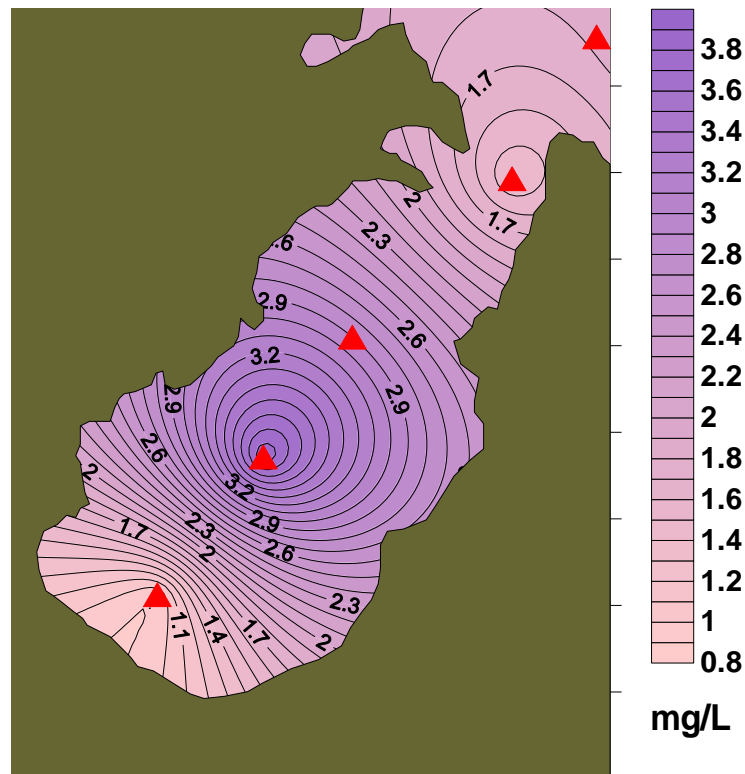


Figura 6.33: Gráfico de curvas de concentración de nitrato en Laguna del Plata

Es sabido que las principales variaciones en las concentraciones del nitrógeno son producto de las actividades antropogénicas. Entre ellas las prácticas agrícolas, que llegan al cuerpo de agua por medio de las escorrentías, y la descarga de efluentes cloacales.

Los compuestos de nitrógeno inorgánico (amonio, nitrito, nitrato) experimentan variaciones diurnas y estacionales en las tasas de nitrificación y desnitrificación. Esto depende de factores tales como: disponibilidad de oxígeno (que favorece la actividad bacteriana), circulación del agua, tiempos de mezcla y de residencia, bioactividad bentónica y niveles de nitrógeno orgánico particulado.

De los compuestos que forman la serie inorgánica de nitrógeno, el nitrato fue el que presentó mayores concentraciones.

De todos modos, los valores registrados no fueron elevados, más aún, si se tiene en cuenta la baja toxicidad de este compuesto.

La mayor parte de aguas naturales tienen niveles de nitrato menores a un 1 mg/L de nitrógeno de nitrato (equivalentes a 4,4 mg/L de nitrato), pero también se encuentran concentraciones superiores a 10 mg/L de nitrógeno de nitrato (equivalentes a 44,2 mg/L de nitrato) en algunas zonas.

6.3.3. Salinidad

La salinidad es una propiedad importante en los efluentes y los cuerpos de agua naturales. Originalmente este parámetro se concibió como una medida de la cantidad total de sales disueltas en un volumen determinado de agua. Dado que la determinación del contenido total de sales requiere de análisis químicos que consumen mucho tiempo, se utilizan en substitución métodos indirectos para estimar la salinidad. Se puede determinar la salinidad de un cuerpo de agua a base de determinaciones de: conductividad, densidad, índice de refracción ó velocidad del sonido en agua (APHA, 1995).

La salinidad, utilizada por limnólogos, es la concentración de todas las sales disueltas, es decir, la suma total de todas las concentraciones de iones, o la composición total de iones. No

debe ser confundida con la llamada Escala de Salinidad Práctica que utilizan los oceanógrafos modernos (expresada en unidades adimensionales (PSU)).

La salinidad es un factor ecológico de alta importancia, influenciando mucho sobre los tipos de organismos que podrán vivir en esos cuerpos de agua.

La forma más exacta para determinar la salinidad es medir las concentraciones de todos los iones individuales y sumar los valores. En aguas saladas, como en aguas dulces, estos iones son en su mayoría sodio; potasio; calcio; cloruro; sulfato y bicarbonato. También están presentes cantidades menores de otros iones (por ejemplo, nitrato y fosfato). Este proceso analítico es mucho más tedioso y consume más tiempo y esfuerzo. Afortunadamente, existen varios métodos simples y con una precisión razonable para sustituir la medición de la salinidad. Éstos se utilizan generalmente en lugar de realizar los análisis completos de todos los iones.

Las medidas indirectas más importantes son la determinación de la densidad, la conductividad eléctrica, el descenso del punto de congelación y el total de sólidos disueltos (o residuo filtrable total). Ninguno de ellos puede proporcionar valores exactos de la salinidad. La concentración de sólidos disueltos totales representa sales disueltas (es decir, la salinidad) y una concentración, desconocida de materia orgánica disuelta, generalmente pequeña. Puesto que el agua de los lagos salados están dominados por iones sodio y cloruros, aproximaciones razonables a la salinidad real son frecuentemente posibles por medio de la

densidad, conductividad y el descenso del punto de congelación de soluciones de cloruro sódico.

La conductividad es quizás la medida más utilizada como sustituto de la salinidad. Esta propiedad en una solución salina depende de la composición iónica, la concentración total de iones y la temperatura y por lo tanto debe ser usada con cuidado como una medida de la salinidad. Sin embargo, en regiones donde los lagos salados son razonablemente homogéneos en cuanto a composición iónica, la correlación entre la conductividad y la salinidad puede ser muy estrecha.

La salinidad presenta variaciones cuando se comparan las cuencas, las distintas latitudes o las diferentes profundidades. La evaporación más intensa, propia de las latitudes tropicales, favorece la existencia de salinidades más elevadas, sobre todo en la superficie.

La salinidad es muy variable en lagos y mares cerrados que ocupan cuencas endorreicas. El principal factor del cual depende la salinidad de los mares interiores es la existencia de drenaje, por medio de uno o más ríos efluentes, o por el contrario cuando la única forma de compensación de los aportes sea la evaporación.

El proceso de evaporación es más intenso en las zonas ecuatoriales y un poco menor en las zonas templadas. En función de esto, las aguas superficiales son más saladas porque la evaporación hace que la concentración de sal aumente.

Es necesario recordar que la salinidad es la suma en peso de muchos y diferentes elementos dentro de un volumen dado. Las sales presentes en agua de mar pueden ser agrupadas en dos categorías: elementos conservativos y elementos no conservativos. En el primer grupo se incluyen todas aquellas sales que presentan una concentración relativamente constante en cualquier ambiente. Los elementos no conservativos presentan variaciones en su concentración relativa de tipo temporal y espacial. Dichas variaciones responden mayormente a la incorporación selectiva de dichos elementos por parte de los componentes bióticos del ecosistema. Nitrógeno (en forma de nitratos), fósforo (en forma de fosfatos) y el silicio, resultan ser los elementos no-conservativos más importantes del ambiente salino.

En los océanos la salinidad presenta un porcentaje medio de 3,5 % (es decir 35 g/L). Las aguas salinas de mares y lagos interiores pueden tener una composición diferente a la de los océanos. Por esta razón, estas aguas son denominadas salinas, diferenciándose de las oceánicas donde se aplica el término halina.

El agua de mar (o salada) es una disolución de muy diversas sustancias en agua. Seis componentes, todos ellos iones, son responsables del 99% de la composición de solutos. Ellos son: Cloruro; sulfato; bicarbonato; sodio; magnesio y calcio.





Las propiedades físico – químicas del agua se ven perturbadas por la salinidad de la misma. La cantidad de sales en solución afecta varios procesos físicos importantes, así como propiedades importantes del agua y de sustancias disueltas en

agua tales como: densidad, viscosidad, tensión superficial, presión osmótica, punto de fusión, punto de ebullición y solubilidad de gases.

En lagos salados pequeños y poco profundos, las diferencias espaciales son frecuentes. Los vientos son un agente de mezcla efectiva que impide el desarrollo de cualquier diferencia horizontal o vertical (Williams, 1998).

Pueden de ocurrir varias fluctuaciones de la salinidad en el tiempo (temporales). En lagos grandes y permanentes, la salinidad puede ser más o menos constante durante largos períodos y cambiar de forma natural sólo en respuesta a los cambios regionales del clima. Muchos cambios recientes en la salinidad de estos lagos casi siempre en una dirección ascendente, son el resultado de la desviación de las aguas de los afluentes por acción antrópica. En otros, lagos salados más pequeños permanentes, las fluctuaciones pueden mostrar patrones estacionales (Williams, 1998)

Se considera que un cuerpo de agua es salino cuando su salinidad es superior a 3 ‰ (3 g/L). El criterio más utilizado para clasificar al agua, en relación a su grado de salinidad, es el que propuso Hammer (1986) y que plantea las siguientes categorías:

-  Hiposalinas : entre 3 y 20 g/L
-  Mesosalina: entre 20 y 50 g/L
-  Hipersalina: entre 50 y 100 g/L
-  Hipersalina extrema: mayor de 100 g/L

En la Figura 6.34. se presentan los gráficos correspondientes a cada sitio de monitoreo para realizar el análisis de la **variación temporal** de la salinidad durante el período de estudio.

En los gráficos se incorporó una línea de color sobre los valores de referencia para la clasificación de las aguas saladas. De esta forma se visualiza mejor dentro de que rango se encontraron los valores de salinidad

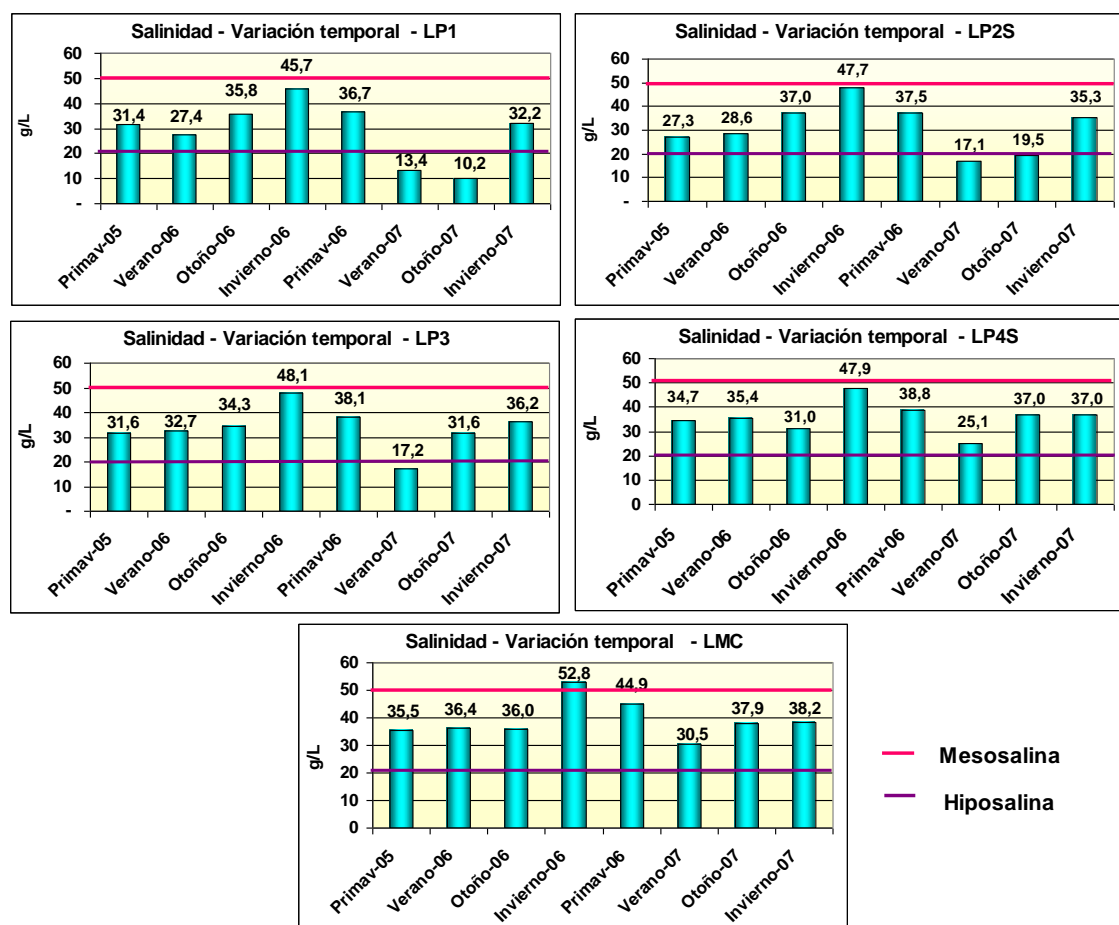


Figura 6.34.: Gráficos de variación temporal de la salinidad

Con respecto a la variación temporal de la salinidad se puede observar que el sitio de muestreo LMC fue el que menor variación presentó durante todo el periodo analizado. La diferencia entre el valor mínimo (30,5 g/L) y el máximo (52,8 g/L)

fue de solo 22,3 g/L. Además, en esta estación de muestreo siete de los valores registrados estuvieron por encima de los 20 g/L por lo que, para este caso, el agua se clasificaría como mesosalina. Únicamente en la fecha correspondiente a invierno 2006 se cuantificó un valor mayor a 50 g/L, siendo éste el valor a partir del cual se caracteriza al agua como hipersalina.

Las estaciones de muestreo LP3 y LP4S mostraron igual comportamiento, en siete campañas se midieron valores superiores a 20 g/L por lo que se las podría clasificar como mesosalinas.

La menor de las salinidades medidas, en ambas, se registró en verano 2007 (17,2 g/L para LP3 y 25,1 g/L para LP4S) cuando ingresaba por el río Primero el mayor caudal medido durante todo el monitoreo. De las dos, LP3 presentó el valor menor de 17,2 g/L en la fecha en que el río realizaba su mayor aporte de agua dulce. Lo que reafirmaría la hipótesis, ya planteada, de que es el sitio de la laguna que resulta más influenciado por el ingreso de agua a través de su tributario.

LP1 fue el sitio que mayor diferencia presentó entre su valor mínimo (10,2 g/L) y su máximo (45,7 g/L). Además, solo el 75 % de las concentraciones medidas fueron superiores al valor que otorga la característica de mesosalina (20 g/L). Los valores restantes la ubicarían dentro de la categoría hiposalina, siendo los más bajos registrados durante todo el tiempo de estudio (13,4 verano 2007 y 10,2 g/L otoño 2007). Esta situación podría deberse al aumento de

la influencia de los surgentes de agua dulce que se encuentran en el arco sur de la laguna.

Por último, LP2S mostró más heterogeneidad, presentando el 75% de las concentraciones medidas con valores superiores a 20 g/L. El valor mínimo fue 17,1 g/L, en verano 2007 y el máximo 47,7 g/L en invierno 2006.

En resumen, se pudo observar que en todas las estaciones de monitoreo la mayor concentración de salinidad se registró en invierno 2006, coincidiendo con el menor de los caudales de ingreso medidos en el río Primero (3,41 m³/s). Además, todas coincidieron en que los menores valores registrados fueron en verano 2007 cuando, como ya se ha mencionado, por el tributario ingresaba el mayor caudal medido (11,54 m³/s), lo que habría producido un efecto de dilución sobre la salinidad.

Para observar de mejor forma la relación existente entre el caudal de agua dulce que ingresa a la Laguna del Plata y la salinidad presente en la misma, se realizó el gráfico que se muestra en la Figura 6.35. Para la salinidad se utilizó la mediana de cada campaña de muestreo

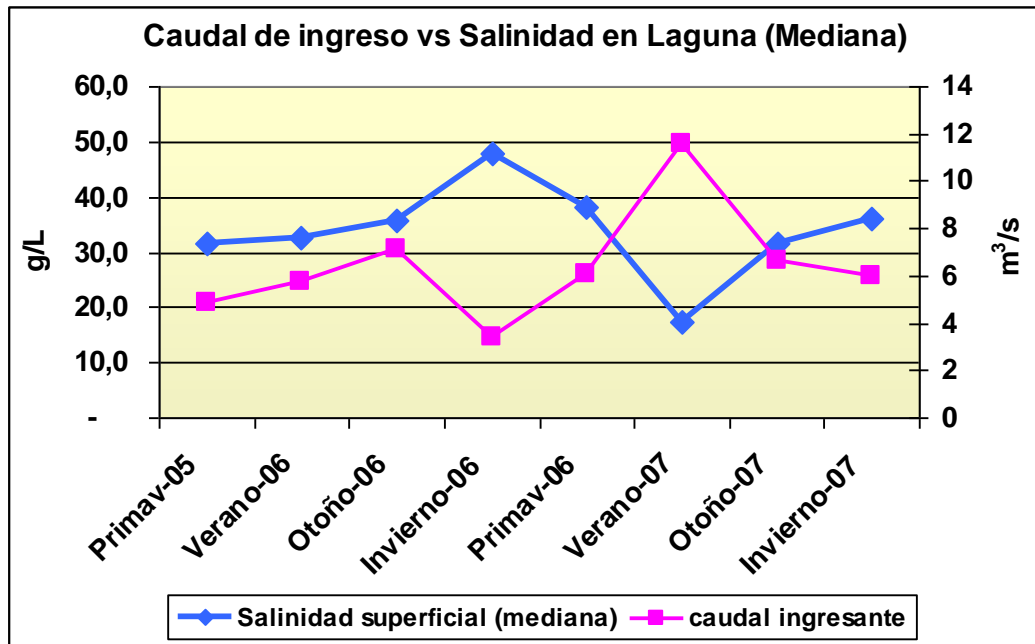


Figura 6.35.: Relación caudal de ingreso por el río Primero y la mediana de la salinidad en la Laguna del Plata

Al observar el gráfico se ve claramente la relación inversa, en especial en las campañas llevadas a cabo en invierno 2006 y verano 2007. Esto confirmaría la estrecha relación entre el caudal de ingreso de agua dulce y la salinidad de la laguna, teniendo en cuenta que se trata de un sistema endorreico.

Los gráficos correspondientes a la variación temporal de la salinidad, durante el período de monitoreo, se presenta en la Figura 6.36.

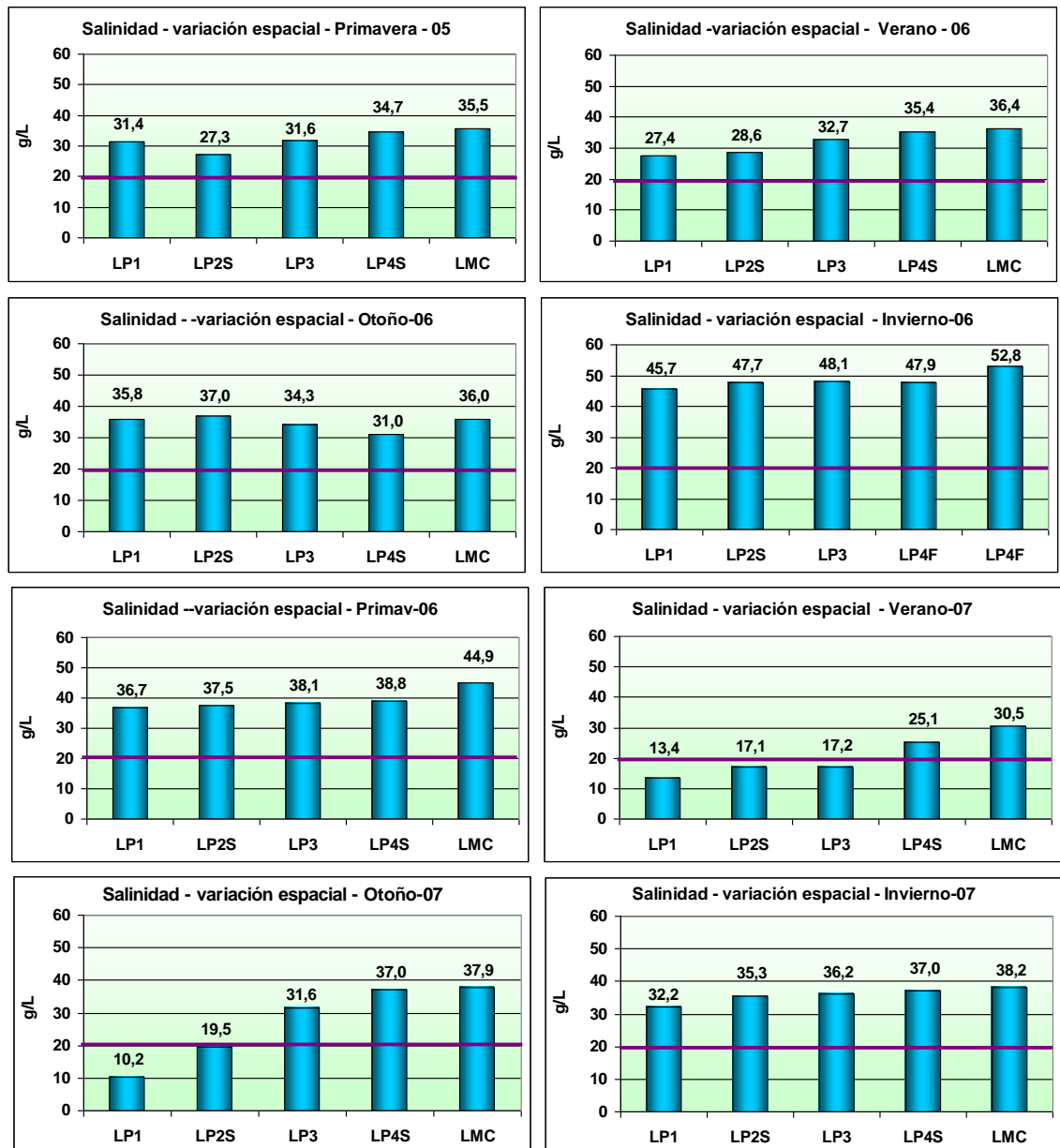


Figura 6.36.: Gráficos de variación espacial de la salinidad

La línea indica el valor de salinidad a partir del cual el agua se clasifica como mesosalina.

Se puede observar que en seis de las ocho campañas realizadas (75 %) en todas las estaciones de monitoreo el valor de salinidad superó 20g/L por lo que se la podría clasificar al agua como mesosalina. Esta situación se produjo en primavera 2005; verano 2006; otoño 2006; invierno 2006; primavera 2006 e invierno 2007.

En verano 2007 solo dos de los cinco sitios de muestreo presentaron valores superiores al cual se toma como límite inferior de mesosalinidad (20 g/L). Estos sitios fueron: LP4S (25,1 g/L) y LMC (30,5 g/L). Los demás sitios presentaron las concentraciones que los ubican dentro de la hiposalinidad: LP1 (13,4 g/L); LP2S (17,1 g/L) y LP3 (17,2 g/L). Por lo tanto se podría concluir que para esta fecha, el agua de la laguna del Plata, se presentó mayoritariamente como hiposalina.

La otra campaña en la cual se observaron diferencias espaciales en cuanto a la clasificación del agua fue otoño 2007. En este caso en tres estaciones se registraron valores superiores a los 20 g/L (LP3; LP4S y LMC). En las dos restantes los valores encontrados fueron: LP1 con 10,2 g/L y LP2S con 19,5 g/L. En este caso, se podría decir que en su mayor parte (tres sitio de cinco) el agua fue mesosalina.

Resumiendo, el agua de la Laguna del Plata se presentó como hiposalina (solo en dos campañas) en la zona donde se ubicaron las estaciones LP1 y LP2S y como mesosalina en el resto de los sitios de muestreo en todas las campañas realizadas. Es decir, en su zona media a norte mantuvo su característica durante

todo el período analizado, recordando que se encontraba conectada con la Mar Chiquita.

Con respecto a la **variación espacial** de los valores medidos se observó que en el 50% de las campañas realizadas se presentó la igual tendencia.

El comportamiento encontrado fue un incremento en los valores desde la estación LP1 hacia LMC. Cada una de las estaciones que mostró esta conducta tuvo registros diferentes entre sus valores mínimos y máximos. En primavera 2005 variaron entre 27,3 g/L y 35,5 g/L (solo 4,1 g/L de diferencia). En verano 2006 oscilaron entre 27,4 g/L y 36,4 g/L (solo 9 g/L de diferencia). En ambos casos se podría considerar homogénea la distribución espacial debido a la poca diferencia entre sus valores extremos. En la campaña verano 2007 la salinidad varió entre 13,4 g/L y 30,5 g/L, dando como diferencia entre ambos valores 17,1 g/L. Por último, en otoño 2007 el valor mínimo fue 10,2 g/L y el máximo 37,9 g/L dando una diferencia de 27,7 g/L entre ambos, siendo esta campaña la que mayor variación espacial presentó durante todo el período en estudio.

Las cuatro campañas restantes, espacialmente, se presentaron prácticamente homogéneas, con todos los valores medidos superiores a los 30 g/L. En invierno 2006 se verificó una situación particular ya que todos los valores registrados estuvieron por encima de 40 g/L. Esta condición podría deberse al escaso ingreso de agua dulce por el río Primero lo que podría redundar en un menor nivel de la laguna con la consecuente concentración

de sales. En la mencionada campaña fue la fecha en la que se registraron los valores más altos de salinidad durante todo el monitoreo.

La campaña en la cual se midieron los valores más bajos de salinidad fue la correspondiente a verano 2007, probablemente debido al efecto de dilución producido por la cantidad de agua que ingresaba por su único tributario

Se calcularon las medianas de la salinidad de cada campaña realizada y se compararon con la clasificación propuesta por Hammer (1986), obteniéndose los resultados que se presentan en la Tabla 6.10

Tabla 6.10.: Clasificación del agua en función de las medianas de salinidad de cada campaña

Campaña	Mediana (g/L)	Clasificación
Primavera 2005	31,6	mesosalina
Verano 2006	32,7	mesosalina
Otoño 2006	35,8	mesosalina
Invierno 2006	47,9	mesosalina
Primavera 2006	38,1	mesosalina
Verano 2007	17,2	hiposalina
Otoño 2007	31,6	mesosalina
Invierno 2007	36,2	mesosalina

Resumiendo, en el 87,5 % de las campañas realizadas durante el monitoreo llevado a cabo, el agua de la Laguna del Plata fue mesosalina.

Con este parámetro se realizó, también, la interpolación de las concentraciones medidas para observar la distribución espacial., utilizando el software SURFER 8.0 (RockWare, 2010).

El resultado obtenido se presenta en la Figura 6.37 por medio del gráfico, que genera el software con las curvas de concentración medidas y estimadas.

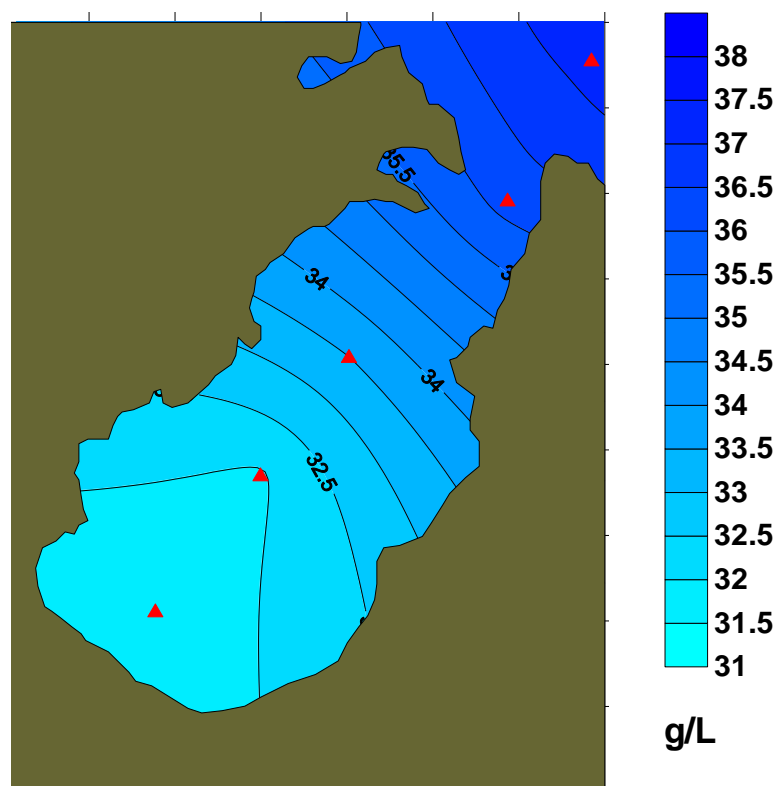


Figura 6.37.: Gráfico de curvas de concentración de salinidad en Laguna del Plata

El gráfico muestra claramente la tendencia ascendente, de la concentración, desde la estación de muestreo LP1 hacia LMC. Observándose que todos los valores se encuadran dentro de la categoría mesosalina

Es sabido que los principales procesos naturales que inducen cambios en la salinidad del agua, en sistemas endorreicos, son aquellos relacionados con el ingreso de aguas dulce o bien por la pérdida de agua. El incremento en la salinidad es causado, generalmente, por evaporación sumado al menor ingreso de agua dulce. La disminución de la salinidad se produce como resultado de la precipitación atmosférica, de aportes de ríos o subterráneos.

Gran parte de los ríos presentan una notoria variación anual en su caudal (el río Primero no es la excepción) lo que ocasiona significativas variaciones estacionales en la salinidad superficial en la zona de influencia de su desembocadura.

Las zonas que experimentan cambios temporales más notorios son aquellas en las cuales hay un marcado ciclo anual en las precipitaciones. Esta situación particular se vio reflejada en verano 2007, con disminución de la salinidad en toda la laguna debido al gran caudal de agua dulce que ingresaba por el río Primero. También, en invierno 2006, época en la cual el caudal de agua dulce fue muy bajo, trayendo como consecuencia el incremento en la salinidad en toda la Laguna del Plata.

Como resumen se podría decir que se encontró una clara relación entre la salinidad del agua de la laguna y el caudal de agua dulce que ingresa por su único tributario, siendo ésta de carácter inverso. Que en la mayoría de las campañas realizadas la laguna se pudo clasificar como mesosalina. Además, se notó la posible influencia de los surgentes de agua dulce en el sitio LP1. La

variación espacial de la salinidad fue mayoritariamente homogénea.

6.3.4. Fitoplancton

Dentro del término fitoplancton se agrupan las algas que flotan libremente, la mayoría de ellas unicelulares, aunque algunas son filamentosas y forman cadenas multicelulares.

El fitoplancton constituye uno de los productores primarios más importantes del ecosistema acuático, ya que fija energía solar y utiliza carbono inorgánico (dióxido de carbono) para producir materia orgánica, la cual es posteriormente utilizada por el resto de los seres vivos - consumidores (Bucher, 2006)

Las algas de los lagos, constituyen el fitoplancton, el cual está compuesto por un conjunto diverso de organismos pertenecientes a la mayoría de los principales grupos taxonómicos. A pesar de las distintas necesidades fisiológicas y de las variaciones con respecto a los límites de tolerancia a determinados parámetros ambientales de tipo físico – químicos en el fitoplancton coexisten poblaciones de distintas especies (Wetzel, 1981).

Algunos factores ambientales de gran importancia interaccionan para regular el crecimiento temporal y espacial del fitoplancton. A parte de los requerimientos fisiológicos básicos como la luz y la temperatura, existen diversos nutrientes tanto

orgánicos como inorgánicos que juegan un papel crítico en la sucesión de las poblaciones algales.

La periodicidad estacional de la biomasa y productividad fitoplanctónica en sistemas equilibrados es casi constante de año en año. Las variaciones estacionales en las aguas tropicales son escasas, aunque se incrementan enormemente con el aumento de la latitud y con los grandes cambios climáticos anuales (Wetzel, 1981).

La densidad de la población fitoplanctónica reduce progresivamente la luz disponible y la profundidad de la zona fótica. Inmediatamente se alcanza un punto en el cual la propia sombra inhibe cualquier incremento de la productividad, aunque haya un exceso de nutrientes disponible.

El fitoplancton se ha utilizado como indicador de la calidad del agua. Algunas especies crecen en agua muy eutróficas, mientras otras son muy sensibles a los residuos orgánicos y / o químicos. Varias especies producen olores y sabores molestos, o condiciones anóxicas o tóxicas que dan lugar a la muerte de animales.

Debido a sus cortos ciclos vitales responden rápidamente a los cambios ambientales y de allí que la composición de sus especies sea un indicador de la calidad de la masa de agua en que se encuentran. Además, influyen fuertemente sobre algunos aspectos no biológicos de la calidad del agua (como el pH; color; sabor y olor).

El fitoplancton consta de un conjunto de pequeños organismos vegetales con capacidad de locomoción restringida o nula y cuya distribución está más o menos sujeta a los movimientos del agua. Algunas algas planctónicas tienen cierta posibilidad de trasladarse moviéndose mediante flagelos y otros mecanismos que alteran su distribución gracias a los cambios de flotabilidad.

A continuación se realiza una breve descripción de algunas de las principales características de los grupos de algas predominantes.

La característica más importante es la fotosíntesis autotrófica como vía principal de nutrición y síntesis de nueva materia orgánica para el organismo.

Un carácter primario que diferencia los grupos de algas es la distribución de los pigmentos fotosintéticos: clorofilas; carotenoides y biliproteínas. La clorofila *a* es el pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores que desprenden oxígeno y está presente en todas las algas. La clorofila *b* solamente se encuentra en las algas verdes y en las euglenófitas.

Las algas azules o **cianófitas**, actualmente denominadas **cianobacterias**, es el único grupo de algas que tiene estructura celular procariota, al igual que las bacterias.

La mayoría de cianobacterias tienen formas filamentosas, pero un importante número de sus representantes son unicelulares, apareciendo frecuentemente en forma de colonias. Tanto

individualmente como en colonias, todas presentan una envoltura gelatinosa muy variable e irregular tanto en tamaño como en forma (Wetzel, 1981).

Algunos de los géneros de cianobacterias más comunes son: *Anacystis*; *Microcystis*; *Gomphosphaeria*; *Coelosphaerium* y *Coccochloris*; *Oscillatoria*, *Lyngbya*; *Aphanizeomon*; *Anabaena* y *Dolichospermum* (Figura 6.38).

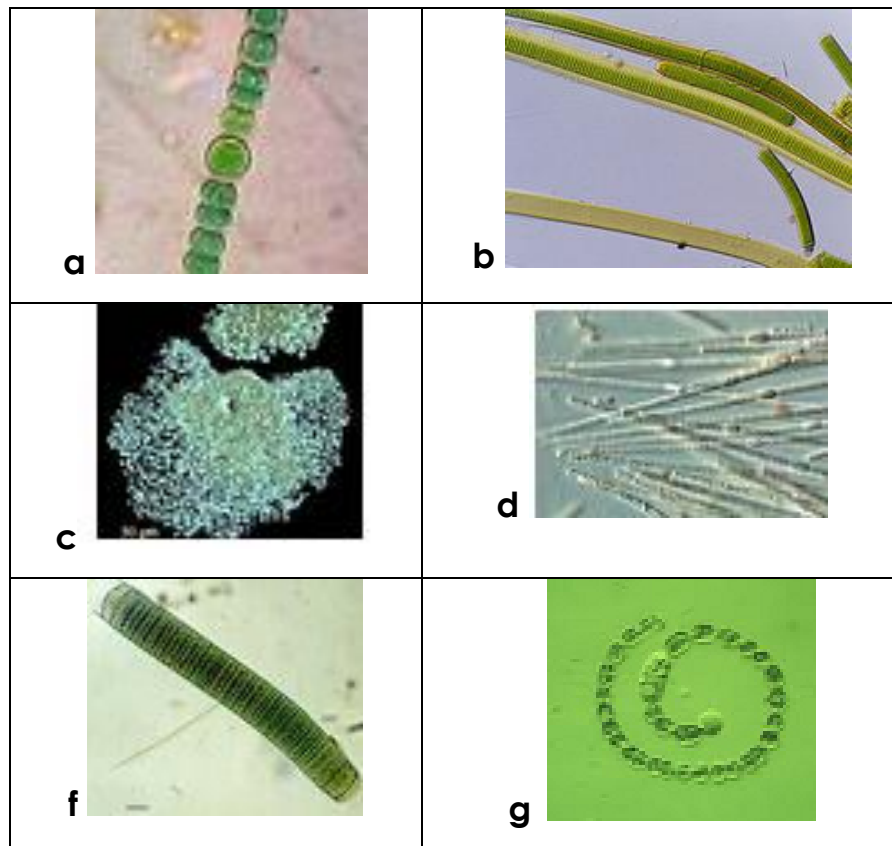


Figura 6.38.: Principales géneros de cianobacterias. a) *Anabaena* sp b) *Lyngbya* sp, c) *Microcystis*, d) *Aphanizeomon*, f) *Oscillatoria*, g) *Anabaena spiroides*.

Las cianobacterias comparten con algunas otras bacterias la habilidad de captar el nitrógeno del aire donde es el gas más abundante, y reducirlo a amonio (NH_4^+), una forma de nitrógeno que todas las células pueden aprovechar.

Algunas cianobacterias producen toxinas y pueden envenenar a los animales que habitan el mismo ambiente o beben el agua. Se trata de una gran variedad de géneros y especies; algunas producen toxinas muy específicas y otras producen un espectro más o menos amplio de tóxicos. El fenómeno se hace importante sólo cuando hay una floración (una explosión demográfica), lo que ocurre a veces en aguas dulces o salobres, si las condiciones de temperatura son favorables y abundan los nutrientes, sobre todo el fósforo. Los géneros más frecuentemente implicados en floraciones son *Microcystis*, *Anabaena* y *Aphanizomenon*. Los mecanismos fisiológicos de la intoxicación son variados, con venenos tanto citotóxicos (atacantes de las células), como hepatotóxicos que atacan el hígado o neurotóxicos las que atacan al sistema nervioso (Wetzel, 1981).

Muchas especies de cianobacterias han sido encontradas en aguas eutróficas y parece ser que dichos organismos son más abundantes en este tipo de aguas que en aguas oligotróficas (Margalef, 1983)

Esta mayor abundancia de cianobacterias en aguas eutróficas puede deberse a uno o varios factores, dentro de los cuales cabe mencionar la capacidad que tienen, las cianobacterias en general, para desarrollarse en ambientes con bajas concentraciones de dióxido de carbono; condiciones que se dan en aguas que poseen altas densidades de algas producto del enriquecimiento de nutrientes. Además de poder desarrollarse con concentraciones de dióxido de carbono relativamente bajas,

la cubierta mucilaginosa de las cianobacterias les ayuda a retenerlo (Margalef, 1983). Otro factor que influye para que algunos géneros de cianobacterias, como *Microcystis*, sean muy numerosas en este tipo de aguas es que, por su modo de vida y por los pigmentos fotosintéticos que poseen, aprovechan mejor la luz e impiden el paso de la misma a los estratos inferiores de la masa de agua impidiendo el desarrollo masivo de muchas clorofitas (Beyruth, 1993).

Aparte de de los factores ya mencionados, Fredrickson y Stephanopoulos (1981) sugieren la posibilidad de que las sustancias alelopáticas, que segregan muchas cianobacterias, favorezca su desarrollo en este tipo de aguas, al eliminar la competencia de muchos organismos por el medio y evitar ser depredadas por otros.

En los ecosistemas acuáticos, las cianobacterias se agregan, dando lugar a formaciones típicas conocidas como floraciones o blooms. Estas proliferaciones en masa ocurren en aguas eutróficas ricas en nutrientes (particularmente fosfatos, nitratos y amoníaco) bajo temperaturas medianamente altas (15 a 30 °C) y donde el pH oscila entre 6 y 9. Las floraciones cianobacterianas necesitan aguas poco removidas y sin vientos para poder desarrollarse. Dichos blooms, resultan muy antiestéticos e indeseables en aguas de recreo ya que cambian el aspecto del agua y causan turbidez. Gracias a un metabolismo secundario muy activo, son capaces de sintetizar un gran número de compuestos orgánicos como nefastos como la geosmina y el 2-metil-isoborneol, que confiere al agua un sabor desagradable.

Las algas verdes denominadas también **clorófitas** forman un grupo de algas extremadamente grande y de una gran diversificación morfológica.

Las clorófitas incluyen una diversidad de grupos que van desde los unicelulares de agua dulce y multicelulares para aguas marinas. Son comúnmente llamados pequeñas esferas verdes, ya que a menudo aparecen como agrupaciones o grupos de células verdes. A primera vista, se puede pensar que estos organismos son todos iguales, pero la observación cuidadosa y detallada revela que existen caracteres morfológicos estables y discretos que separan a muchos de los géneros entre sí (Wetzel, 1981).

Las clorófitas no móviles incluyen muchas especies ubicuas, que se encuentran en una variedad de hábitats. Ya sea distribuido por las corrientes de aire, los pájaros, o las patas de los animales, son eficaces colonizadoras de suelos desnudos (por ejemplo, perturbada por las actividades humanas), suelos nuevos (por ejemplo, lava volcánica), y cuerpos de agua recién formados (por ejemplo depresiones formadas por la perturbación mecánica). Por lo tanto, juegan un papel importante en los procesos de sucesión primaria y secundaria

La gran mayoría (más del 80%) viven en agua dulce, el resto de los hábitats que ocupan, incluyen el agua de mar o en agua salobre y en el suelo o superficies libres de la tierra (Wetzel, 1981).

La mayoría de las algas verdes filamentosas son acuáticas y viven adheridas a superficies duras, tales como piedras, objetos artificiales (plástico, vidrio, canales de concreto, etc.), plantas acuáticas (musgos, macroalgas) y varios animales (moluscos, tortugas, peces). Con frecuencia, las grandes formas filamentosas se adjuntan a la vegetación sumergida, o bien son de libre flotación sólo por debajo de la superficie del agua. Las superficies consolidadas, tales como barro, arena o grava, son normalmente demasiado inestable para tales formas. Algunas se encuentran en fangos que cubren el fondo y generalmente se desarrollan en aguas profundas o de lo contrario tranquilas. (Extraído de *Freshwater Algae of North America Ecology and Classification*, 2003)

Las **diatomeas** (bacilariofíceas dentro de las **crisófitas**) constituyen el grupo de algas más importante del fitoplancton a pesar de que gran parte de sus especies son sésiles y están asociadas a comunidades bentónicas litorales (Wetzel, 1981).

Su característica principal deriva de su pared celular silicificada (compuesta por dióxido de silicio). Dentro de este grupo son frecuentes tanto las formas coloniales como las unicelulares. Frecuentemente se las divide en dos categorías, el grupo de las diatomeas céntricas (centrales) que poseen simetría radial, y el grupo de las pennadas con morfología esencialmente bilateral (Figura 6.39)

La pared celular de sílice, se compone de dos partes. Éstas se ajustan una dentro de la otra, como dos mitades de una placa de Petri, para formar un contenedor completo.

Las diatomeas céntricas son más comunes en las aguas marinas o saladas. La mayoría de los géneros no tienen representantes de agua dulce y las de agua dulce poseen relativamente pocos géneros y especies representadas en las aguas estrictamente marinas. Sobre la base de la evidencia disponible parece que los géneros más importantes que ocurren en el agua dulce se derivan finalmente de múltiples invasiones del reino marino. Algunos, aparentemente, han evolucionado ampliamente en agua dulce. Otros mantienen similitudes morfológicas muy cerca de sus antepasados marinos. (Extraído de *Freshwater Algae of North America Ecology and Classification*, 2003)

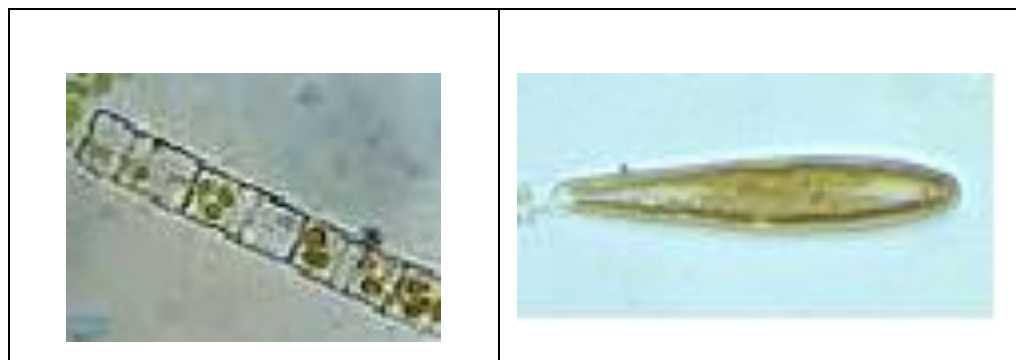


Figura 6.39.: Algunos géneros de diatomeas. a) *Melosira*, b) *Nitzschia*

Los miembros de las **Pirrófitas** son formas pigmentadas marinas que incluyen los dinoflagelados. Poseen clorofila, carotenoides, pigmentos y xantofila.

Las **Dinoflagelados** a menudo tienen un color marrón o amarillo, se reproducen por división longitudinal a través de la mitosis. Forman una gran parte del plancton marino y son esenciales para muchas de las cadenas alimenticias en el mar. Algunas especies son luminiscentes. Otros tienen pigmentos de

color rojo o naranja y cuando estos microorganismos se multiplican a un ritmo anormalmente alto, causan la marea "roja" (Wetzel, 1981).

Las dinoflageladas son un gran grupo de flageladas protistas. La mayoría son parte del plancton marino, pero también son comunes en agua dulce. Sus poblaciones se distribuyen en función de la temperatura, la salinidad, o la profundidad.

Muchas dinoflageladas son conocidas por ser fotosintéticas, pero una gran parte de ellas son, de hecho, mixotrófica, es decir que combinan la fotosíntesis con la ingestión de presas. Las dinoflageladas son el mayor grupo de marinos eucariotas, aparte de las diatomeas. Producen formas de resistencia, denominadas quistes de dinoflagelados o dinoquistes, como parte de su ciclo de vida (Wetzel, 1981).

Una floración de algas de dinoflageladas puede resultar en una coloración visible del agua conocido como marea roja .

Dinoflagelados son formas unicelulares con uno a tres flagelos. Por lo general, poseen dos flagelos: uno que se extiende hacia la parte posterior, llamado el flagelo longitudinal, y el otro formando un círculo lateral, llamado el flagelo transversal. Pueden estar presentes en todos los ambientes acuáticos: agua marina, salobre y dulce (Wetzel, 1981).

A veces florecen en concentraciones de más de un millón de células por mililitro. Algunas especies producen neurotoxinas, que en tal cantidad, matan a los peces y se acumulan en

organismos filtradores como los moluscos, que a su vez las transmitirá a las personas que los consumen. Este fenómeno llamado marea roja por el color que la floración imparte al agua. Algunas dinoflageladas sin color pueden también formar floraciones tóxicas. Algunas floraciones de dinoflageladas no son peligrosas.

Las algas dinoflageladas (dinofíceas del grupo de las pirrófitas) son flageladas unicelulares, muchas de las cuales son móviles. Los movimientos de los flagelos crean corrientes de agua lo suficientemente fuertes para inducir una ligera locomoción y romper los gradientes químicos de la superficie de la célula.

La distribución de las dinoflageladas en relación con las principales características del agua, muestra que mientras algunas especies son ubicuas y tienen amplias tolerancias, especialmente entre especies de *Ceratium* y *Peridinium*, la mayoría de las dinoflageladas son muy específicas en sus tolerancias respecto al calcio; pH; materia orgánica disuelta y temperatura. (Extraído de *Freshwater Algae of North America Ecology and Classification*, 2003)

La mayoría de las algas **criptófitas** son desnudas, unicelulares y móviles con dos flagelos casi iguales. Esta clase es muy pequeña y la mayoría de sus representantes planctónicos pertenecen a las criptomonadinas. Se intuye que su importancia en el metabolismo de los lagos es generalmente mucho mayor de lo que se ha creído, ya que durante los períodos fríos del año se desarrollan en densas poblaciones bajo condiciones de luz relativamente bajas.

Se encuentran en aguas marinas y continentales. Algunas especies viven como simbióticas de animales. (Extraído de *Freshwater Algae of North America Ecology and Classification*, 2003)

La primordial característica de las comunidades fitoplanctónicas es la coexistencia simultánea de numerosas poblaciones de especies en un mismo hábitat lacustre. Cada especie tiene un nicho basado en sus necesidades fisiológicas en relación con las variaciones de los factores del hábitat.

Cada una de las especies de algas que componen las asociaciones fitoplanctónicas posee un intervalo de tolerancia entre los valores extremos de estos factores, produciéndose un crecimiento máximo al presentarse la combinación óptima de los factores interaccionantes (Wetzel, 1981).

Los grupos que formaron parte del fitoplancton presente en la laguna, durante todo el monitoreo, fueron: Cyanobacteria; Chlorophyta; Pyrrophyta; Cryptophyta; Euglenophyta y Chrysophyta

En la Tabla 6.11. se presentan los totales generales, expresados en células por litro (cel/L), de cada grupo constituyente del fitoplancton cuantificado en la laguna durante el período en estudio. Se puede observar que los valores fueron extremadamente elevados, lo que indicaría una elevada productividad en el cuerpo de agua.

Tabla 6.11.: Valor del total general de los distintos grupos de algas que constituyeron e fitoplancton durante el período estudiado

Grupo	Total general en cel/L
CYANOBACTERIA	12.577.228.090
CLOROPHYTA	231.711.150
PYRROPHYTA	20.996.000
CRYPTOPHYTA	152.584.660
EUGLENOPHYTA	89.000
CHRYSOPHYTA	916.319.800

A partir de estos valores se puede ver que el grupo de las Cyanobacterias fueron ampliamente dominantes sobre el resto, en segundo lugar se encontraría el grupo de las Chrysophitas, luego el de las Clorophytas.

Se calcularon, también, los valores totales de los diferentes grupos en cada campaña de muestreo (Tabla 6.12.)

Tabla 6.12.: Valores Totales, de los distintos grupos de algas en cada campaña de muestreo

	CYANOBACTERIA	CLOROPHYTA	PYRROPHYTA
primavera 05	1.298.991.000	22.880.000	0
verano 06	206.677.090	14.093.150	0
otoño 06	2.261.200.000	51.788.000	4.890.000
invierno 06	4.481.790.000	18.970.000	1.090.000
primavera 06	1.746.860.000	37.560.000	5.870.000
verano 07	566.320.000	16.220.000	6.700.000
otoño 07	797.550.000	29.948.000	1.200.000
invierno 07	612.640.000	23.172.000	306.000
	CRYPTOPHYTA	EUGLENOPHYTA	CHRYSOPHYTA
primavera 05	1.070.000	0	9.006.000
verano 06	3.584.660	0	14.620.800
otoño 06	14.930.000	0	68.735.000
invierno 06	65.420.000	0	322.824.000
primavera 06	13.070.000	0	29.579.000
verano 07	13.240.000	0	117.419.000
otoño 07	19.690.000	0	178.704.000
invierno 07	6.580.000	89.000	51.092.000

Al analizar la información de la Tabla 6.12, se pudo ver, obviamente, la misma tendencia que en los valores totales generales. Las Cyanobacterias fueron las dominantes en todas las campañas presentando elevadas concentraciones de células por litro con un máximo de 2.261.200.000 cel/L en la campaña correspondiente a otoño 2006. En segundo lugar se ubicarían las Chrysophitas con cierta variabilidad en las concentraciones de células por litro, pero también con valores elevados (mínimo 9.006.000.cel/L y máximo 322.824.000 cel/L). Un caso especial fueron las Euglenophiytas ya que solo estuvieron presentes en la campaña correspondiente a invierno 2007 y con una concentración relativamente baja (89.000 cel /L), en comparación a la que presentaron el resto de los grupos fitoplanctonicos.

Las Clorophytas, se podría decir que, fueron las que mostraron una cierta homogeneidad temporal en su concentración debido a que se mantuvieron dentro del mismo orden de magnitud (entre 14 y 29 millones de células por litro)

Para una mejor visualización, de la composición relativa de los grupos presentes dentro del fitoplancton durante el monitoreo, se graficó el promedio de cada uno, mostrando su abundancia relativa (Figura6.40).

Se puede observar claramente el predominio, prácticamente absoluto, de las cianobacterias sobre el resto de los grupos encontrados durante todo el muestreo y en todos los sitios.

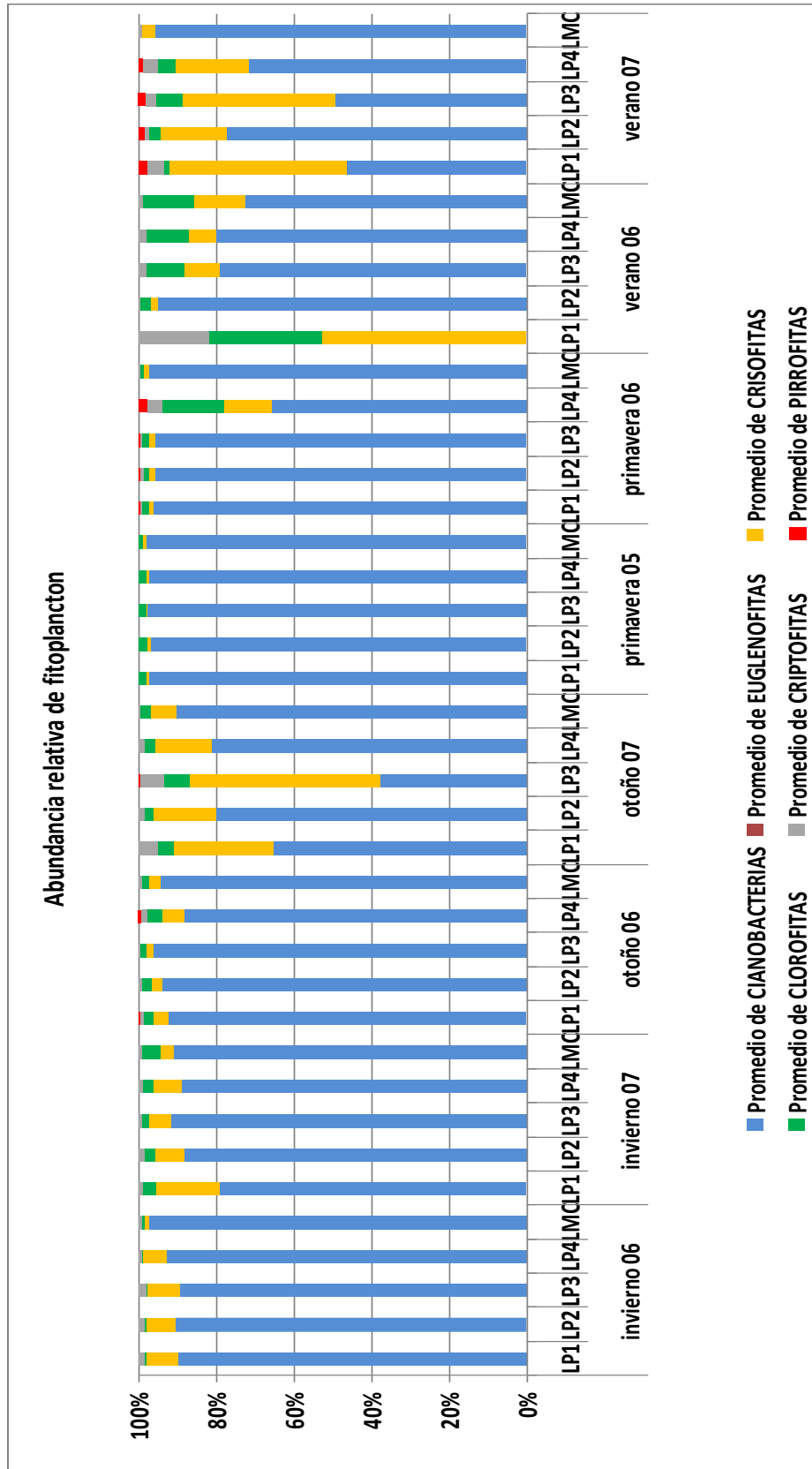


Figura 6.40: Abundancia relativa de los distintos grupos constituyentes del fitoplancton presente durante el monitoreo

A continuación se realiza una evaluación de la composición porcentual, o abundancia relativa, de los diferentes géneros pertenecientes a los tres grupos mayoritarios que se cuantificaron en el análisis del fitoplancton. En los gráficos realizados se ubicaron los datos comparando las fechas correspondientes a la misma estación climática.

En la Figura 6.41. se presenta la distribución correspondiente a los diferentes géneros de **cianobacterias** cuantificadas durante el monitoreo llevado a cabo. Los resultados se expresaron en porcentaje de cada género presente dentro del grupo.

Se puede observar que al género *Aphanothece* sp le corresponde el mayor porcentaje en cada campaña y cada sitio de muestreo. La excepción fue LP4 en primavera 2006 en donde el mencionado género estuvo ausente y los géneros *Anabaenopsis* sp y *Nodularia* sp constituyeron, cada uno, un 40% del total de cianobacterias presentes para la mencionada fecha de muestreo.

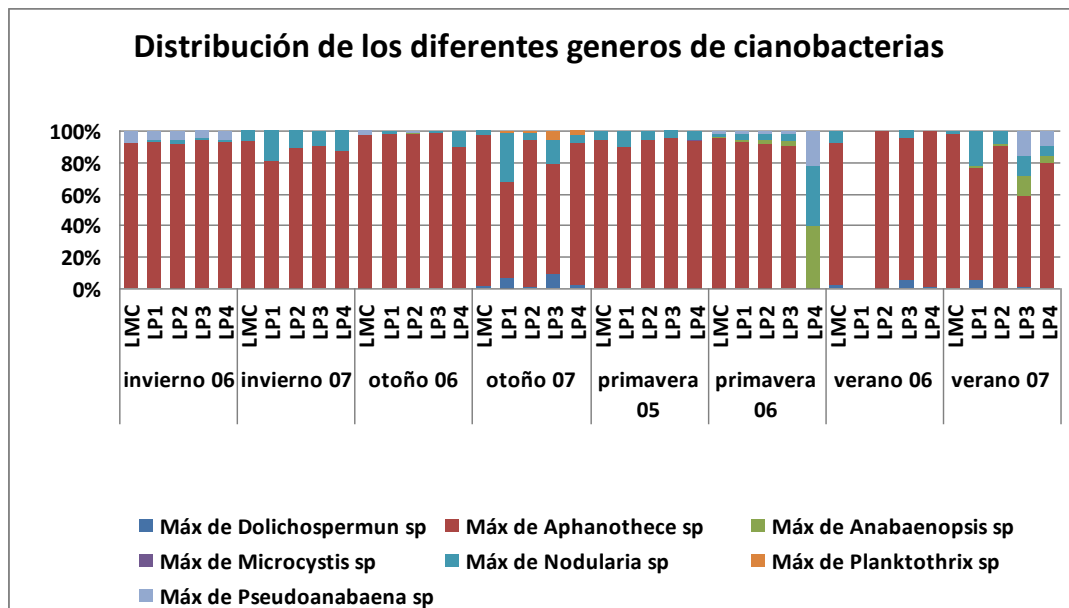


Figura 6.41.: Distribución temporal y espacial del porcentaje de los diferentes géneros de Cianobacterias

La distribución porcentual de los géneros pertenecientes al grupo **Chrysophitas** que se registraron en los diferentes sitios durante todas las campañas de muestreo llevada a cabo, se presenta en la Figura 6.42.

En el análisis efectuado sobre estos datos se observó que el género *Cyclotella* sp estuvo presente en todas las estaciones de muestreo y durante todas las fechas con porcentajes variables, ente 95 % (LP1 invierno 2006) y el 20 % (LMC verano 06). Se comprobó que los mayores porcentajes se manifestaron en los cinco sitios de muestreo, en dos estaciones climáticas de menores temperaturas (invierno 2006; otoño 2007) y en una de temperaturas elevadas (verano 2007). Debido a esto, se podría inferir que el la temperatura no resultó ser un parámetro importante para su desarrollo.

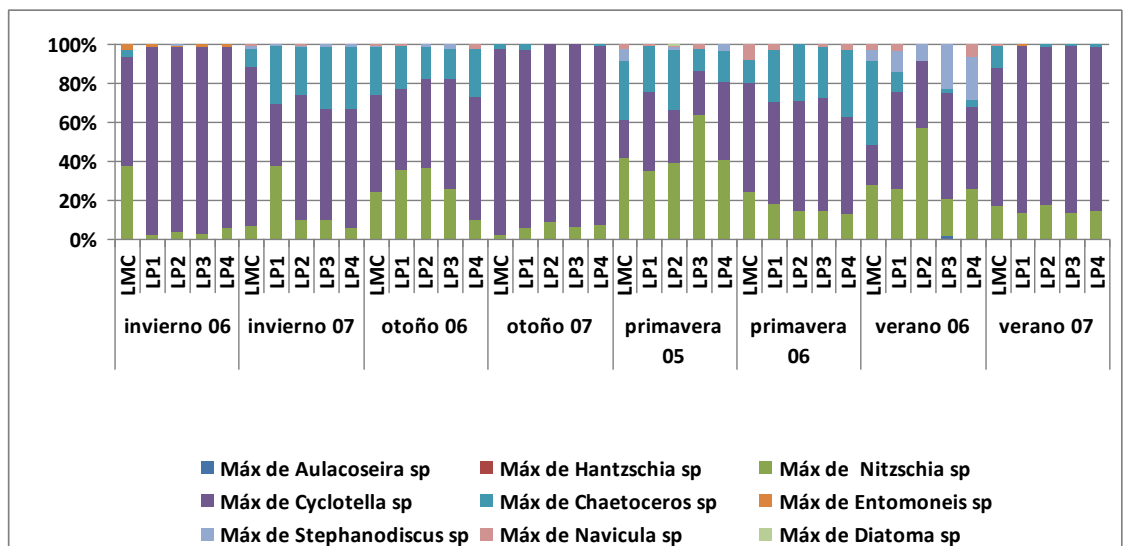


Figura 6.42.: Distribución temporal y espacial del porcentaje de los diferentes géneros de Chrysophitas

El segundo género, de este grupo, que se presentó con una alta abundancia relativa fue *Nitzschia*. El mismo estuvo presente

en todas las fechas y sitios de muestreo con porcentajes que variaron entre el 60 % en LP3 (primavera 2005) y el 5 % en LMC (otoño 2007). En este caso se podría suponer que las estaciones templadas ayudaron a que se desarrolle este género.

Por ultimo, el género *Chaetoceros* estuvo presente en el 50 % de las campañas realizadas en todos lo sitios de muestreo (otoño 2006; invierno 2007; primavera 2005 y 2006).

En ninguno de los tres géneros que presentó mayor abundancia relativa se encontró un patrón definido en lo que a estación climática se refiere.

El tercer grupo dominante dentro del fitoplancton que se cuantificó durante el monitoreo fue el de las **Clorophytas**. En la Figura 6.43. se muestra el gráfico con la abundancia relativa de los géneros pertenecientes al grupo mencionado.

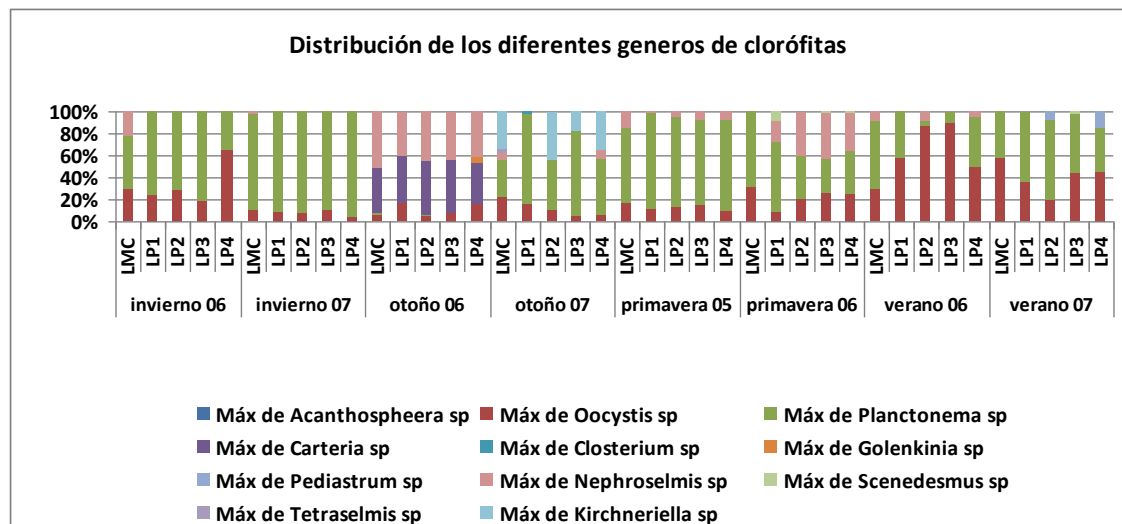


Figura 6.43.: Distribución temporal y espacial del porcentaje de los diferentes géneros de Clorophytas

El género *Oocystis* estuvo presente en todos los sitios de muestreo y en todas las campañas realizadas. Los porcentajes fueron variables, presentando la mayor abundancia en la fecha correspondiente a verano 2006.

El segundo de los géneros que mostró mayor abundancia con respecto al resto de los identificados, fue *Planctonema*. Presentando su mayor abundancia relativa en invierno 2007, con valores alrededor del 90% en todos los sitios. Solo en la campaña correspondiente a otoño 2006 no estuvo presente dentro de la composición fitoplanctónica.

Un caso especial fue el género *Carteria* que fue encontrado dentro de la composición del fitoplancton solo en otoño 2006 y con porcentajes que oscilaron entre el 30 % y el 45 % del total.

En este grupo de algas tampoco se encontró algún patrón definido en su distribución temporal ni espacial.

Como análisis final de los datos relevados sobre el fitoplancton se efectuó la evaluación de la variación temporal y espacial teniendo en cuenta los valores de abundancia absoluta en células por litro (cel/L). Los resultados obtenidos se presentan en la Figura 6.44.

Se graficó la abundancia absoluta de los seis grupos que se registraron, durante todo el monitoreo, al cuantificar la composición del fitoplancton

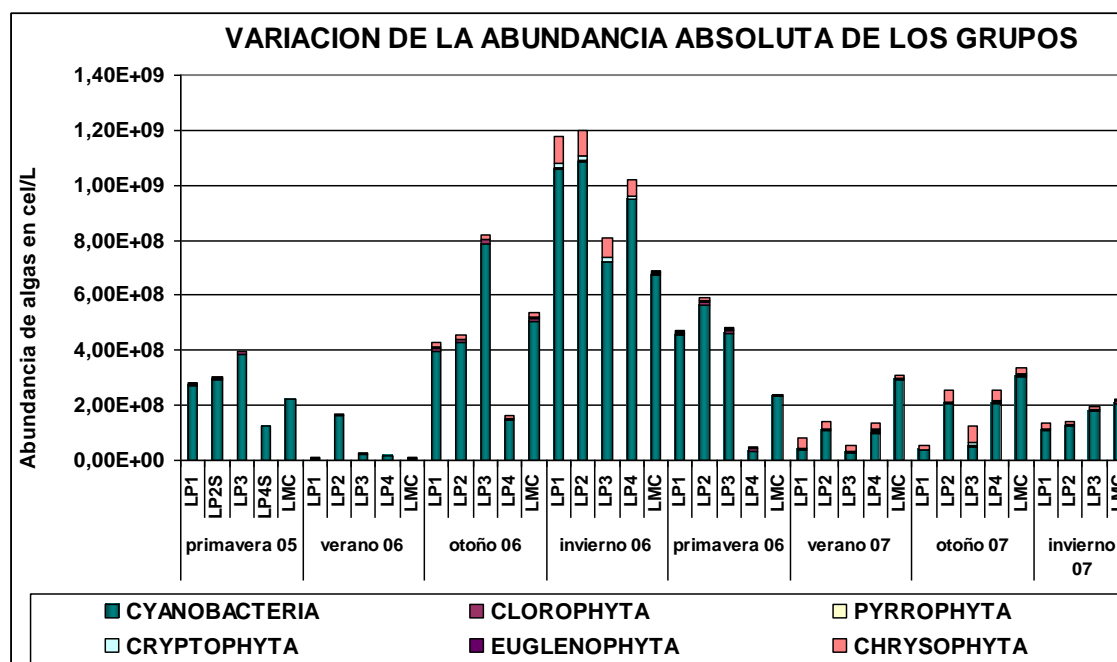


Figura 6.44.: Abundancia absoluta de los diferentes grupos presentes en el fitoplancton expresado en cantidad de células por litro

Se pudo observar que el grupo dominante durante todo el monitoreo, dentro de los que fueron reconocidos, lo constituyeron las cianobacterias llegando a valores de 1085 millones de células por litro en invierno 2006 en el sitio LP2. En general, se observó una cierta heterogeneidad temporal en la cantidad de cianobacterias presentes durante el monitoreo. La mayor abundancia de este grupo se observó durante otoño; invierno y primavera 2006. La menor concentración se registró en verano 2006 con un valor de 15.579.460 células por litro en la estación de monitoreo LP4.

La contribución de biomasa de otros grupos, como las crisófitas, adquiere relevancia principalmente en los meses de menor temperatura.

Algunos de los géneros detectados, tanto en las estaciones ubicadas en la Laguna del Plata como en el de la de Mar Chiquita, revisten un interés especial.

Es popularmente conocida la importancia de las cianobacterias por su capacidad de desarrollar floraciones potencialmente tóxicas para el hombre y la fauna natural. En el sistema estudiado se hallaron géneros de este grupo que incluyen especies con estas características, tal es el caso de *Anabaenopsis*, *Microcystis*, *Anabaena* y *Nodularia*.

Otro género de interés hallado es la pirrófita *Prorocentrum* sp, algunas de cuyas especies se han citado como tóxicas.

Dentro del grupo de las Crisofitas, el género *Chaetoceros*, que estuvo presente en el 50 % de las campañas realizadas (otoño 2006; invierno 2007; primavera 2005 y 2006) en todos los sitios de muestreo, resultó otro de los géneros de importancia. Si bien no es productor de toxinas, incluye especies (*Chaetoceros concavicornis* y *Chaetoceros convolutum*) citadas como dañinas debido a su estructura de barbas o espinas que pueden provocar rotura e irritación de los tejidos de peces y bivalvos, pudiendo provocar una muerte masiva de peces en caso de una alta abundancia.

Sin embargo, la presencia de cianobacterias en todas las estaciones con elevada abundancia, sugiere la existencia de determinadas condiciones que favorecen el desarrollo de este grupo. Además, habría que seguir de cerca en el control de la

calidad ambiental de esta zona ya que se plantea que las cianobacterias son un grupo capaz de competir ventajosamente con otros en condiciones de ambientes extremos. Entre otras, presentan la característica de desarrollarse en ambientes con bajas concentraciones de dióxido de carbono; condiciones que se dan en aguas que poseen altas densidades de algas producto del enriquecimiento de nutrientes.

En resumen, la comunidad fitoplanctónica estuvo representada por seis grupos, con un total de 32 géneros, distribuidos en 7 de cianobacterias, 9 de crisófitas; 11 de clorofitas (estos tres géneros fueron los de mayor abundancia con respecto al resto); 2 de pirrofitas; 2 de criptofitas y 1 de euglenofitas.

En todos los sitios de muestreo se distinguieron por su mayor aporte a la riqueza fitoplanctónica; las cianobacterias, seguida de las crisófitas y las clorofilas. Los demás grupos se presentaron en menor proporción. El grupo de las clorofitas fue el que más cantidad de especies aportó al total de la comunidad fitoplanctónica.

La riqueza de especies, de manera general, fue baja lo que indicaría condiciones ambientales desfavorables para el desarrollo de estas comunidades.

Existió un número de especies potencialmente tóxicas o nocivas en la zona de estudio, las cuales podrían aumentar su concentración cuando encuentren favorables las condiciones

ambientales (temperaturas elevadas) y pueden formar las llamadas mareas rojas o florecimientos algales capaces de provocar mortandad en peces y un deterioro sustancial en la calidad del agua.

En relación a este parámetro solo se encontraron dos trabajos, en uno de ellos solo se mencionan los géneros presentes si especificar su abundancia (Reati *et al.*, 1997). En el otro (Bucher, 2006) realizado entre julio 2005 y marzo 2006, se mencionan géneros y especies en individuos por litro, informando valores muy por debajo de los encontrados en el presente trabajo.

Debido a sus cortos ciclos vitales, el fitoplancton, responde rápidamente a los cambios ambientales y de allí que su composición sea un indicador de la calidad de la masa de agua en que se encuentran. Por esto puede ser utilizado como un excelente indicador del estado del cuerpo de agua.

El análisis de las características del desarrollo estacional y espacial del fitoplancton debe enmarcarse dentro de una serie dinámica de interacciones entre los parámetros ambientales y las características fisiológicas de los organismos. Es ideal un estudio detallado de los factores que interaccionan y que regulan el crecimiento y la sucesión, en particular la luz; temperatura; nutrientes inorgánicos; factores biológicos de competencia por los recursos disponibles requeridos y la depredación por otros organismos.

En este trabajo, el objetivo particular sobre este tema fue la descripción de la composición del fitoplancton focalizado a cuales fueron los géneros dominantes y su abundancia. La realización de un análisis más detallado en relación a los parámetros que influyen sobre su presencia y distribución se consideraron objeto de un trabajo aparte debido a la extensión que presentaría el mismo.

6.3.5. Clorofila a

La clorofila a es el pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores que desprenden oxígeno, y está presente en todas las algas. Es una biomolécula extremadamente importante, crítica en la fotosíntesis, proceso que permite a las plantas absorber energía a partir de la luz.

Forma parte de un grupo de pigmentos que se encuentran en diversos eucariotas que poseen cloroplastos (plantas, algas) y algunos procariotas: bacterias (cianobacterias, bacterias verdes y púrpuras). Tiene típicamente dos picos de absorción en el espectro visible, uno en el entorno de la luz azul (400-500 nm de longitud de onda), y otro en la zona roja del espectro (600-700 nm); sin embargo reflejan la parte media del espectro, la más nutrida y correspondiente al color verde (500-600 nm). Esta es la razón por la que la clorofila tiene color verde y se lo confiere a los organismos. La clorofila a se encuentra en todos los casos, vinculada al centro activo de los complejos moleculares, llamados fotosistemas, que absorben la luz durante la fotosíntesis. Su fórmula empírica es $C_{55}H_{72}O_5N_4Mg$

Este parámetro es utilizado como indicador del nivel trófico del agua, relacionados con otros como el fósforo y la transparencia.

La determinación de clorofila *a* permite evaluar la producción primaria y efectuar una estimación de la biomasa algal de la zona. La clorofila *a* es el pigmento terminal fotosintético en la absorción de la luz, pues aunque la energía haya sido capturada por otros pigmentos, es transferida a la clorofila *a* antes de ser utilizada en las reacciones fotoquímicas (Sakshaug *et al.*, 1997). Por ello, y por que está presente en todos los organismos planctónicos fotosintetizadores (González, 1989), la clorofila *a* suele usarse como una medida de la biomasa fitoplanctónica fotosintéticamente activa (Flemer, 1969; Li y Smayda, 1998; Sakshaug *et al.*, 1997). Aunque la concentración de clorofila *a* puede ser una buena aproximación a la biomasa fitoplanctónica, la relación cuantitativa no es exacta debido a que la cuota celular varía. Esta variación, no sólo entre los distintos grupos y especies, sino también dentro de una misma especie, da variaciones cuantitativamente significativas tanto estacional como incluso diariamente.

Estas variaciones intraespecíficas se deben a que los productores primarios están continuamente sujetos a oscilaciones de las condiciones ambientales en el espacio y en el tiempo.

Para mantener su productividad deben desarrollar estrategias adaptativas que compensen estos cambios

ambientales (Claustre et al., 1994). Así, el fitoplancton ajusta su composición de clorofila para adaptarse a los cambios en la radiación solar (Chau y Jin, 1998). Es lo que se llama fotoaclimatación (Bricaud et al., 1995; Zonneveld, 1998).

Pero la relación entre la biomasa y la clorofila a varía también con el crecimiento de la célula, la disponibilidad de nutrientes y la temperatura. La razón de esto es que las poblaciones naturales están formadas por distintas especies, con distintas fases de crecimiento y distintos estados fisiológicos y nutricionales. Todos estos factores influyen en la cuota pigmentaria celular y por tanto en la relación entre la clorofila a y la biomasa.

Así, la concentración de clorofila a aumentará cuando la cantidad de células fitoplanctónicas aumente, por la resuspensión de células algales (Irigoien y Castel, 1997; Verity et al., 1988) o por el aumento de la irradiación solar y la disminución de la turbidez, que provocan un aumento de la fotosíntesis (Soto et al., 1993; Uncles et al., 1998). En cambio, la concentración de clorofila a disminuirá cuando lo haga la cantidad de fitoplancton en el medio, por una disminución de la cantidad de nutrientes disponibles en el agua (Herut et al., 1999), por una disminución de la fotosíntesis debida a un incremento de la turbidez (Uncles et al., 1998), o por la muerte celular de la comunidad fitoplanctónica. Esta muerte celular puede ser debida, entre otros motivos, tanto a un aumento de la biomasa total de zooplancton, que hará aumentar el consumo del fitoplancton (Li y Smayda, 1998), como al estrés provocado por el gradiente de salinidad que se produce en los estuarios y plumas fluviales (Uncles et al., 1998).

Aún con todo lo anterior, la concentración de clorofila a podría asimilarse de manera aproximada a la cantidad de biomasa fitoplanctónica existente en el agua.

Cuando la clorofila a se usa como indicador de la biomasa de algas se supone que constituye un promedio de 1,5 % del peso seco de la materia orgánica (pero sin cenizas) de las algas. Por lo tanto se calcula la biomasa de algas multiplicando el contenido en clorofila a por un factor de 67. (AHPA - AWWA, 1995)

Los ambientes acuáticos salinos suelen presentar una alta productividad y concentraciones de clorofila ya que en general se localizan en regiones de mucha radiación y con niveles de fósforo altos. Las floraciones de cianobacterias, en muchos casos, representan una proporción significativa de la producción total (Wehr and. Sheath, 2003).

Se efectuó el análisis de la **variación temporal** de la clorofila a , los gráficos correspondientes se muestran en la Figura 6.45.

Se realizó la evaluación del comportamiento de la concentración de clorofila a, en cada sitio de monitoreo, durante el período en estudio. A partir de ello, se observó que en las cuatro estaciones de muestreo ubicadas en la Laguna del Plata los valores más elevados se presentaron en invierno 2006, siendo esta la fecha en la cual se manifestó la mayor abundancia de fitoplancton (punto 6.3.4, Figura 6.44)

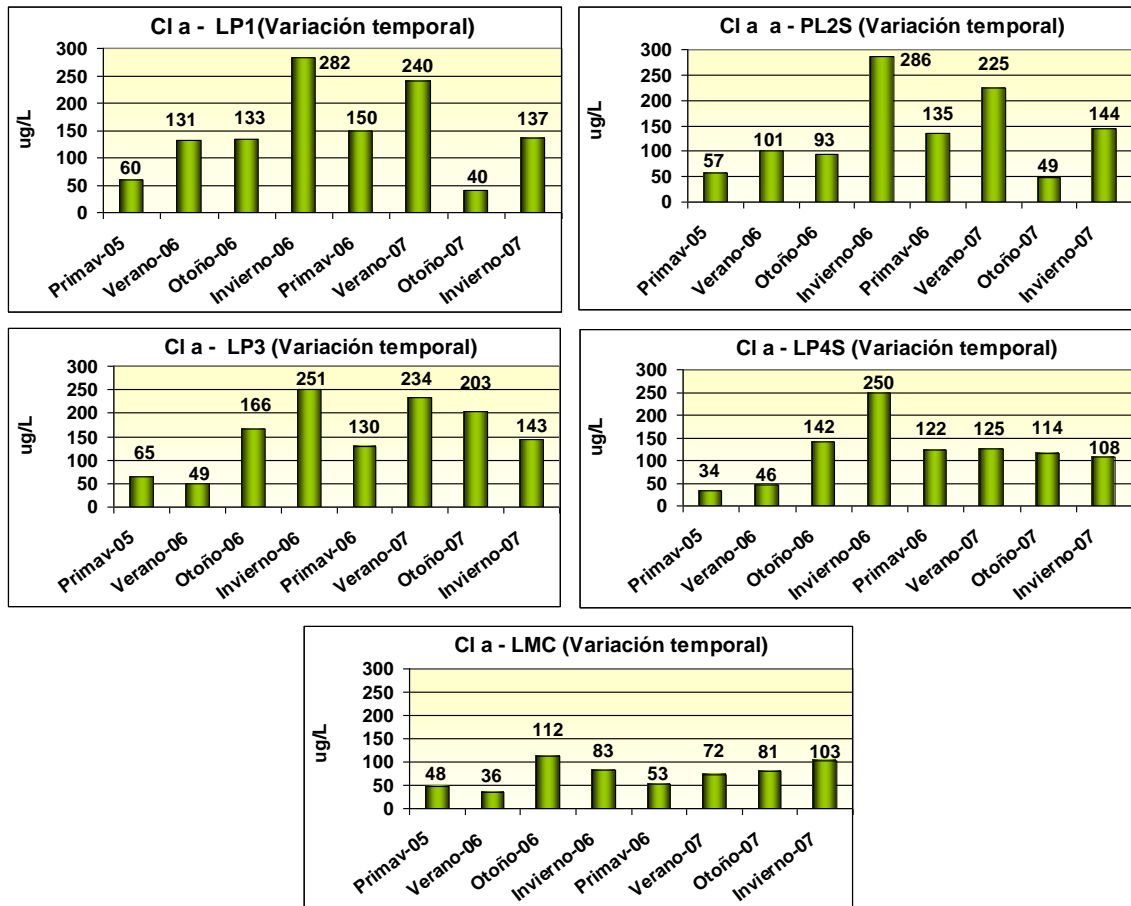


Figura 6.45.: Variación temporal de la clorofila a en los distintos sitios de monitoreo

La concentración más elevada se registró en el sitio LP2S (286 $\mu\text{g/L}$), en invierno 2006. En esta estación de muestreo, para la fecha citada la abundancia llegó a valores de aproximadamente 1.200 millones de células, hallándose una relación directa entre ambos parámetros.

En primavera 2005 se presentó el menor de todos los valores cuantificados (34 $\mu\text{g/L}$) durante todo el monitoreo, en el sitio LP4S coincidiendo con la concentración de fitoplancton más baja para esa fecha (123 millones de células). Por lo que, para este caso,

también existió una relación directa ente ambos parámetros estudiados.

En las estaciones de muestreo LP1 y LP2S los menores valores de clorofila a ($40 \mu\text{g/L}$ y $49 \mu\text{g/L}$, respectivamente) se encontraron en otoño 2007 con una abundancia aproximada a los 240 millones de células. En LP3 y LMC las menores concentraciones se registraron en verano 2006, $49 \mu\text{g/L}$ y $36 \mu\text{g/L}$ respectivamente. Para ambas estaciones de monitoreo, en esa fecha, la presencia de fitoplancton fue baja.

El sitio LMC, fue el que presentó cierta homogeneidad en la concentración de clorofila a medida a lo largo de todo el monitoreo. El valor máximo encontrado fue $112 \mu\text{g/L}$, con un mínimo de $36 \mu\text{g/L}$, dando como resultado la menor diferencia entre las concentraciones extremas ($76 \mu\text{g/L}$).

El resto de las estaciones mostraron variabilidad en las concentraciones detectadas a lo largo del período en estudio. En LP2S fue en donde se encontró la mayor diferencia entre sus valores mínimo y máximo ($246 \mu\text{g/L}$).

En la Figura 6.46. se presenta la comparación entre la abundancia fitoplanctonica y la concentración de clorofila - a para cada fecha y sitio muestreado durante el período en estudio.

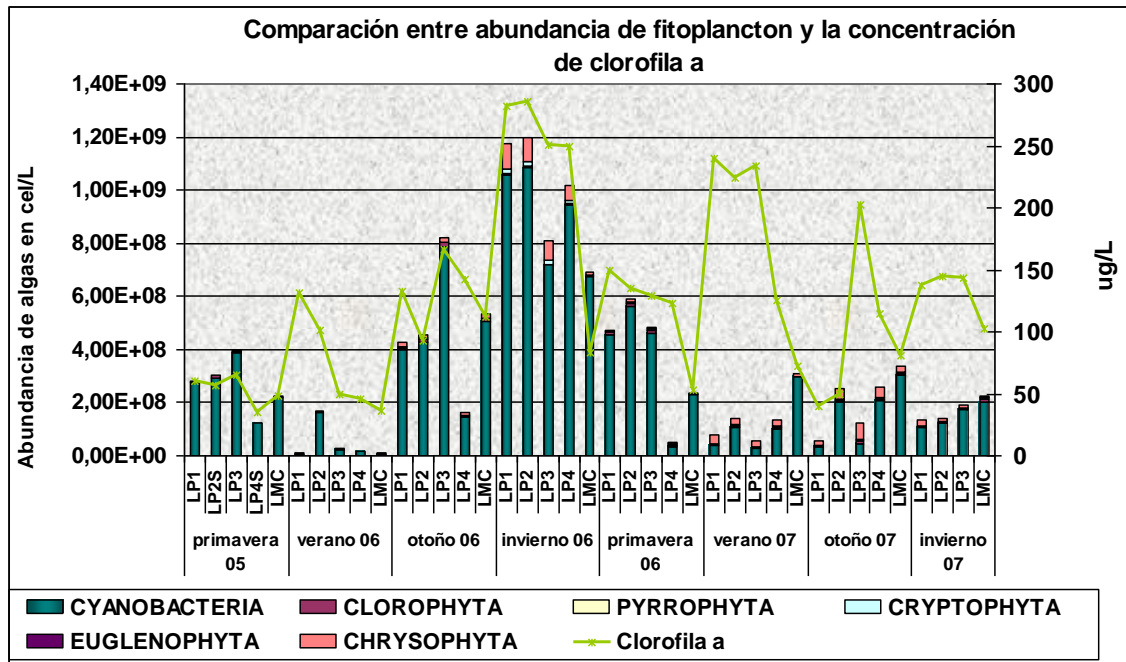


Figura 6.46.: Comparación entre abundancia del fitoplancton y la concentración de clorofila a en los distintos sitios de monitoreo durante el monitoreo

Del análisis de la comparación presentada se desprende que en cuatro de las fechas de monitoreo (50 %) la relación entre la clorofila a y la abundancia de fitoplancton se correspondería con la teoría. Esto se refiere a que cuando hubo mayor abundancia se registraron concentraciones altas de clorofila a. Esta situación se presentó en las siguientes campañas: primavera 2005; otoño 2006; invierno 2006 y primavera 2006. Lo llamativo es que se produjo en estaciones climáticas templadas y de bajas temperaturas, en las que la influencia de la radiación solar, la cantidad de horas de luz y la temperatura no favorecerían al desarrollo de la comunidad fitoplanctónica.

En el resto de las campañas se pudo observar que no habría una relación directa entre las concentraciones de clorofila a

medidas y la abundancia del fitoplancton. Esta situación reprodujo en verano 2006; verano 2007; otoño 2007 e invierno 2007, no encontrándose una explicación para este comportamiento

Se calcularon las medianas de la clorofila a para cada fecha de muestreo (Figura 6.47) para, de este modo, poder visualizar mejor como varió este parámetro temporalmente.

Se pudo ver que, como ya se mencionó, en la campaña correspondiente a invierno 2006 se registró el mayor valor, coincidiendo con una alta abundancia de fitoplancton. En esta fecha podría descartarse que la temperatura haya sido e parámetro que influyó en el crecimiento de las algas.

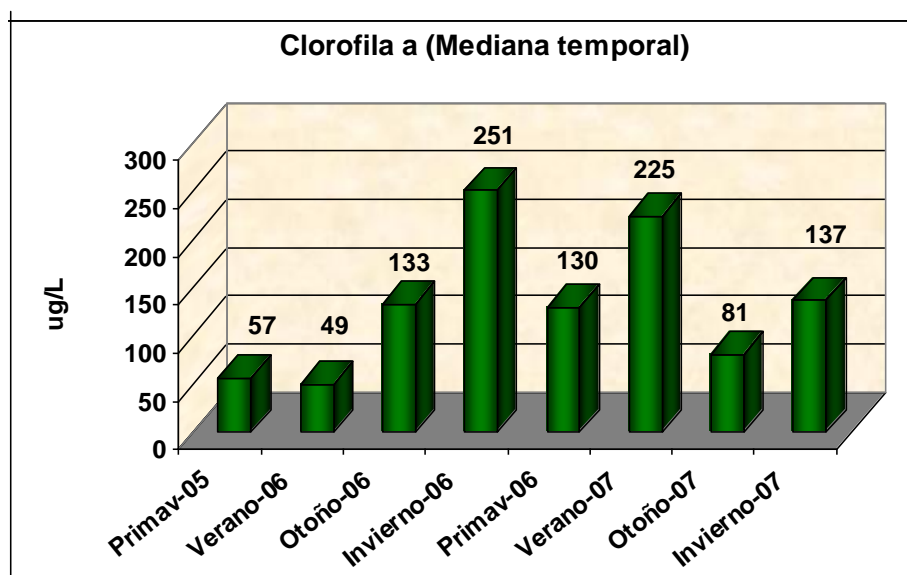


Figura 6.47.: Variación temporal de la mediana de clorofila a

Otro de los valores elevados de la mediana se presentó en la fecha de muestreo verano 2007. En este caso la cantidad de fitoplancton cuantificada fue relativamente baja en comparación

a la antes citada, por lo cual no se habría encontrado una relación directa entre ambos parámetros.

En primavera 2005 y verano 2006 se encontraron las medianas más bajas siendo, de todos modos, valores que indicarían una productividad fitoplanctónica que afectaría el estado trófico de la laguna.

El otro análisis que se realizó con la información recopilada durante el monitoreo, fue la evaluación de la **variación espacial** de la clorofila a en cada campaña llevada a cabo (Figura 6.48)

Lo primero que se pudo observar es que en invierno 2006 se presentó una distribución homogénea de las concentraciones de clorofila a en la Laguna del Plata. Los valores fueron elevados (entre 282 $\mu\text{g/L}$ y 250 $\mu\text{g/L}$) disminuyendo abruptamente en el sitio LMC (ubicado dentro de la laguna Mar Chiquita).

En verano 2007 se registró comportamiento similar, con la diferencia de que las concentraciones disminuyeron significativamente en los dos últimos sitios (LP4S 125 $\mu\text{g/L}$ y LMC 72 $\mu\text{g/L}$)

En la campaña correspondiente a primavera 2005 fue la única en la que se observó realmente una variación espacialmente homogénea, además, con valores relativamente bajos en relación a los demás registros. La concentración mínima fue 34 $\mu\text{g/L}$ y la máxima 60 $\mu\text{g/L}$, lo que da una diferencia entre ambas de tan solo 17 $\mu\text{g/L}$.

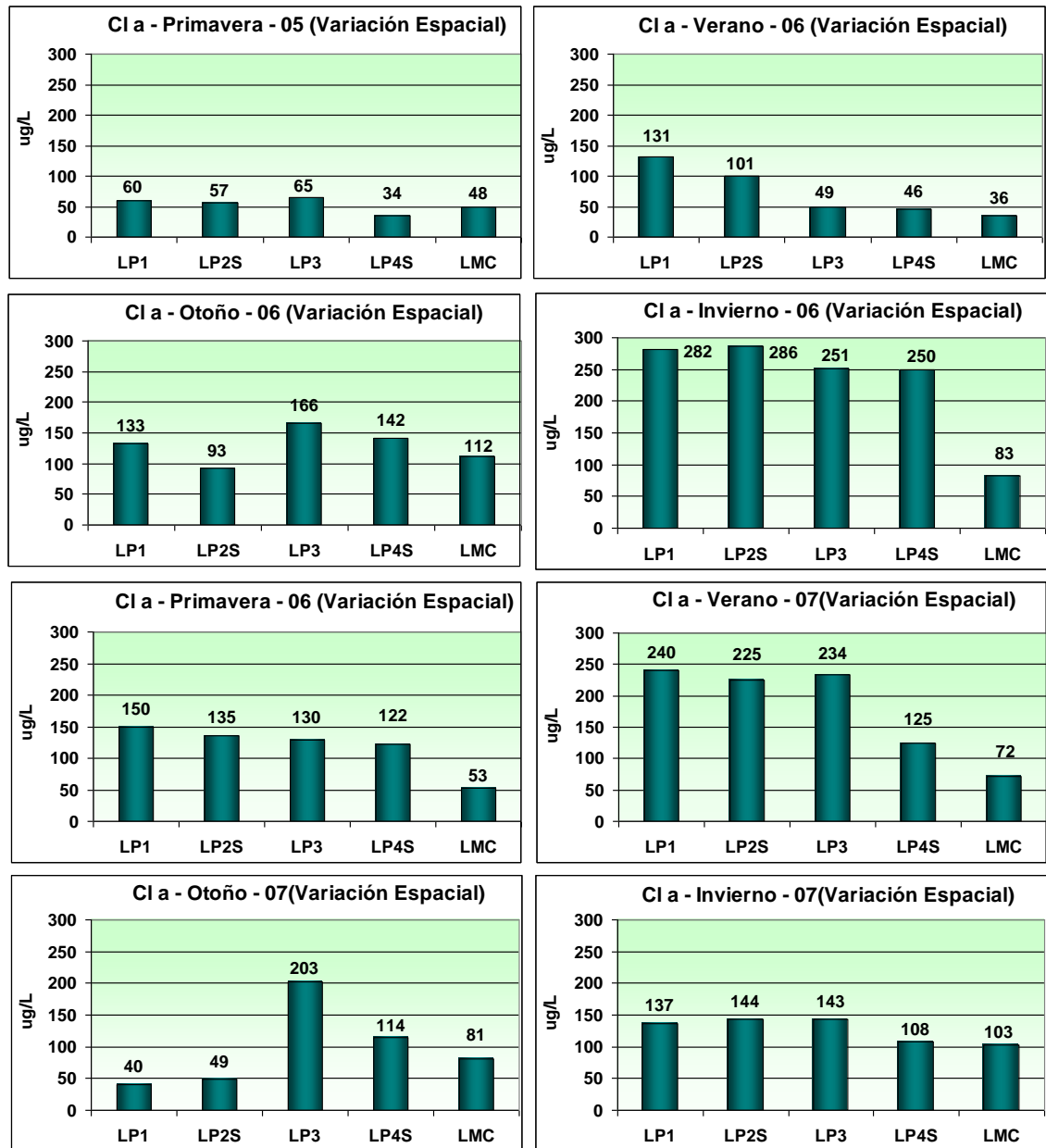


Figura 6.48.: Variación espacial de la clorofila a, en cada campaña de monitoreo

Los muestreos realizados en verano 2006; primavera 2006 e invierno 2007 presentaron el mismo comportamiento espacial. Los valores mayores se registraron en los sitios LP1, LP2S y LP3 con un franco descenso en los restantes, llegando a una diferencia entre el máximo y el mínimo de 97 μ g/L (primavera 2006). Por lo tanto, la tendencia fue una disminución de las concentraciones desde LP1 hacia LMC.

En las dos campañas restantes (otoño 2006 y otoño 2007) las concentraciones de clorofila a mostraron una variabilidad en su distribución espacial. En ambos casos el mayor valor se registró en el sitio LP3

Se calcularon las medianas de cada sitio de monitoreo y se graficaron para tener una mejor visión de la variación espacial que presentó este parámetro durante todo el período estudiado (Figura 6.49).

Se pudo observar que al trabajar con las medianas de cada sitio la variación espacial mostró la tendencia a disminuir desde la estación de monitoreo LP1 hacia LMC, pero con un pico en LP3.

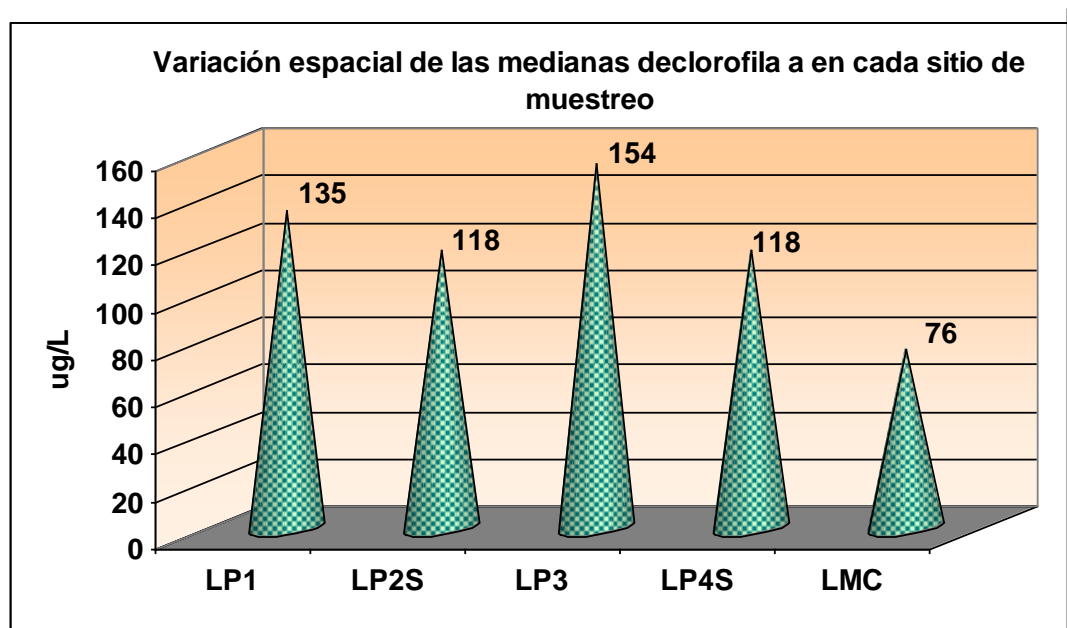


Figura 6.49.: Variación espacial de las medianas de clorofila a, en cada sitio de muestro

El valor obtenido en LMC correspondió al 56 % de la mediana de LP1, es decir que fue significativamente menor que en el resto de los sitios. Esta situación se correspondería con que en el 62,5%

de las campañas realizadas se constataron las menores concentraciones de clorofila a en la estación de muestreo LMC.

Utilizando los valores de las medianas de cada estación de monitoreo se realizó la interpolación por medio del método de Kriging a través del software SURFER 8.0.

Como ya se ha mencionado, esto permitió estimar los valores no monitoreados en otros puntos mediante las concentraciones medidas en las estaciones monitoreadas.

En la Figura 6.50 se muestran las curvas que marcan los niveles de concentración obtenidas al utilizar el software mencionado.

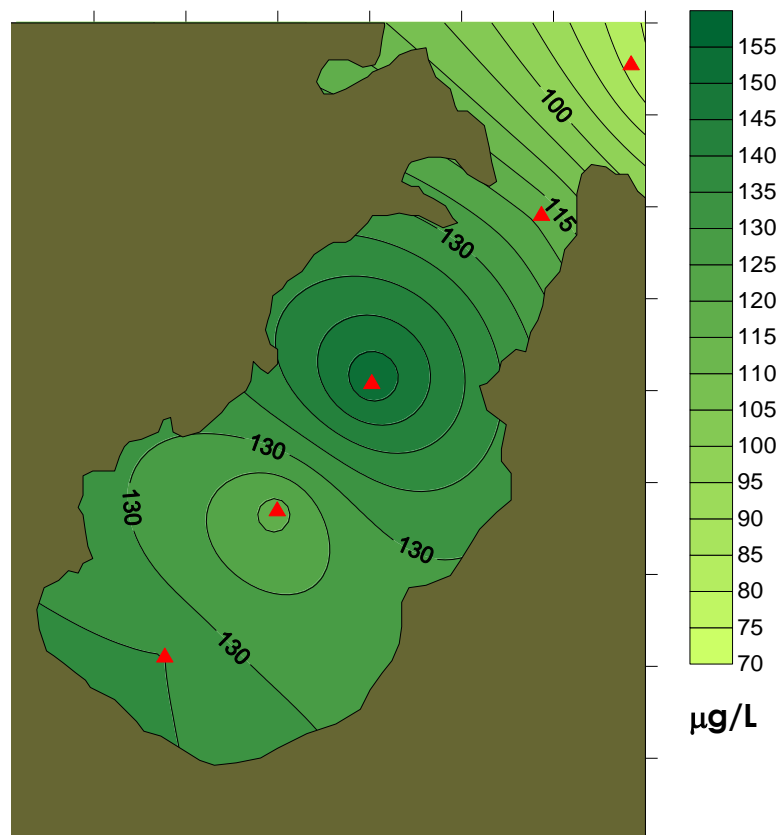


Figura 6.50.: Gráfico de curvas de concentración de clorofila a

Observando las curvas generadas por el software, se puede notar que a través de la interpolación de las medianas se obtuvo la misma tendencia en la variación espacial de la clorofila *a* en la zona lagunar estudiada. Esta tendencia es la disminución desde la estación LP1 hacia LMC, con la excepción del sitio LP3 en donde se registró una concentración mayor. Esto podría deberse, posiblemente, a la mayor influencia que ejerce sobre este sitio el ingreso del agua dulce, con su correspondiente carga de nutrientes, a través del río Primero.

Los ambientes acuáticos salinos como estas lagunas, suelen presentar una alta productividad y concentraciones de clorofila ya que en general se localizan en regiones de mucha radiación y con altos niveles de fósforo (Williams, 2003).

La laguna del Plata se mostró como un sistema de mayor productividad en relación a la laguna de Mar Chiquita, reflejado en la abundancia de algas y valores de clorofila *a*.

En resumen, la técnica de cuantificación de la clorofila *a* siguió siendo un método aceptado internacionalmente para conocer la cantidad total de biomasa presente, en un momento dado y en una determinada cantidad de agua. La razón es que la presencia de clorofila en el agua es una respuesta casi inmediata a la variabilidad de los nutrientes, lo cual propicia que su cuantificación y seguimiento sean indicadores confiables de las variaciones de la biomasa fitoplanctónica, que es la responsable directa de la salud del ecosistema (Kerekes, 1982, 1983)

Al evaluar las concentraciones de clorofila *a*, tanto temporalmente como espacialmente, se pudo observar que

presentó valores elevados en todos los sitios y campañas. Se obtuvieron medianas temporales con valores que fluctuaron entre 251 $\mu\text{g/L}$ (invierno 2006) y 49 $\mu\text{g/L}$ (verano 2006) y espaciales que oscilaron entre 154 $\mu\text{g/L}$ (PL3) y 76 (LMC). Esta situación traería como consecuencia una afectación directa sobre la calidad del agua del sistema lagunar estudiado. No se encontraron antecedentes sobre cuantificaciones de este parámetro en ninguna de las dos lagunas.

6.3.6. Material en suspensión (MES) y profundidad de disco Secchi

Los sólidos en suspensión pueden afectar negativamente a la calidad del agua. Tienen efectos indeseables como por ejemplo la afectación a la productividad primaria reduciéndola. Además, los metales pesados, pesticidas y otros contaminantes que forman uniones químicas con las partículas de sedimento suspendido, pasan a la columna de agua y también a los sedimentos de fondo para ser acumulados y posteriormente liberados, generalmente en formas más tóxicas o biodisponibles para ser tomados y con mayor rapidez por los organismos acuáticos (GESAMP, 1993).

Algunos elementos trazas se encuentran, especialmente, en las superficies de los minerales de arcilla, que forman parte del material en suspensión. Esta situación es la misma que sucede con muchos de los plaguicidas y pesticidas utilizados en la agricultura.

El material en suspensión es un instrumento que controla la reactividad, el transporte y el impacto biológico de diversas

sustancias sobre el ambiente acuático y provee una unión crucial entre los constituyentes químicos y la columna de agua, los sedimentos de fondo y la cadena alimenticia.

La presencia de material en suspensión genera falta de transparencia en el agua lo que se entiende por turbidez de la misma. Cuanto más sólidos en suspensión haya en el agua más alta será la turbidez y por lo tanto menor su transparencia. Por ello ésta última se considera una buena, práctica y simple medida de la calidad del agua.

La materia particulada en suspensión, en concentraciones bajas, tiene relativamente poco efecto sobre la absorción de la luz. Sin embargo, si la turbiedad es elevada este efecto es bastante significativo, sobre todo a longitudes de onda cortas del espectro visible.

La radiación solar tiene una importancia capital para toda la dinámica de los ecosistemas acuáticos. Prácticamente la totalidad de energía que dirige y controla el metabolismo de los lagos deriva directamente de la energía solar utilizada en la fotosíntesis.

La utilización de esta energía que recibe el lago y los factores que influyen en la eficiencia del mismo, convirtiendo la energía solar en energía química potencial, tienen una importancia básica para su productividad y la cantidad de desarrollo heterótrofo, de la microflora y de la fauna del sistema lacustre.

Las partículas suspendidas absorben calor de la luz del sol, haciendo que las aguas turbias (o sea con bajas transparencias) se vuelvan más calientes, reduciendo así la concentración de oxígeno en el agua (el oxígeno se disuelve mejor en el agua más fría). Además algunos organismos no pueden sobrevivir en agua más caliente, mientras que se favorece la multiplicación de otros. Otro efecto asociado a la presencia de material en suspensión es la obstrucción de las agallas de los peces, por los sólidos suspendidos, reducción del crecimiento y la resistencia a las enfermedades, al igual que limita el desarrollo de huevos y larvas.

Las partículas en suspensión dispersan la luz, de esta forma decreciendo la actividad fotosintética en plantas y algas, que contribuye a bajar la concentración de oxígeno más aún.

Las propiedades ópticas de los lagos y embalses son importantes parámetros reguladores de la fisiología y comportamiento de los organismos acuáticos.

Una propiedad óptica comúnmente evaluada es la transparencia del agua.

Una evaluación aproximada de la transparencia del agua, respecto a la luz, es la denominada "profundidad del disco Secchi". Esta medida se basa en el punto en el cual deja de ser visible un disco blanco y negro cuando se va hundiendo en el agua. Este disco lleva el nombre del científico que lo ideó. Este método continúa siendo muy utilizado debido a su simplicidad.

La transparencia del disco Secchi es esencialmente función de la reflexión de la luz por su superficie y, por lo tanto, está influenciado por las características de absorción tanto del agua como de la materia disuelta y particulada existente en ella.

A grandes rasgos, existe una relación parabólica entre la materia orgánica disuelta y la transparencia. No obstante, los análisis teóricos como un gran número de observaciones empíricas han demostrado que la reducción de la transmisión de la luz en relación con las medidas de transparencia de Secchi está bastante relacionada con un incremento de la dispersión debida a la materia particulada en suspensión (Wetzel, 1981).

La transparencia del agua es un factor importante, ya que influye sobre la penetración de la luz y, por lo tanto, sobre la posibilidad de que los organismos puedan realizar la fotosíntesis.

La transparencia se ve disminuida por la turbidez del agua, la que a su vez depende del material particulado en suspensión. La turbidez tiende a aumentar con la concentración de sal y, en consecuencia, con la densidad del agua lo que hace que las partículas permanezcan en suspensión y no precipiten al fondo con la misma facilidad que en el agua dulce. Además, la salinidad acentúa la atenuación de la entrada de luz con la profundidad (Bucher, 2006).

En el área de contacto entre el agua dulce que ingresa por el río y el agua salada pueden producirse procesos complejos de floculación de arcillas y otro tipo de partículas en suspensión, lo

que da como resultado cambios importantes en la turbidez y por lo tanto en la transparencia del agua.

Hay varios parámetros que influyen en la transparencia del agua. Algunos de estos son:

- ✚ Presencia de fitoplancton, y / o crecimiento de las algas;
- ✚ Presencia de sedimentos procedentes de la erosión;
- ✚ Presencia de sedimentos resuspendidos del fondo (frecuentemente revueltos por peces que se alimentan por el fondo, como la carpa); en especial en lagos poco profundos
- ✚ Descarga de efluentes, como por ejemplo escorrentías urbanas, mezclados en el agua que se analiza.
- ✚ Escorrentías agrícolas o ganaderas

6.3.6.1. Material en suspensión (MES)

Se analizó, en primer lugar, la **variación temporal del material en suspensión (MES)** por medio del gráfico que se presenta en la Figura 6.51.

Se pudo notar, en la estación de monitoreo LP1, una variabilidad temporal de las concentraciones de material en suspensión medidas. El mayor de los valores registrados fue en invierno 2006 con 314 mg/L y el menor en otoño 2007, 20 mg/L, siendo este último considerablemente menor.

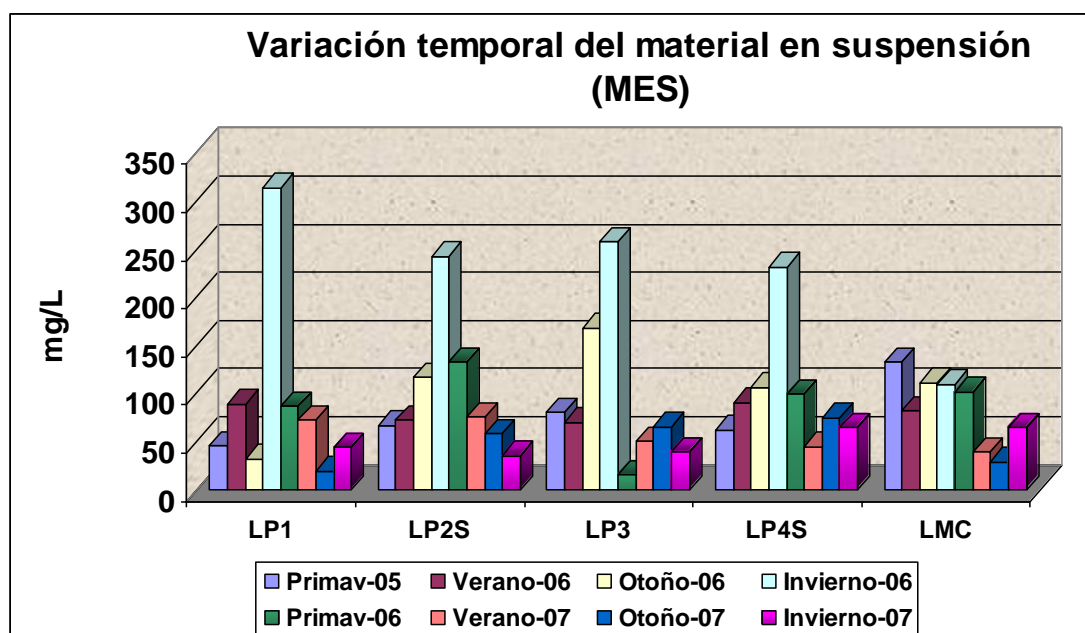


Figura 6.51.: Variación temporal del material en suspensión

En el sitio LP2, la tendencia fue un aumento desde primavera 2005 (68 mg/L) hasta llegar a un valor elevado de 243 mg/L, en invierno 2006. A partir de esta fecha la concentración sufrió un descenso hasta llegar a un mínimo de 36 mg/L en la última campaña.

La misma tendencia que se observó en LP2 se registró en el sitio LP4, llegando a su concentración máxima de 232 mg/L, en invierno 2006 para luego disminuir paulatinamente en el resto de las campañas. La diferencia fue que el menor, 45 mg/L, valor se presentó en verano 2007 considerándose bajo en relación al resto que superaron los 60 mg/L.

En el sitio de muestreo LP3 se observó el mismo comportamiento que en la anterior, llegando su concentración máxima a 258 mg/L, también en invierno 2006. Se diferenció en que el valor mínimo de material en suspensión se cuantificó en

primavera 2006 con solo 16 mg/L, siendo este el menor de todos los valores cuantificados durante el período en estudio.

Por último, en LMC el comportamiento temporal fue diferente al resto de las estaciones de monitoreo. Se caracterizó por presentar su mayor concentración de material en suspensión en la campaña primavera 2005 (133 mg/L). Se advirtió luego una cierta variabilidad en los valores con un mínimo de 29 mg/L en otoño 2007, resultado que se consideró bajo en relación al resto.

Al calcular la mediana del material en suspensión cuantificado, en cada estación de monitoreo, para cada una de las campañas realizadas se obtuvieron los resultados que se presentan en la Figura 6.52.

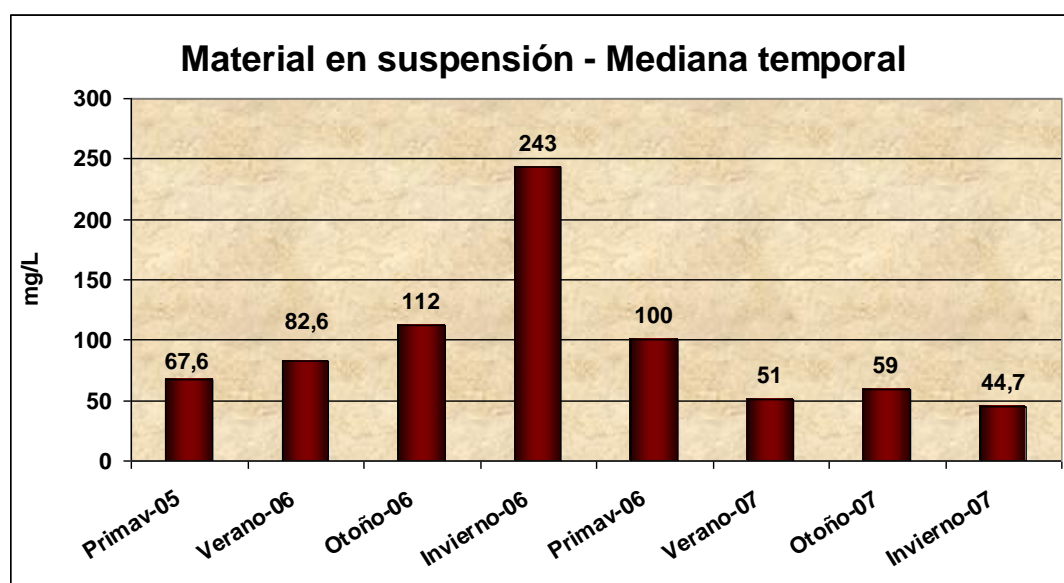


Figura 6.52.: Variación temporal de la mediana del material en suspensión

Se puede observar, a través de las medianas, que este parámetro incrementó sus valores desde primavera 2005 (67,6

mg/L) hasta un máximo en invierno 2006 de 243 mg/L. A partir de esta fecha comienza a disminuir hasta llegar al valor mínimo de 44,7 mg/L en la última campaña.

La variación temporal de las medianas resultó igual al comportamiento encontrado, especialmente en la estación de monitoreo LP2 y similar al de los sitios LP3 y LP4. De acuerdo a esto se podría resumir que las estaciones ubicadas en la zona más central de la laguna tuvieron el mismo comportamiento con respecto a la variación temporal del parámetro evaluado.

Se graficaron las concentraciones del material en suspensión cuantificado en todas las estaciones de monitoreo durante cada campaña llevada a cabo (Figura 6.53). A partir de esta información se analizó la **variación espacial** de este parámetro.

Se puede observar que para todas las estaciones de muestreo ubicadas dentro de la Laguna del Plata, se registraron las mayores concentraciones del material en suspensión (MES) en la fecha correspondiente a invierno 2006, coincidiendo con la mayor abundancia de fitoplancton. En esta fecha el material en suspensión mostró una tendencia descendente desde el sitio LP1 hacia LMC. En esta última estación se registró el menor valor para esta campaña (110 mg/L) siendo el valor más alto 314 mg/L en LP1

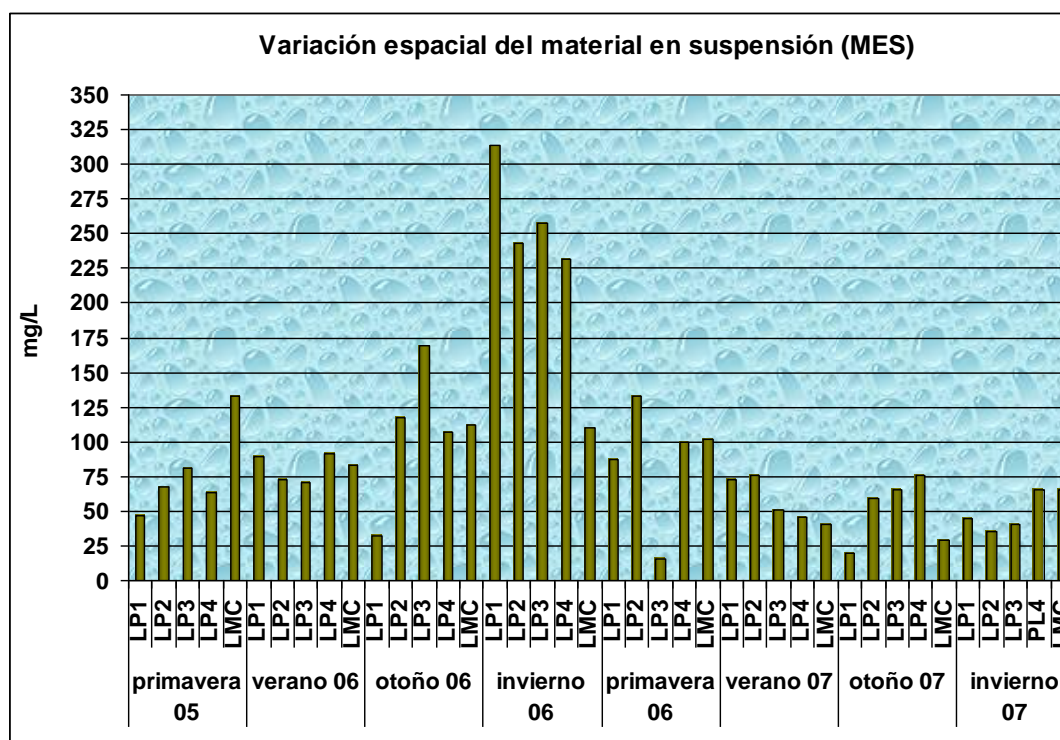


Figura 6.53.: Variación espacial del material en suspensión

En verano 2006 la evolución de las concentraciones mostró una cierta homogeneidad ya que los valores oscilaron entre un mínimo de 70,3 mg/L (LP3) y un máximo de 91,3 mg/L (LP4S), lo que resultó en una diferencia de tan solo 20 mg/L.

Otra fecha en la que se observó homogeneidad en la distribución espacial, además de valores bajos de material en suspensión, fue en invierno 2007. En este caso se registraron concentraciones que oscilaron entre 36 mg/L (LP2) y 65 mg/L (LP4) por lo que la diferencia entre los registros extremos resultaría ser de 29 mg/L, correspondiendo a un 44,6 % del valor más alto.

El menor de todos los valores cuantificados se registró en primavera 2006 con solo 16 mg/L, en la estación de monitoreo LP3,

Para esta fecha, contrariamente, esa estación fue en la que se encontró la menor abundancia de fitoplancton.

En el verano 2007 las concentraciones del material en suspensión se presentaron con una clara tendencia a la disminución de sus valores desde el sitio LP1 hacia LMC. Además, la diferencia entre el valor máximo (76 mg/L en LP2) y el mínimo (40 mg/L en LMC) resultó ser de 36 mg/L., siendo la tercera de las menores de diferencias encontradas entre los valores extremos de cada campaña realizada.

Durante el muestreo llevado a cabo, en primavera 2005 fue en la única ocasión en la que las concentraciones presentaron un comportamiento contrario al citado en el párrafo anterior. Los valores registrados sufrieron un incremento desde el sitio LP1 (46 mg/L) hacia LMC (133 mg/L), resultando ser este último valor el más alto registrado en ese sitio de muestreo.

Las tres campañas restantes (otoño 2006; primavera 2006 y otoño 2007) manifestaron, desde el punto de vista temporal, variabilidad en las concentraciones no siguiendo ninguno de los patrones de comportamiento ya mencionados. De estos tres casos, en otoño 2007 los valores se mantuvieron dentro de un rango más estrecho (entre 20 mg/L y 75 mg/L) que en las dos restantes.

Se estimaron las medianas de las concentraciones de material en suspensión para cada estación de monitoreo (Figura 6.54)

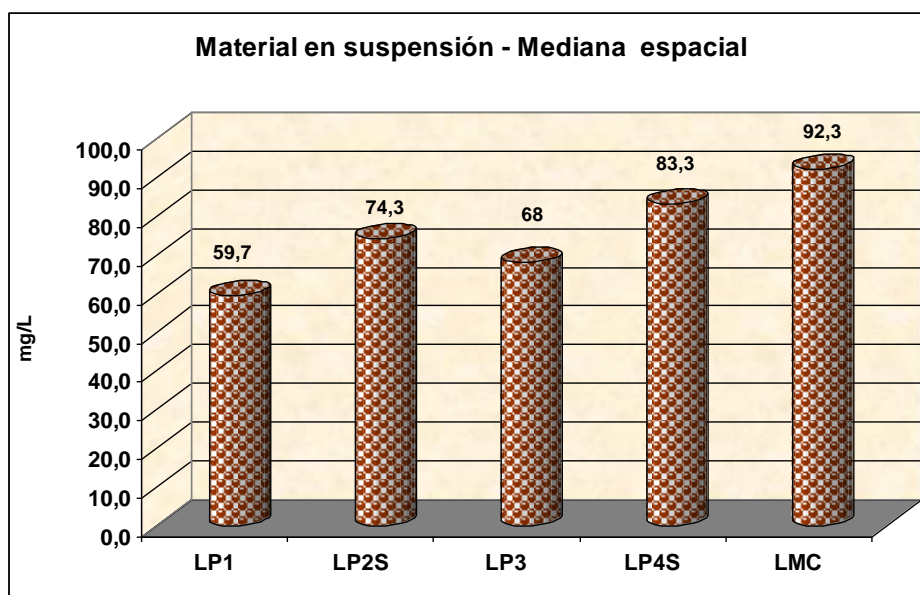


Figura 6.54.: Variación espacial de la mediana del material en suspensión de cada estación de monitoreo

Con respecto a la variación espacial de las medianas de las concentraciones, se pudo observar que existió una tendencia a incrementar su valor desde la estación de monitoreo LP1 hacia LMC. Este comportamiento, al realizar el análisis individual, solo se encontró en primavera 2005 por lo que, en esta oportunidad, considerar la distribución espacial de la mediana podría no ser del todo representativo.

Al igual que para los parámetros ya analizados, para el material en suspensión también se efectuó la interpolación de las medianas calculadas para cada sitio de muestreo utilizando el software SURFER. Las curvas de concentración generadas se muestran en la Figura 6.55

La utilización de esta herramienta permitió estimar los valores no monitoreados en otros puntos a partir de las concentraciones medidas en las estaciones monitoreadas.

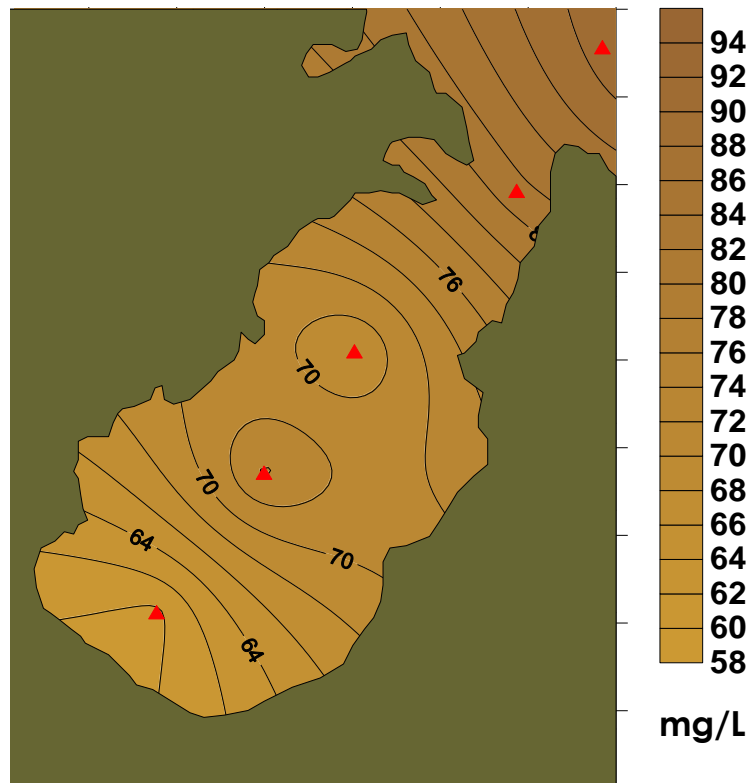


Figura 6.55.: Gráfico de curvas de concentración de material en suspensión

Las curvas que indican los diferentes valores de material en suspensión muestran la misma tendencia que las medianas de cada sitio de muestreo. La concentración aumentaría desde la estación LP1 hacia LMC.

Esta situación podría deberse a que las estaciones de monitoreo LP1, LP2 se encontrarían más protegidas de la acción del viento lo que favorecería la precipitación de las partículas en suspensión. El sitio LMC se encuentra en una zona más afectada

por los posibles vientos lo que mantendría a las partículas en suspensión más fácilmente, debido al oleaje generado.

Otra de las situaciones que, posiblemente, se pudo producir es que en áreas de contacto entre el agua dulce y el agua salada suelen producirse complejos procesos de floculación de arcillas y otro tipo de partículas que se encuentran en suspensión. Esto da como resultado cambios importantes en la concentración del material que se encuentra en suspensión.

Cuando aumenta la salinidad y, en consecuencia, la densidad del agua lo que sucede es que las partículas permanecen en suspensión y no precipiten hacia el fondo con la misma facilidad que en el agua dulce. Esta podría ser la causa de que el material en suspensión presentó un valor de mediana mayor en el sitio LMC, ya que en el mismo la salinidad es un poco más elevada que en la Laguna del Plata

6.3.6.2 Profundidad de disco Secchi

Como ya se ha mencionado, la llamada “profundidad del disco Secchi” es una forma de evaluación aproximada de la transparencia del agua. Este método continúa siendo muy utilizado debido a su simplicidad y practicidad dentro de las tareas en campo.

La transparencia, medida por medio de la profundidad del disco Secchi, está influenciado por las características de absorción

tanto del agua como de la materia disuelta y particulada en suspensión existente en ella.

Las transparencias observadas mediante el disco Secchi pueden oscilar desde unos pocos centímetros hasta varios metros. En los lagos de zonas templadas son comunes las variaciones estacionales.

La turbidez no tiene que ver con el color, sino que se relaciona más con la pérdida de transparencia debida al efecto de partículas en suspensión, material coloidal, o ambos. Alta de turbidez tiene relación con la calidad del agua ya que es, en parte, el efecto de estos diversos materiales en suspensión sobre la luz que atraviesa el líquido.

La profundidad de visibilidad de un objeto bajo el agua tal como el disco de Secchi provee una medida de la transparencia. Por lo que, mientras mayor sea la turbidez del agua, menor será la visibilidad del disco Secchi.

Como en los demás parámetros cuantificados, con las profundidades de disco Secchi medidas se realizó el análisis de su **variación temporal** (Figura 6.56)

En LP1 los valores medidos variaron entre 0,25 y 0,40 metros, registrándose el menor de ellos en la campaña llevada a cabo en invierno 2006. La mayor profundidad de disco Secchi se registró en verano 2007. En cinco campañas (62,5 %) el valor fue 0,30 metros.

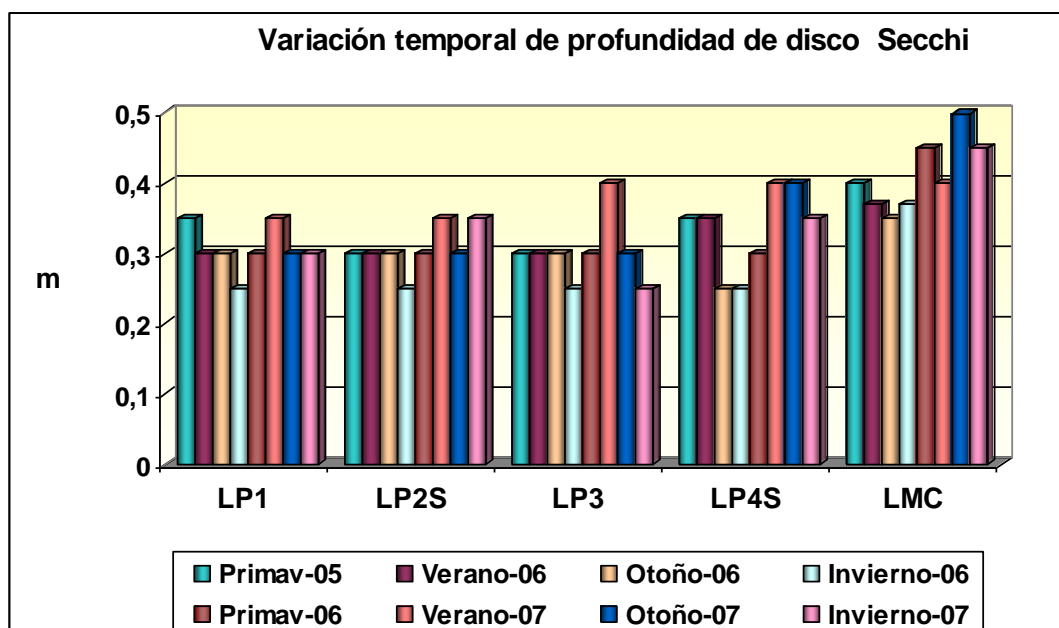


Figura 6.56.: Variación temporal de la profundidad de disco Secchi

Para el sitio LP2 se registraron profundidades que oscilaron entre 0,25 y 0,35 metros. Aquí también en la mayor parte de las campañas (cinco de ocho) se midieron profundidades de 0,30 metros y el menor registro se produjo en invierno 2006.

La estación LP3 también presentó valores de 0,3 metros en cinco de las ocho campañas, la mínima profundidad medida fue en invierno 2006 y la máxima en verano 2007 (0,40 metros).

En la última estación de muestreo ubicada dentro de la Laguna del Plata (LP4) se encontró una leve diferencia con las anteriores debido a que solo en tres campañas se observó el mismo valor de 0,35 m. La menor profundidad (0,25 m) se verificó en otoño e invierno 2006 y la mayor (0,40m) también en dos campañas, verano y otoño 2007.

El sitio ubicado dentro de la laguna Mar Chiquita, LMC, mostró profundidades de disco Secchi un poquito más elevadas que las demás. Los registros variaron entre 0,35 y 0,50 metros, el menor fue en otoño 2006 y el mayor en otoño 2007.

En las cuatro estaciones de monitoreo ubicadas dentro de la Laguna del Plata, se registraron los valores más bajos de profundidad de disco Secchi para la misma campaña, invierno 2006. Cabe recordar que para esa fecha se cuantificó la mayor abundancia de fitoplancton. También se observó que en estos mismos sitios los valores máximos se registraron para la misma fecha, verano 2007, coincidiendo con una baja abundancia de fitoplancton y con el mayor caudal de ingreso por el río Primero. Para ambas situaciones se encontraría una relación directa entre los dos parámetros medidos. Esto sería, a mayor abundancia de fitoplancton se encontró una menor transparencia del agua (menor profundidad de disco Secchi) y a menor abundancia fitoplanctónica mayor transparencia (mayor profundidad de disco Secchi)

En el sitio LMC el valor mínimo valor de profundidad de disco Secchi, como ya se mencionó, se registró en otoño 2006. Para esa fecha esta estación de monitoreo presentó una de las mayores abundancias de fitoplancton (la mayor fue en invierno 2006) por lo que se podría decir que aquí también se cumplió la relación entre los dos parámetros.

Se efectuó, también, la evaluación de la variación espacial de la profundidad de disco Secchi, durante el monitoreo realizado (Figura 6.57).

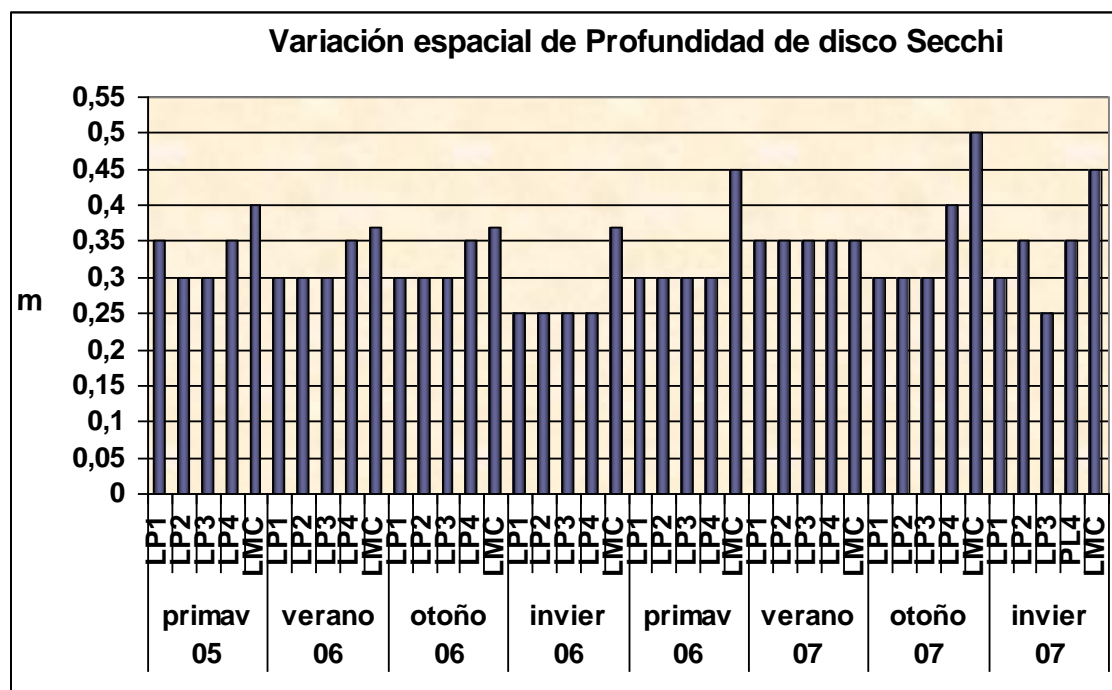


Figura 6.57.: Variación espacial de la profundidad de disco Secchi.

Lo primero que se pudo observar es que para todas las campañas realizadas se podría considerar un comportamiento homogéneo de las profundidades medidas en función de la escasa diferencia entre los valores (0,05 metros).

De todos modos se podría decir que en la campaña realizada en verano 2007 no se registró variación espacial de las mediciones de profundidad Secchi. Todos los sitios de monitoreo presentaron los mismo valores, considerándose bajos.

Las fechas invierno y primavera 2006, presentaron cuatro de los cinco sitios con idéntica profundidad Secchi, esto sería un 80 %, con lo que se consideraría homogénea la variación, en cada fecha. La diferencia que presentaron es que en la fecha primavera los valores (entre 0,30 y 0,45 m) fueron un poquito más altos que en invierno (entre 0,25 y 0,37 m).

En la única fecha en la que se pudo ver cierta variabilidad en las mediciones registradas fue en invierno 2007. Se encontró una diferencia de 0,20 metros entre el menor en LP3 (0,25m) y el mayor en LMC (0,45 m).

En resumen, las estaciones de monitoreo ubicadas en la Laguna del Plata mostraron sus valores mínimos y máximos para las mismas fechas (invierno 2006 y verano 2007, respectivamente) diferenciándose del sitio ubicado dentro de la laguna Mar Chiquita. En todas se encontró una relación inversa entre sus valores máximos y mínimos y la abundancia de fitoplancton presente para las correspondientes fechas. Además, se determina que los valores medidos de profundidad de disco Secchi, han resultado muy bajos en todas las estaciones y campañas de monitoreo. Esta situación estaría indicando una baja calidad del agua de ambas lagunas producida, principalmente, por la abundancia de fitoplancton.

6.4. Clasificación trófica de la Laguna del Plata

La clasificación trófica permite establecer la probabilidad de un determinado estado trófico en un lago o laguna y seleccionar, así, medidas de control más o menos restrictivas según el uso destinado al recurso.

El “estado trófico” de los lagos es un concepto fundamental en la gestión de los mismos. En él se describe la relación entre el estado de nutrientes en un lago y el crecimiento de la materia orgánica en el mismo.

Dada la compleja interacción entre las numerosas variables que intervienen en el estado trófico, es imposible establecer una delimitación estricta entre las distintas tipificaciones.

La clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación. En la mayor parte de los casos, el factor limitante es el fósforo.

La complejidad del comportamiento ecológico de los sistemas lagunares ha propiciado que, en los últimos años, el interés por la investigación científica a cerca de estos ecosistemas se incremente notablemente. Actualmente, el número de publicaciones y de aportaciones conceptuales basadas en el estudio sistemático de estos recursos naturales ha corroborado la heterogeneidad de procesos, tanto abióticos como biológicos, y las particulares interacciones que se dan entre ellos (Castañeda y Contreras, 1993, 1994a, 1994b).

Dentro de los fenómenos más importantes en el flujo energético de los ecosistemas acuáticos están la cantidad y variación de los nutrientes (nitrógeno y fósforo en diferentes formas) responsables en primera instancia de la productividad primaria acuática, ya sea en la columna de agua por medio de fitoplancton, en el sustrato mediante el microfitobentos o en las áreas de vegetación sumergida. De aquí que la cuantificación de los nutrientes forme parte esencial del concepto de trofodinamismo, esto es, clasificar a los cuerpos acuáticos como pobres en nutrimentos u oligotróficos o excedentes en ellos o hipereutróficos (Vollenweider *et al.*, 1992).

Diversos autores han propuesto clasificaciones basadas en algunas características que permitan la jerarquización de los ecosistemas acuáticos. Dentro de estos ordenamientos se destaca el que clasifica a los ecosistemas acuáticos en diversos estados tróficos en función de su contenido de nutrientes, ya que comúnmente éstos han sido tomados para tipificar a lagos en latitudes templadas (Lickens, 1972; Vollenweider y Kerckes, 1982).

A veces, para definir el estado trófico de una masa de agua y tener un dato comparativo con otros sistemas se utilizan índices de estado trófico calculados en base a diferentes parámetros. Un tipo de evaluación del estado trófico se basa en comparar los datos obtenidos experimentalmente con unos valores fijos propuestos para cada rango (OCDE, 1982).

La condición hidrodinámica afecta significativamente la disponibilidad de nutrientes y consecuentemente la condición trófica del sistema acuático.

Una de las varias clasificaciones utilizadas para la determinación de la condición trófica en los lagos y embalses es la indicada por Smith *et al.* (1999). En la misma, el criterio determinante de clasificación es la concentración de Clorofila a mientras que la concentración de nutrientes es usada para confirmar y explicar los valores de biomasa cuantificados a través de la Clorofila a. En la Tabla 6.13 se muestra la clasificación de condición trófica propuesta por Smith *et al.* (1999).

Tabla 6.13.: Criterios y valores de clasificación de la condición trófica para lagos y embalses según Smith *et al.* (1999).

Condición trófica	Fósforo total ($\mu\text{g/L}$)	Nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$)	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	Color
Oligotrofia	< 10	< 350	< 3,5	
Mesotrofia	10 -30	350 – 650	3,5 – 9	
Eutrofia	30 -100	650 -1200	9 – 25	
Hipereutrofia	> 100	> 1200	> 25	

Los términos oligotrofia, mesotrofia, y eutrofia corresponden a sistemas que reciben bajos, intermedios y altos ingresos de nutrientes. Hipereutrofia es el término utilizado para sistemas que reciben cargas excesivas de nutrientes. La mayoría de las clasificaciones tróficas se realizan teniendo en cuenta parámetros tales como: nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), nitrógeno

inorgánico total (NIT), clorofila a (Chl a) y transparencia de disco Secchi (DS).

Para determinar cual fue el estado trófico de la Laguna del Plata, durante el período en estudio, se tomó como referencia la clasificación propuesta por Hakanson (2007). Se optó por este ordenamiento debido a que su clasificación realiza una diferenciación entre aguas dulces (salinidad menor a 5 ‰), salobres (salinidad entre 5 y 20 ‰) y salinas (salinidad mayor a 20 ‰). La misma tiene en cuenta los siguientes parámetros: clorofila – a ($\mu\text{g/L}$); profundidad de disco Secchi (m); nitrógeno total (NT- $\mu\text{g/L}$); fósforo total (PT- $\mu\text{g/L}$). Los valores de referencia se presentan en la Tabla 6.14.

Tabla 6.14.: Características tróficas de diferentes tipos de agua según Hakanson (2007).

Valores de referencia				
Nivel trófico	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	Secchi (m)	N- Total ($\mu\text{g/L}$)	P Total ($\mu\text{g/L}$)
<i>Agua dulce : salinidad menor a 5 ‰ (5 g/L)</i>				
Oligotrófico	< 2	> 11,5	< 180	< 7
Mesotrófico	2 - 6	< 11,5	180 - 380	7 - 20
Eutrófico	6 - 20	< 3,9	380 - 870	20 - 65
Hipertrófico	> 20	< 1,4	> 870	> 65
<i>Agua salobre : salinidad entre 5 - 20 ‰ (5 - 20 g/L)</i>				
Oligotrófico	< 2	> 28	< 220	< 9
Mesotrófico	2 - 6	< 28	220 - 400	9 - 21
Eutrófico	6 - 20	< 7,5	400 - 920	21 - 70
Hipertrófico	> 20	< 2	> 920	> 70
<i>Agua salada: salinidad mayor a 20 ‰ (> 20 g/L)</i>				
Oligotrófico	< 2	> 28	< 220	< 9
Mesotrófico	2 - 6	< 7,5	220 - 470	9 - 27
Eutrófico	6 - 20	< 2	470 - 1090	27 - 90
Hipertrófico	> 20	< 0,9	> 1090	> 90

Cabe aclarar que la caracterización en base a la salinidad propuesta por Hakanson (2007), difiere un poco de la utilizada para el análisis de la salinidad (Punto 6.3.3). La característica de salobre (salinidad entre 5 y 20 ‰), planteada por Hakanson (2007), se correspondería a la hiposalina (salinidad entre 3 y 20 ‰) propuesta para la clasificación del agua en función de la salinidad planteada por Hammer (1986).

En la mayoría de las campañas realizadas el agua de la laguna se pudo clasificar como mesosalina (salinidad entre 20 y 50 ‰, o g/L). Por lo tanto se utilizaron como valores de referencia para la clasificación trófica, según la Tabla 6.14., los correspondientes a aguas saladas.

Para realizar la clasificación trófica en cada campaña de muestreo realizada, se calculó la mediana de los parámetros utilizados para la categorización correspondiente (Tabla 6.15).

Tabla 6.15.: Valores de las medianas de clorofila a, profundidad de disco Secchi, nitrógeno inorgánico total y fósforo total para cada campaña de monitoreo realizada

	Primavera - 05	Verano - 06	Otoño - 06	Invierno - 06
Clorofila-a (ug/L)	56,7	49,19	133,0	251,0
Prof.Secchi (m)	0,4	0,37	0,35	0,37
N - inorg. total (ug/L)	263,8	294,9	419,4	746,2
P Total (ug/L)	139	92	146	200
	Primavera - 06	Verano - 07	Otoño - 07	Invierno - 07
Clorofila-a (ug/L)	129,5	224,66	80,8	137
Prof.Secchi (m)	0,45	0,4	0,5	0,45
N - inorg. total (ug/L)	2672,5	451,1	2644,6	3149,8
P Total (ug/L)	195	269	138	103

Durante el monitoreo realizado no se determinaron las concentraciones de nitrógeno total, por lo tanto se presentan las concentraciones de nitrógeno total inorgánico (NIT). Estos valores se obtuvieron sumando el nitrógeno aportado las concentraciones de amonio, nitrito y nitrato medidas en cada campaña y sitios de muestreo. Debido a esto, sólo se presentan a modo ilustrativo de la presencia de nitrógeno en las muestras de agua analizadas, no considerándose determinantes para la determinación del estado trófico.

A continuación, en la Figura 6.58. se muestra la variación temporal de los valores de la mediana de clorofila a durante el período estudiado. La línea roja indica el valor de referencia ($> 20 \mu\text{g/L}$) a partir del cual el cuerpo de agua se considera hipereutófico.

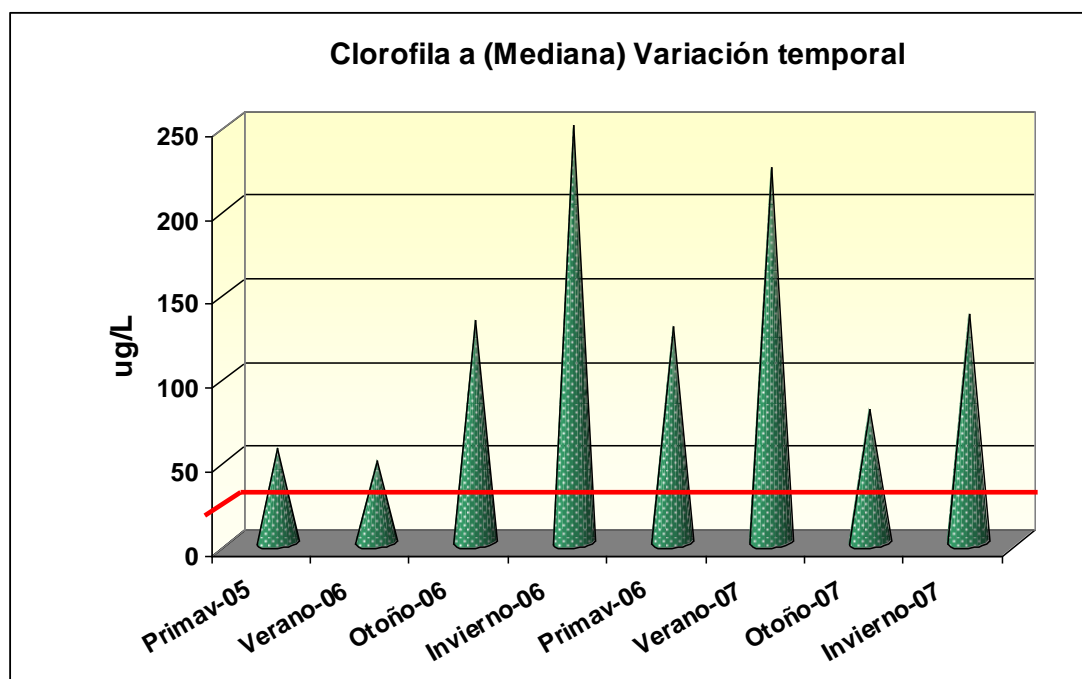


Figura 6.58.: Variación temporal de la mediana de clorofila a.

Como se puede observar, en todas las campañas realizadas las medianas de las concentraciones de la clorofila a, superaron el valor de $> 20 \mu\text{g/L}$ establecido para que la clasificación corresponda a hipereutrónica. Aunque mostró cierta heterogeneidad en la variación temporal, en el 75 % de las campañas realizadas, para la clorofila a se registraron concentraciones muy por encima del valor mencionado como referencia.

En la Figura 6.59 se presentan los valores de las medianas de la profundidad de disco Secchi, para cada campaña de monitoreo realizada, para de este modo visualizar la variación temporal de este parámetro.

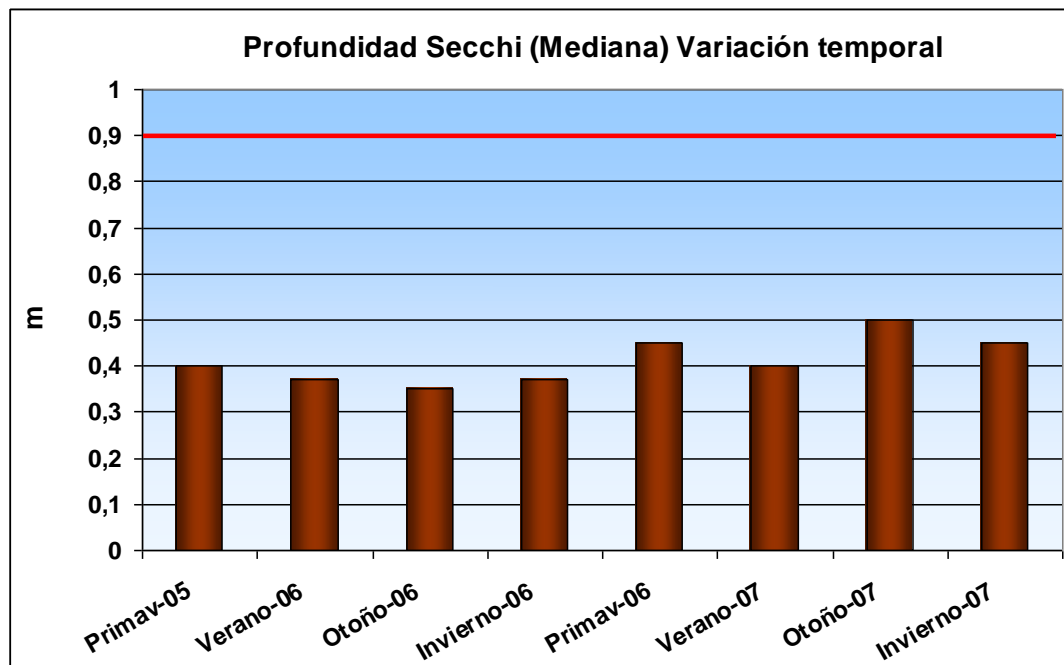


Figura 6.59.: Variación temporal de la mediana de la profundidad de disco Secchi

La línea roja presente en el gráfico, marca el valor de referencia (< 0,9 metros) por debajo del cual el cuerpo de agua se considera hipereutófico.

Las medianas de la profundidad de disco Secchi estuvieron muy por debajo del valor de referencia en el 100 % de las fechas de muestreo. Además, mostraron homogeneidad en su distribución temporal. Esto indicaría que, en función de este parámetro medido, el agua de la laguna se clasificaría como hipereutrófica.

Los valores de las medianas del tercer parámetro considerado para la clasificación trófica, el fósforo total, se presentan en la Figura 6.60.

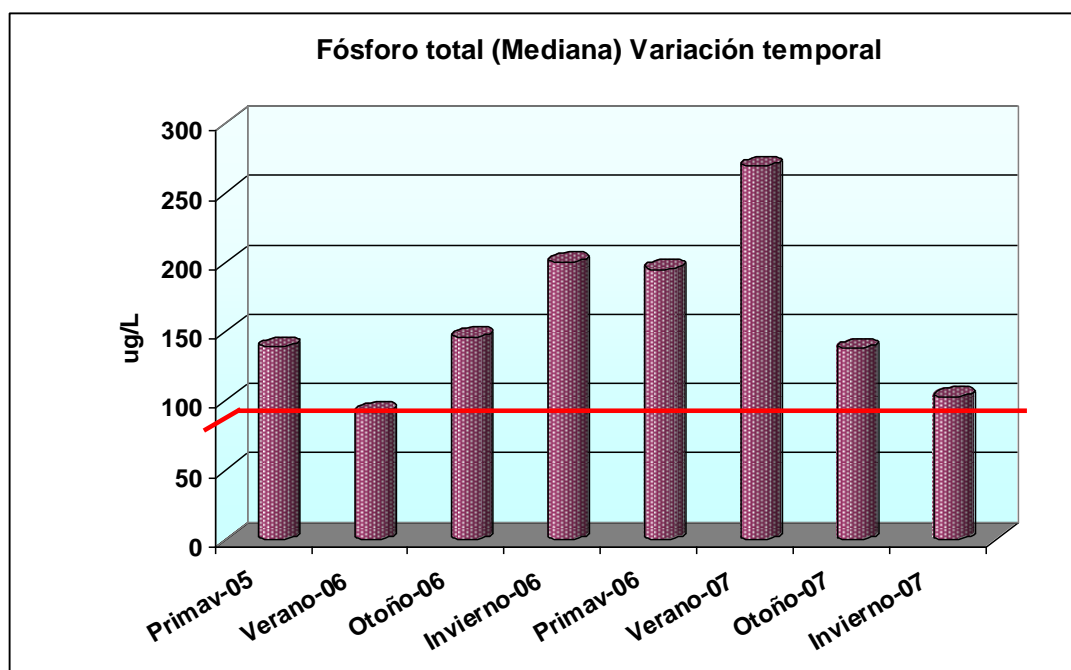


Figura 6.60.: Variación temporal de la mediana de fósforo total

En este caso, también, la línea roja incorporada en el gráfico, marca el valor de referencia ($> 90 \mu\text{g/L}$) por encima del cual el cuerpo de agua se considera hipereutófico.

Realizando el análisis de la variación temporal se pudo observar heterogenidad en el comportamiento. El mayor de los valores ($269 \mu\text{g/L}$) se registró en la campaña de verano 2007 superando ampliamente, casi tres veces, el valor de referencia. En la campaña llevada a cabo en verano 2006, el valor de la mediana es el menor de todos ($92 \mu\text{g/L}$), siendo levemente superior al límite que divide el estado entre hipereutrofia y eutrofia.

Como dato complementario, se incluye el gráfico de la variación temporal del nitrógeno inorgánico total (Figura 6.61). Esto es debido a que, como ya se mencionó anteriormente, durante el monitoreo no se midieron las concentraciones de nitrógeno total, siendo éste último el parámetro que se incluye en la Tabla 6.14., de referencia para la clasificación trófica

El gráfico tiene incorporada una línea roja que indica el valor ($1090 \mu\text{g/L}$) por encima del cual la condición es de hipereutrofia y una línea naranja que marca el valor ($470 \mu\text{g/L}$) a partir del cual se considera eutrofia.

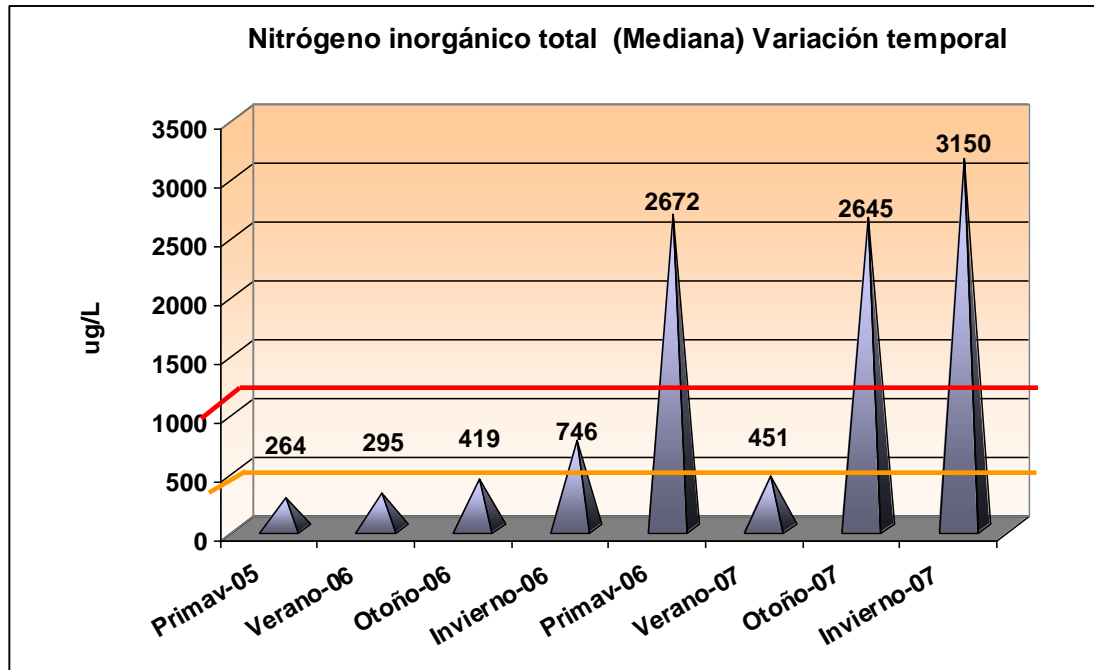


Figura 6.61.: Variación temporal de la mediana de nitrógeno inorgánico total. — Límite inferior de hipereutrofia — Límite inferior de eutrofia

En el análisis de los datos, se pudo observar que el comportamiento fue heterogéneo. En el 50 % de las campañas la clasificación se corresponde con la mesotrofia (entre 220 y 470 $\mu\text{g/L}$). En invierno 2006 se habría encontrado dentro de la categoría de eutrofia y en las tres restantes (primavera 2006; otoño 2007 e invierno 2007) dentro de la hipereutrofia.

Por último, se calcularon los valores de las medianas de todas las concentraciones registradas de clorofila a y de fósforo total (Figura 6.62.) y los de profundidad de disco Secchi (Figura 6.63). Esto se realizó para evaluar el estado trófico general, es decir, durante el periodo de monitoreo efectuado.

Se puede observar que, para ambos parámetros, las medianas superan los valores de referencia.

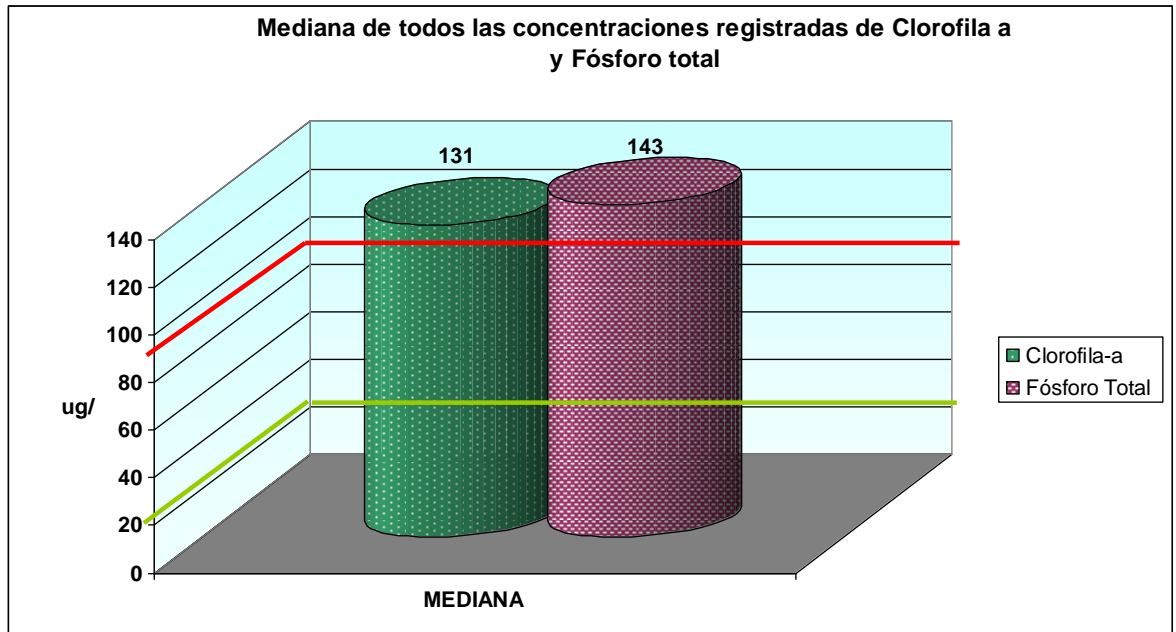


Figura 6.62.: Mediana de las concentraciones de Clorofila a y Fósforo total medidas durante el monitoreo

La línea color verde indica la concentración de clorofila a por encima de la cual se considera hipereutrófica. Para el fósforo total una concentración superior a 90 $\mu\text{g/L}$, marcada en el gráfico con línea color verde, indica que la condición es de hipereutrofia.

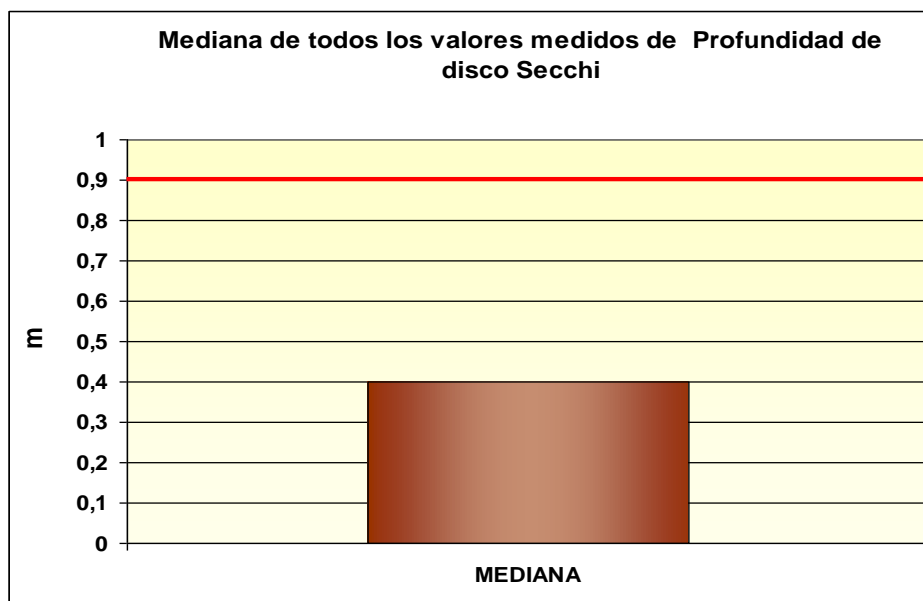


Figura 6.63.: Mediana de los valores de profundidad de disco Secchi medidos durante el monitoreo

El valor de profundidad de disco Secchi que indica hipereutrofia es < 0.9 m (marcado con línea roja en el gráfico). Como se puede observar el valor de la mediana de todos los datos medidos es menor a la mitad del valor de referencia. Por lo tanto de acuerdo a este parámetro, también, se encontraría dentro de la categoría de hipereutrofia

En resumen, la Laguna del Plata se clasificaría, durante el período estudiado, como hipereutrónica en función de la mediana de las concentraciones de clorofila a y del fósforo total. También, a partir de la mediana de los valores de profundidad de disco Secchi medidos.

En todas las campañas realizadas los parámetros utilizados para la clasificación del estado trófico (clorofila a, fósforo total y profundidad de disco Secchi) superaron los valores establecidos por Hakanson (2007).

Por lo tanto se podría decir que la condición trófica se mantuvo durante el tiempo que duró el monitoreo realizado.

Los lagos poco profundos son más propensos a ser eutróficos o hipereutróficos que los lagos profundos, debido al mayor potencial de reciclaje de nutrientes desde los sedimentos, la abundancia de fitoplancton, su productividad, la frecuencia de las floraciones y la transparencia del agua.

6.5. Determinación del nutriente limitante

La producción primaria puede definirse como el proceso por el cual, a partir de sustancias inorgánicas disueltas (nutrientes y CO₂ disueltos en el agua), los productores primarios (algas y algunas bacterias) sintetizan materia orgánica. Este proceso requiere energía que proviene de la radiación solar o de las reacciones químicas inorgánicas (Riley y Chester, 1971). La ganancia neta de materia orgánica, que ocurre cuando los organismos autótrofos elaboran más de la que consumen por medio de la respiración, está regulada por la disponibilidad energética y también por la disponibilidad de nutrientes como el nitrógeno (NID, nitrógeno inorgánico disuelto), el fósforo (PO₄⁻³), la sílice (SiO₂) (necesaria para diatomeas y silicoflagelados) y el hierro disuelto.

La luz, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y el consumo herbívoro son los cuatro factores más importantes que regulan la producción y la biomasa del fitoplancton (Shiah *et al.*, 1996). De estos cuatro factores, el elemento que normalmente condiciona la producción primaria del fitoplancton es la disponibilidad de los "nutrientes" (compuestos de nitrógeno, fósforo y silicio, y en ocasiones el hierro). Las concentraciones medias de clorofila a en estuarios y sistemas marinos costeros está fuertemente correlacionada con las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en la columna de agua (Smith, 2006).

Como se detalla en Vollenweider *et al.* (1996), los elementos o compuestos que podrían llegar a limitar el crecimiento del

fitoplancton serían, carbono (en forma de dióxido de carbono, bicarbonatos y carbonatos), azufre (en forma de sulfatos), nitrógeno, fósforo, silicio, inclusive ciertos elementos como hierro, manganeso, cobalto, molibdeno. Pero tanto en el agua dulce como marina, el C y el S se encuentran normalmente en exceso en relación al N y P. Por lo tanto, en principio el C y el S no serán los nutrientes limitantes.

El concepto de nutriente limitante se basa en la premisa que, dada una determinada estequiometría celular, el nutriente que controlará la máxima cantidad de biomasa es aquél que primero se consume o que alcanza un mínimo antes que los otros nutrientes inherentes a la mencionada estequiometría.

Los criterios para la limitación estequiométrica de nutrientes se basan normalmente en la relación atómica Si:N:P del fitoplancton, que es aproximadamente 16:16:1 cuando los niveles de nutrientes son suficientes. Esta relación es conocida como relación de Redfield. Las desviaciones de esta relación indican limitación de N, P ó Si para el crecimiento del fitoplancton.

Generalmente se supone que las células del fitoplancton absorben los nutrientes en proporciones atómicas aproximadamente constantes y similares a las que se encuentran en los organismos vivos (C:N:P:Si = 106:16:1:16). Sin embargo, hay que tener presente que no todas las especies poseen estas proporciones, y que además estas relaciones pueden variar dentro de una misma especie dependiendo del ciclo diario y de las condiciones nutricionales previas.

En general, se considera que el nitrógeno es el elemento limitante en los sistemas marinos. En un principio hay tres líneas que soportan esta hipótesis: los índices N:P en la columna de agua, bioensayos de corto periodo (horas a días) y experimentos con microcosmos de largo plazo (semanas a meses) donde se controla el aporte de nutrientes (Fong *et al.*, 1993).

La razón entre las fracciones inorgánicas de nitrógeno y de fósforo (NIT / PIT) fue propuesta por Redfield (1934) para determinar limitación por alguno de estos nutrientes. La misma indica que cuando la razón NIT / PIT presenta un valor igual o mayor que 7 (en gramos) existe limitación por fósforo y en caso contrario el nitrógeno sería el nutriente limitante de la producción biológica.

La concentración atómica de nitrógeno inorgánico y de fósforo inorgánico (índice N:P) en el agua, ha sido usada comúnmente para indicar limitación de nutrientes. Rangos < 16:1 se han utilizado para indicar que el nitrógeno es menos abundante que el fósforo con respecto a la demanda metabólica del fitoplancton (Redfield, 1958).

Sin embargo, hay algunos problemas al usar el índice de Redfield como indicador de la limitación de nutrientes. Primero, hay evidencias de que el rango óptimo puede variar para muchos tipos de algas; segundo, la limitación de los nutrientes comúnmente se asume sin realizar otras pruebas, y existen otros factores que la pueden alterar; tercero, el uso de la relación N: P en la columna de agua se basa en la suposición de que el aporte de nutrientes es constante o estacionario, sin embargo los

nutrientes son aportados generalmente en pulsos y la relación N: P es alterada constantemente tanto por esas pulsaciones como por los índices de consumo. Por lo tanto, las relaciones N: P en la columna de agua, serían inadecuados para determinar que nutriente es el limitante, especialmente cuando existe más de un grupo de algas (Fong *et al*, 1993).

Los estudios sobre la limitación de los nutrientes se basan principalmente en bioensayos y en las concentraciones relativas de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y de fósforo inorgánico disuelto (PID) en aguas costeras. Tanto en estas aguas como en las oceánicas el PID generalmente se presenta en exceso mientras que el NID esta cerca o debajo de los niveles de detección (Ryther y Dunstan, 1971), dando como resultado que las relaciones NID: PID son usualmente menores que las relaciones N: P del fitoplancton. La relación media NID: PID ha sido calculada como 26:1 y en algunos ríos puede llegar a sobrepasar los 100, y la relación de los disueltos totales puede llegar a ser aún mayor.

Es importante recordar la importancia del reciclado de nutrientes, las principales causas podrían ser la desnitrificación o la liberación más rápida de fósforo que de nitrógeno por parte de la materia orgánica, de los sólidos en suspensión o del sedimento (Howarth *et al*. 1988, Froelich 1988).

El grado en que el nitrógeno o el fósforo limitan la biomasa total del sistema es aparentemente función de las pérdidas en el mismo. Cuanto más cerrado sea un sistema, más probable es que sea limitado por el fósforo (Smith, 1984).

Fong *et al.* (1993) concluyeron en su trabajo que la limitación por nitrógeno es mucho más común que la limitación por fósforo, independiente de sus rangos de aportación. El nitrógeno controla directamente a las macroalgas más que a las cianobacterias o al fitoplancton. El aporte de fósforo es más importante para las cianobacterias y para el fitoplancton. También concluyeron que la importancia del nitrógeno y el fósforo cambian con la estación. El fósforo es más importante en primavera que en verano, especialmente para las cianobacterias.

Existe una estrecha relación entre la cantidad de nutrientes y la concentración de clorofila *a*, que ha sido discutida en varias ocasiones (Goldman, 1974; Vollenweider, 1969; Martens, 1982). En este sentido, se han planteado incógnitas en las cuales esta relación ha propiciado discusión sobre la supuesta limitación del fósforo o del nitrógeno; pero, como ha sido expuesto reiteradamente, no es tanto la concentración de cada uno de ellos sino su relación N:P (Redfield, 1958; Redfield, *et al.*, 1963) la que controla las poblaciones de fitoplancton. El proyecto OECD, realizado por los canadienses (Vollenweider y Kerekes, 1983), demostró esta característica en cuerpos acuáticos continentales.

Todos estos conceptos fueron expuestos en una reunión sobre problemas de eutroficación en la zona costera del norte del Mar Adriático, y la aplicación de toda esta concepción limnológica, fue realizada en áreas oceánicas (Vollenweider *et al.*, 1992).

En las lagunas costeras la relación NT es muy variable y se refleja desde valores inversos, esto es $P > N$, hasta los considerados

normales, o sea 16:1, que es lo establecido por Redfield en 1958 para aguas oceánicas. Con las debidas precauciones, se sostiene que las variaciones, a pesar de ser amplias en la mayoría de los ecosistemas, no transgreden ciertos intervalos que para cada caso son explicables con base en la dinámica particular de cada uno.

Como ya se mencionó, la proporción media encontrada por Redfield (1934) de carbono, nitrógeno y fósforo en muestras de fitoplancton fue 106:16:1 (esto es una proporción atómica de 106 C: 16 N: 1 P). Esta proporción se ha convertido en un valor estándar de referencia ampliamente citado para evaluar el nutriente limitante en las masas de agua (Ryding y Rast, 1989)

A nivel práctico es más fácil utilizar las proporciones másicas de las formas biológicamente disponibles de nitrógeno y de fósforo que las atómicas para calcular el nutriente limitante. Si se miden las concentraciones de nutrientes (por ejemplo en mg/L) el valor de la proporción atómica de referencia de 16 N: 1 P corresponde a una proporción másica de 7,2 N: 1 P. Por lo tanto si la proporción de las concentraciones medidas es menor que 7,2 N: 1 P, el nitrógeno es el nutriente limitante potencial y si la proporción es mayor que 7,2; el fósforo es el nutriente limitante potencial. Si la proporción es aproximadamente 7,2 entonces ambos nutrientes o algún otro factor (por ejemplo la luz o la temperatura) pueden ser los limitantes (Ryding y Rast, 1989; Toman y Mueller, 1987)

Las fracciones biológicamente disponibles pueden expresarse como la concentración de fósforo reactivo disuelto (expresado como P) y la suma de las concentraciones de amonio,

nitrito y nitrato, expresada como N. En primer lugar habría que evaluar las concentraciones medias de estos nutrientes en la masa de agua para determinar si uno de ellos o ambos ha disminuido hasta cantidades limitantes del crecimiento de las algas. Como valores límites aproximados para lagos y pantanos, se considera en la práctica que concentraciones de fósforo biológicamente disponibles menores a 5 µg P/L indican una limitación en fósforo y concentraciones de nitrógeno biológicamente disponibles menores de 20 µg N/L una limitación de nitrógeno (Ryding y Rast, 1989)

Si las concentraciones totales de fósforo y nitrógeno biológicamente disponibles en la masa de agua no han disminuido hasta cantidades limitantes del crecimiento, entonces las proporciones de N / P en la laguna pueden indicar que nutriente puede ser limitante (Ryding y Rast, 1989).

Es ampliamente conocida la marcada variabilidad en el contenido de nutrientes en lagunas. Esto es debido a varias causas, entre las que sobresalen la dinámica en la circulación lagunar causada por el efecto de los vientos, la poca profundidad que provoca una resuspensión casi constante, los procesos de regeneración originados por la actividad microbiana de los sedimentos, los flujos de agua provenientes de ríos, etc. (Colombo, 1977; Snedaker y Brown, 1982).

En función a lo mencionado en los párrafos anteriores, en este trabajo se decidió calcular las proporciones másicas de nitrógeno y fósforo. Se utilizó la mediana de las concentraciones

de nitrógeno inorgánico total (NIT) y de fósforo reactivo soluble (PRS) registradas durante el monitoreo, debido a que son las formas biológicamente disponibles. Al trabajar con la mediana de las concentraciones se obtendría la relación por medio de valores más representativos disminuyendo, de este modo, la influencia de la variabilidad de las concentraciones de los nutrientes.

En resumen, los resultados de las relaciones másicas de referencia entre el nitrógeno inorgánico total y el fósforo reactivo soluble (asumido como fósforo inorgánico) serían las siguientes:

- Si $N : P > 7.2$ = el P es limitante

- Si $N : P < 7.2$ = el N es limitante

La estimación del nutriente limitante se debe hacer en el período en el que las cantidades excesivas de biomasa algal puedan afectar significativamente a los recursos acuáticos. Normalmente ese período es la estación de crecimiento, el período de máxima biomasa de algas.

Se calculó la relación másica para cada campaña de monitoreo, obteniéndose la variación temporal de la razón NIT / PRS y, por lo tanto, el nutriente limitante para cada fecha (Tabla 6.16).

Tabla 6.16.: Relación NIT/PRS en cada campaña de muestreo

Campaña	Relación NIT/PRS	Nutriente limitante
Primavera - 05	3,5	N
Verano -06	3,5	N
Otoño- 06	3,2	N
Invierno- 06	10,6	P
Primavera - 06	27,7	P
Verano - 07	0,9	N
Otoño - 07	11,4	P
Invierno - 07	65,9	P

Se observó que en el 50% de las campañas realizadas el nitrógeno resultó ser el nutriente limitante. Esta situación se presentó en las siguientes fechas: primavera 2005; verano 2006; otoño 2006 y verano 2007. En el resto de los muestreos llevados a cabo resultó ser el fósforo el nutriente limitante.

La limitación producida por el nitrógeno no presentó un patrón definido. De las cuatro campañas en las que se mostró como limitante, tres corresponden a las estaciones climáticas de temperaturas templadas y altas (primavera y verano).

Para los casos en los que el fósforo resultó ser el nutriente limitante, se observó la situación inversa, tres de las cuatro ocasiones corresponden a estaciones climáticas de menores temperaturas (otoño e invierno).

En ninguno de los dos casos se cumpliría con la premisa que establece que la importancia del nitrógeno y el fósforo cambian con la estación y que el fósforo es más importante en primavera que en verano, especialmente para las cianobacterias (Fong *et al.*, 1993)

Con motivo de establecer cual habría sido el nutriente limitante en cada sitio de muestreo, se calcularon las medianas para cada uno de ellos (Tabla 6.17). En la Figura 6.64 se muestran los valores mencionados para observar su variación espacial

Tabla 6.17.: Mediana de nitrógeno inorgánico total (NIT) y fósforo reactivo soluble (PRS) en cada sitio de muestreo

	LP1	LP2S	LP3	LP4S	LMC
Mediana de NIT	91,7	103,8	83,9	106,2	208,3
Mediana de PRS	14,5	30	13,5	14,5	13,5
Relación NIT/PRS	6,3	3,5	6,2	7,3	15,4
Nutriente limitante	N	N	N	N - P	P

A partir de los datos que se presentan en la Tabla 6.16, se pudo observar que en tres de las cinco estaciones de muestreo (60 %) el nitrógeno resultó ser el nutriente limitante. En el sitio LP4S se registró una relación NIT/PRS de 7,3 lo que indicaría que ninguno de los dos nutrientes fue limitante. Solo en LMC el fósforo se habría presentado como limitante del desarrollo fitoplanctónico.

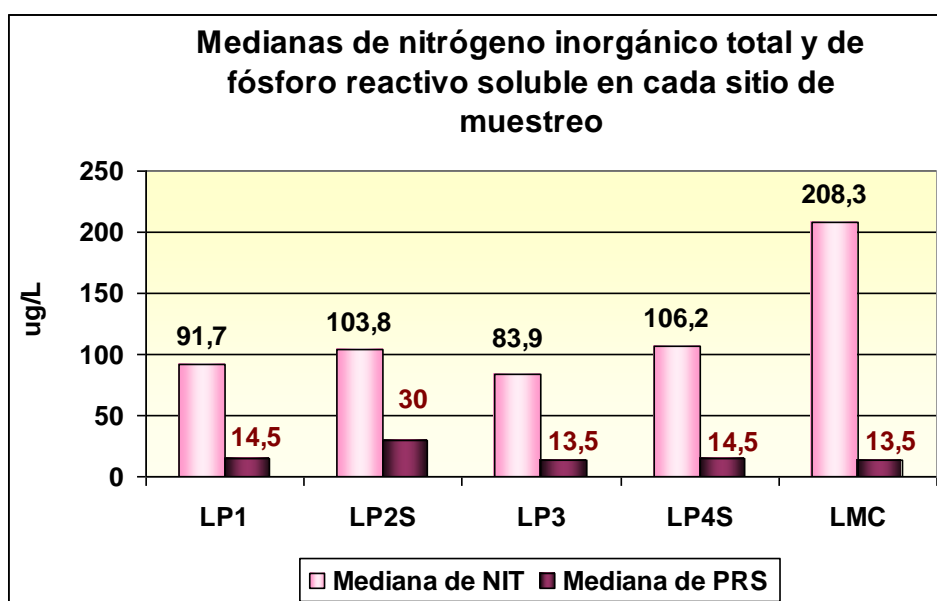


Figura 6.64.: Variación espacial de las medianas de nitrógeno inorgánico total y de fósforo reactivo soluble

La distribución espacial de las medianas de fósforo reactivo soluble fueron prácticamente homogéneas, no resultó lo mismo con las medianas del nitrógeno inorgánico total.

Finalmente, según lo recomendado por Ryding y Rast (1989), se calcularon las medianas de todos los valores registrados de nitrógeno inorgánico total (83,9 $\mu\text{g/L}$) y los de fósforo reactivo soluble (14,5 $\mu\text{g/L}$). Con estos datos se efectuó la relación NIT/PRS obteniéndose como resultado un valor de 5,8. La proporción obtenida estaría indicando que, durante el período estudiado, el nutriente limitante habría sido ser el nitrógeno.

Debido a que la mayor abundancia de fitoplancton se observa normalmente en las estaciones climáticas primavera y verano, en las capas superiores de los cuerpos de agua, era razonable esperar un mayor consumo de nutrientes, particularmente de nitrógeno cuya disponibilidad, generalmente, es menor en relación al fósforo. En este caso, se corroboró esta teoría en parte ya que la disponibilidad de nitrógeno medido durante todo el monitoreo no fue menor que la de fósforo.

Al evaluar el comportamiento de los nutrientes analizados se observó que tampoco cumplieron con lo propuesto por Fong et al. (1993):

- A- El nitrógeno controla directamente a las macroalgas más que a las cianobacterias o al fitoplancton.

En este caso el nitrógeno se presentó como limitante habiendo una abundancia notable de fitoplancton, en especial cianobacterias.

- B- El aporte de fósforo es más importante para las cianobacterias y para el fitoplancton.

En el análisis temporal efectuado se determinó que el fósforo fue limitante en el 50 % de las campañas realizadas, con concentraciones bajas, y aun así la abundancia de cianobacterias fue muy importante

- C- También concluyeron que la importancia del nitrógeno y el fósforo cambian con la estación. El fósforo es más importante en primavera que en verano, especialmente para las cianobacterias.

En relación a este punto, se verificó un cambio con la estación pero no mostró un patrón bien definido. Con respecto a la importancia del fósforo solo en primavera 2006 fue limitante y en primavera 2005 fue el nitrógeno

Es importante recordar que la Laguna del Plata es un cuerpo de agua muy somero, por lo que no se produciría estratificación térmica. El proceso más importante en relación a los nutrientes podría ser la resuspensión de sedimentos por acción del viento, con la consecuente liberación hacia la columna de agua de compuestos de nitrógeno y fósforo.

Resumiendo, la determinación del nutriente que está limitando la producción biológica (fósforo o nitrógeno) mostró que la laguna está limitada por nitrógeno o por fósforo alternadamente en el tiempo. Este resultado podría deberse a factores estacionales e hidrológicos que modifican la disponibilidad de nutrientes, lo cual genera alternancia de la condición limitante de la producción de biomasa.

6.6. Caracterización de los sedimentos de la Laguna del Plata

En lo referente al control o reversión de la eutroficación de un lago o embalse, el papel de los sedimentos del fondo puede ser de gran importancia para el estado trófico de una masa de agua. El rol de los sedimentos en la dinámica de reciclado del fósforo en estos sedimentos y en la columna de agua es de particular interés en las masas de agua eutróficas, especialmente en las poco profundas. En lagos oligotróficos, una parte sustancial de los nutrientes importados queda retenida en los sedimentos (Wetzel, 1981; Ryding y Rast, 1992; Rodríguez, 2003).

Se da el nombre genérico de sedimentos a las partículas procedentes de las rocas o suelos y que son arrastradas por las aguas que escurren y por la erosión eólica. Todos estos materiales finalmente son depositados a lo largo de los cauces de ríos, en lagos o lagunas, en el mar y en las partes bajas de la cuenca. El sedimento que se deposita en un gran cuerpo de agua recibe de ésta su estructura y carácter finales. Además contiene

microorganismos y restos de materia orgánica que van incorporándose al material inicial.

Los depósitos de sedimentos en los lagos funcionan bien sea como fuente o como reserva de muchos de los nutrientes esenciales involucrados en el proceso de eutroficación.

El intercambio de nutrientes entre los sedimentos y el agua sobreyacente depende de las características químicas del agua y de las del sedimento (Wetzel 1981). Este compartimiento ecosistémico actúa como una reserva tampón de nutrientes para la columna de agua, pues por un lado amortigua los aumentos de nutrientes en el medio provenientes de los aportes directos y/o de la descomposición de materia orgánica, reteniendo una parte de los mismos. De otro lado, compensan los déficits de nutrientes en periodos de alta demanda biológica, liberando parte de estas formas retenidas (Carmouze 1994). Además, la energía externa disponible en el ambiente o en el sistema se refleja en las características del sedimento; por ello, la composición de los materiales de origen alóctono o autóctono y la velocidad con que se acumulan expresa la actividad del lago como receptor de una cuenca y como centro de actividad biológica (Margalef 1983).

El sedimento ha sido muy poco utilizado en la caracterización de ecosistemas lacustres y fue Naumann (1930) quien lo utilizó para la tipología de lagos por primera vez. Según este autor, sedimentos ricos en compuestos de fósforo, nitrógeno y materia orgánica de origen autóctono son típicos de lagos

eutróficos, mientras que sedimentos con baja concentración de compuestos fosfatados, nitrogenados y de materia orgánica caracterizan lagos oligotróficos.

Resulta imposible indicar con precisión todas las fuentes que generan los sedimentos que llegan a un río y que son trasladados por su corriente hacia un lago o embalse. Sin embargo, se podría decir que la fuente principal la constituyen los suelos y rocas que se encuentran en la cuenca de los cuerpos de agua. La lluvia y el viento son los principales agentes de erosión y transporte. Por otro lado, las fuentes del sedimento pueden clasificarse en naturales y artificiales, dada la actividad del hombre en el medio que lo rodea (ver puntos 2.9.1.1 y 2.9.1.2).

El tamaño de partícula y la densidad de la misma, son importantes en los procesos de sedimentación y transporte. Es sabido que los sedimentos son una mezcla heterogénea de partículas cuyo rango de tamaño va de milímetros a micras. En la Tabla 6.18. se muestra una clasificación de las partículas basada en su tamaño.

Los sedimentos son caracterizados, generalmente, como fracciones de material tosco, arena y limo/arcilla, basándose en las separaciones realizadas por medio de tamices

La arcilla y el limo tienen altas áreas superficiales y debido a la química de su superficie es la que más probablemente adsorba compuestos inorgánicos (metales pesados; nutrientes, etc.) orgánicos y microorganismos.

Tabla 6.18.: Clasificación de los sedimentos por el tamaño de partícula

Clasificación	Tamaño de partícula
Arcilla fina	< 0,06 μm
Arcilla media	0,06 – 0,2 ; 0,2 – 0.63 μm
Arcilla gruesa	0,63 – 2 μm
Limo fino	2 – 6,3 μm
Limo medio	6,3 – 20 μm
Limo grueso	20 – 63 μm
Arena	> 63 μm
Material grueso, rocas, detritos	> 2 mm

Las fracciones de arena y limo grueso están generalmente dominadas por cuarzo, algunas veces por carbonatos (ostras, corales, etc.) y ocasionalmente por otros silicatos.

Las partículas de arcilla tienden a ser dominadas por silicatos secundarios. Otros minerales secundarios como óxidos de hierro y de aluminio predominan en la fracción de limo fino y de arcilla. La mayoría de los contaminantes antropogénicos (o sea, los relacionados con la actividad humana) están asociados con las fracciones de limo y de arcilla.

Los sedimentos están íntimamente en contacto con el agua que llena los espacios entre partículas y dentro de los poros de las partículas de sedimento. El volumen de esta agua intersticial o agua de los poros estará gobernado por la porosidad de los sedimentos. Es más alto con la fracción más gruesa de arena que con la fracción más fina de limo/arcilla.

Los procesos físicos en los sedimentos influyen en la química de los mismos y de los compuestos asociados. La resuspensión de

los sedimentos puede deberse a mezcla producida por los viento, las corrientes, las actividades náuticas, como también por actividades biológicas (bioturbación).

Estos procesos exponen a las partículas a un ambiente químico diferente, el agua de la interfase (generalmente no anóxica) versus el agua de los poros (generalmente anóxica) En ausencia de cualquier perturbación física o biológica del sedimento, el movimiento de los compuestos, en general, ocurre vía los procesos de difusión en el agua de los poros del sedimento, controlado por factores tales como la porosidad de los mismos.

Los sedimentos, como ya se ha mencionado, están constituidos por una mezcla de minerales, restos orgánicos y microorganismos. Dichos minerales contienen, por lo general, silicio, aluminio, hierro, oxígeno, calcio, sodio, potasio, etc. Dependiendo del tipo de minerales presentes los sedimentos van a tener diferentes propiedades químicas.

En general, la química de los sedimentos es controlada por las condiciones redox, pH y la geoquímica de las partículas de los mismos.

En sedimentos no anóxicos las fases más importantes para los metales son las que contienen óxidos hidratados de hierro y de manganeso. Una significativa fracción de metal puede estar presente en los detritos, en forma mineralizada, pero esto es de poca importancia ecológica puesto que no está disponible para la bioacumulación. Los metales pueden estar también presentes en forma de complejos adsorbidos débilmente, y no están sujetos

a los mismos procesos de degradación que son comunes a muchas moléculas orgánicas.

La condición redox de los sedimentos será definida por el volumen del oxígeno del agua de los poros lo que determina condiciones oxidantes o reductoras del medio. Es posible para los sedimentos ser oxígeno deficientes varios milímetros por debajo de su superficie.

Los sedimentos contienen, además, cantidades variables de materia de origen orgánico, la que normalmente oscila entre un 0,1 y 5,0 %. La cantidad exhibe una relación con la granulometría del material del sedimento siendo, en general, más abundante cuando más fina es la textura del sedimento (Depetris en Lopretto, 1995).

Las determinaciones que se realizaron en el sedimento de la Laguna del Plata, tuvieron como objetivo, obtener una aproximación de su característica física y química. La idea principal fue complementar, con algunos de los parámetros medidos, los datos registrados en el agua de la laguna.

6.6.1. Análisis granulométrico y textural

Se realizó el análisis granulométrico del sedimento de la Laguna del Plata por medio del método descrito en el punto 5.4.2.1. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 6.19.

Tabla 6.19.: Clasificación granulométrica y textural del sedimento de la Laguna del Plata

Fracción	Porcentaje
Arcilla (2 μm)	43,3
Limo (2 – 50 μm)	54,7
Arena muy fina (50 – 100 μm)	1,5
Arena fina (100 – 250 μm)	0,4
Arena media (250 – 500 μm)	0,1
Arena gruesa (500 – 1000 μm)	0,1
Total de arena	2,1

Se pudo observar que las fracciones mayoritarias, en orden decreciente, fueron limo; arcilla y arena. De acuerdo a los porcentajes que presentaron cada una de las fracciones, en la composición granulométrica se obtuvo su clasificación, la que resultó ser “limo – arcilloso”

Los resultados obtenidos pueden ser explicados al conocer que un cuerpo de agua léntico (lago, laguna, embalse) es una trampa de sedimentos, ya que por supresión de la corriente, los materiales transportados por los ríos pierden movilidad al llegar al cuerpo de agua. Por lo tanto, los materiales que poseen mayor velocidad de sedimentación, sedimentan preferentemente en la desembocadura de los ríos, mientras que otras áreas de los lagos resultan enriquecidas con material formado por partículas pequeñas.

Los materiales particulados que llegan a un embalse se depositan en función de su tamaño, de su densidad relativa y de la velocidad de las aguas a su entrada en la masa lacustre. Las gravas son las primeras que se depositan y lo hacen río arriba, luego, lo hacen las arenas que a veces son arrastradas en masa por corrientes y se depositan cerca de la desembocadura de los ríos. Más lejos de la desembocadura del río, los materiales arrastrados son partículas aún más finas. Estas partículas finas son generalmente arcillas en las que se mezclan diversos detritos orgánicos.

Debido a la característica que posee el río Primero en su tramo final, muchos meandros y pendiente leve, a la laguna llegarían principalmente partículas de pequeño tamaño. Esta situación explicaría la composición granulométrica del sedimento.

Las arcillas constituyen uno de los grupos de minerales más abundantes de la superficie de la tierra. Su importancia se debe, entre otras cosas, a su gran área específica, su capacidad de intercambio catiónico, producto de las cargas negativas que poseen en su estructura (Giesse y Van Oss, 2002, Avena y De Pauli, 2003). Además de cargas negativas estructurales, los bordes de las partículas de arcilla pueden generar cargas positivas o negativas (por enlaces insatisfechos o rotura de los bordes) lo que hace que puedan reaccionar con cationes, aniones o compuestos químicos orgánicos. Las arcillas pueden retener o liberar sustancias químicas en los sedimentos, aceptar o rechazar especies iónicas o moleculares en suspensiones acuosas; están íntimamente relacionadas con los procesos biológicos e influyen fuertemente

en el comportamiento de ciertas clases de compuestos químicos (Avena y De Pauli, 2003).

Por otro lado las partículas de arcilla en los suelos y sedimentos suelen estar recubiertas naturalmente por óxidos amorfos y materias húmicas que sirven de eficientes sustratos de fases sólidas secundarias. En el caso del fósforo y los metales, éstos suelen tener una fuerte atracción hacia los lugares de intercambio catiónico y los recubrimientos de óxidos de hierro y manganeso, que poseen estas partículas.

Las arcillas juegan un papel fundamental en el transporte de contaminantes desde los ambientes terrestres hacia los acuáticos. Por ejemplo, el fósforo fijado en las arcillas del suelo es arrastrado con éstas por las aguas de escorrentía durante los períodos de lluvias, hacia los ríos y lagos. Cuando las arcillas comiencen a sedimentar, puede producirse un intercambio de fósforo entre la solución y las arcillas, liberándolo dentro de la masa de agua, o bien reteniéndolo en función de las características del medio acuoso.

6.6.2. Composición elemental

Un suelo puede considerarse como un sistema natural desarrollado a partir de una mezcla de minerales y restos orgánicos, bajo la influencia del clima y del medio biológico. Está formado por material mineral, material orgánico, solución del suelo y atmósfera del suelo.

La estructura mineral puede permitir la sustitución parcial de unos elementos por otros. Una determinada roca suele contener varios minerales diferentes, los que hereda el suelo formado a partir de ella. Así, la composición elemental de los minerales del suelo es, en principio, la misma de las rocas que forman la corteza terrestre. Dado que se da el nombre genérico de sedimentos a las partículas procedentes de las rocas o suelos, éstos tendrán la misma composición elemental.

Los minerales primarios constituyen la fuente original de los elementos químicos en los suelos y comprenden la mayor parte del material inorgánico. Derivan de rocas ígneas, metamórficas y otro tipo de rocas sin que sus propiedades químicas se hayan alterado.

Los minerales secundarios son el producto de la acción de agentes físicos, químicos y biológicos, sobre minerales primarios. Constituyen, junto con la materia orgánica, la fracción más activa de los suelos.

Se analizó la composición elemental del sedimento de la laguna del Plata a través del método descrito en el punto 5.4.2.2. Los resultados obtenidos, expresados en porcentaje de peso en peso (% p/p), se muestran en la Tabla 6.20. La composición química medida representa una composición media del material

Se pudo observar que los elementos mayoritarios encontrados en el sedimento de la laguna fueron el silicio (47 %) seguido del aluminio (13 %), luego el calcio (12 %) y el hierro (9 %).

Tabla 6.20.: Composición elemental del sedimento de la Laguna del Plata

Elemento	% p/p
Sodio	2
Magnesio	2
Aluminio	13
Silicio	47
Azufre	2
Cloro	5
Potasio	7
Calcio	12
Titanio	1
Hierro	9

En la Figura 6.65 se presentan, en un gráfico, los porcentajes obtenidos en el análisis elemental para una mejor visualización de los mismos.

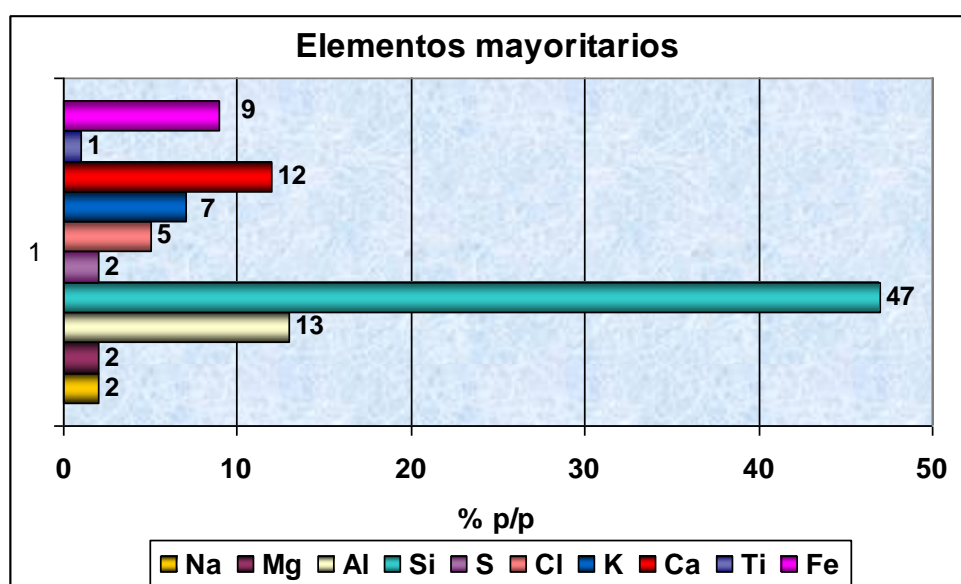


Figura 6.65.: Porcentaje de los elementos mayoritarios en el sedimento de la Laguna del Plata

La composición química del sedimento de la laguna es común para muestras de este tipo, teniendo como los elementos mayoritarios al silicio, aluminio, calcio y hierro. Esto se correspondería con la característica textural del sedimento, ya que las arcillas poseen principalmente óxido de silicio (SiO_2) y óxido de aluminio (Al_2O_3). El calcio podría provenir de la precipitación de compuestos que contiene a este elemento debido a la importante concentración del mismo que se presenta en el agua de la laguna.

6.6.3. Materia orgánica

Debido a la importancia del metabolismo microbiano en la mineralización directa de la materia orgánica, del ciclo bioquímico inorgánico de los nutrientes, y de la cantidad de materia orgánica depositada sin una apreciable degradación posterior en los sedimentos permanentes, la composición orgánica de los sedimentos lacustres ha recibido hasta ahora mucha atención (Wetzel, 1981)

Los sedimentos contienen cantidades variables de materia de origen orgánico, la que normalmente oscila entre 0,1 y 5,0%, aunque lagos hiperetróficos pueden poseer contenidos mucho mayores, hasta un 50% (Dorioz *et al.*, 1998; Mayer *et al.*, 1999). Su investigación constituye una parte muy significativa de la biogeoquímica que investiga los ciclos geológicos de elementos químicos con trascendencia biológica, ejemplo: C, N, P, S (Depetris en Lopretto, 1995).

Es importante tener en cuenta que el agua de los lagos saldos contiene una cantidad significativa de compuestos provenientes de restos de organismos vivos. En general la materia orgánica es arrastrada a los lagos por los ríos pero también se genera en el lugar, a partir de los productores primarios. La materia orgánica se acumula en los sedimentos (particularmente en el fango que se forma en períodos de aguas a bajas) donde quedan inmovilizados muchos nutrientes (Bucher ,2006)

Hay en todas las aguas una gran cantidad de materia orgánica no viviente, disuelta o en partículas, ínter convertible en parte, que se va descomponiendo de manera paulatina.

La materia orgánica presente en los sedimentos proviene principalmente del fitoplancton, zooplancton y otros materiales orgánicos. Una fracción muy importante de la materia orgánica que se encuentra en las aguas es de origen extra acuático, (Margalef, 1974). Los sedimentos de aguas dulces contienen un mayor porcentaje de materia orgánica que los marinos, esto conduce a un rápido consumo del oxígeno. Como resultado, el oxígeno se ve disminuido en la interfase sedimentos - agua (Song y Muller, 1999).

Se realizó el análisis del contenido de materia orgánica en el sedimento estudiado. Se obtuvo como resultado un 3,6 %, este valor equivale a 36 gramos por kilogramo de sedimento desecado.

No se encontraron antecedentes que informen sobre el contenido de materia orgánica en sedimentos de la Laguna del

Plata. Existen escasos trabajos que fueron realizados en la laguna Mar Chiquita. Los mismos fueron llevados a cabo por Durineux (1978) el cual reportó valores entre 4,1 y 18,0 %; Martínez *et al.* (1994) que registró porcentajes que variaron entre 5,69 y 22,9% y, por último, Abril (2002, en Bucher 2006) con mediciones entre 0,46 y 16,32 %.

Teniendo en cuenta los únicos antecedentes encontrados, pertenecientes al sistema en estudio aunque no puntualmente a la Laguna del Plata, se podría concluir que los valores registrados en este trabajo se encontrarían dentro del intervalo registrado en el estudio más reciente (Abril, 2002 en Bucher 2006). Además, habría coincidencia en cuanto a que para esa fecha la laguna Mar Chiquita se encontraba con un nivel mayor que para las demás. Por lo tanto la Laguna del Plata se encontraba conectada totalmente con ella formando una especie de bahía, igual que durante el periodo en el que fue desarrollado el monitoreo evaluado en el presente trabajo.

Los resultados revelarían que la materia orgánica presente en los sedimentos provendría no sólo del material que arrastra el afluente, sino que sería producto también de una alta productividad biológica en la laguna.

De acuerdo con Depetris (en Lopretto y Tell 1995), la cantidad de materia orgánica exhibe una relación directa con la granulometría del material sedimentario y es, en general, tanto más abundante cuanto más fina es la textura del sedimento. De hecho, es bien conocido que las sustancias húmicas, proteínas y

otras sustancias orgánicas se adsorben fuertemente a la superficie de minerales como los óxidos (Avena y Koopal, 1998; Norde 1996).

6.6.4. Fósforo total, inorgánico y orgánico

El fósforo en el sedimento se presenta en diferentes formas: fósforo mineral (por lo general apatita: fosfato de calcio); fósforo inorgánico no apatita (coprecipitado o adsorbido a óxidos de hierro, aluminio, manganeso, etc.); fósforo orgánico (combinado con el carbono y el nitrógeno en el material vegetal y animal), y el ortofosfato reactivo (disuelto en el agua). Las especies de fósforo apatíticas, inorgánicas no apatíticas y orgánicas están asociadas a las partículas. En estudios realizados sobre el desplazamiento del fósforo desde las tierras agrícolas, se observa que la parte más importante se incorpora a los materiales arcillosos y es transportada, como producto de la erosión, hacia los cuerpos de agua.

El fósforo reactivo soluble es fácilmente accesible para el fitoplancton hasta el punto que en aguas superficiales quizás represente únicamente una parte residual, después de que haya sido absorbido en su mayor parte. Consecuentemente en estudios acuáticos, lo que se intenta analizar fundamentalmente son las formas de fósforo asociadas a los sedimentos, ya que éstas tienden a dominar el flujo total del fósforo, (Ongley, 1997).

La cantidad de fósforo de los sedimentos puede ser varios órdenes de magnitud superior a la del agua. Los factores

determinantes son la capacidad de los sedimentos para retener el fósforo, las condiciones del agua situada sobre ellos y los seres vivos de los sedimentos (bentos), que alteran el equilibrio de intercambio del fósforo al agua, (Wetzel,1981).

En general, el sedimento de lagos más o menos eutróficos contiene entre el 0,5 y el 10 por mil de su peso seco en fósforo, y una fracción de este fósforo queda definitivamente inmovilizado cuando se distancia de la superficie de los sedimentos por depósito de nuevos materiales encima del viejo sedimento (Margalef,1974).

Los microorganismos desempeñan un papel importante en la degradación de los compuestos orgánicos del fósforo. Numerosas especies de bacterias y hongos pueden, en ese proceso liberar fosfatos que se encuentran unidos a restos orgánicos incorporándolos así al ciclo de nutrientes. El tiempo requerido para ello es a menudo muy corto, oscila entre unos minutos y pocos días a las temperaturas que tiene el agua en verano, (Rheinheimer, 1987). Más detalles sobre el ciclo del fósforo se dieron en la sección 2.8.1.

Es importante recordar que la Laguna del Plata es muy somera, por lo que los sedimentos de fondo se encuentran a muy poca profundidad en la mayor parte de la laguna. Esta poca profundidad determina que la interacción entre la columna de agua y los sedimentos sea muy dinámica, en la cual predomina un proceso permanente de sedimentación y resuspensión. Los factores más importantes que determinan la resuspensión son los

vientos, las variaciones de nivel y la actividad de la fauna (Bucher, 2006).

Las grandes variaciones de nivel asociadas a los lagos someros, como la Laguna del Plata, hace que la línea de costa se desplace grandes distancias, aun con leves variaciones de nivel, cubriendo y exponiendo alternativamente amplias áreas de playa. Es por esta razón que la muestra de sedimento se extrajo en uno de los sitios centrales de la laguna para que, de este modo, resulte lo más representativo posible.

Se realizó la cuantificación del fósforo total, fósforo inorgánico y fósforo orgánico de la muestra de sedimento con el fin de conocer la distribución de las diferentes formas. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 6.21.

Tabla 6.21.: Concentración de fósforo total, inorgánico y orgánico en el sedimento de la laguna del Plata

P - TOTAL	P - INORGANICO	P - ORGANICO
mg/kg	mg/kg	mg/kg
930,0	816,8	113,3

Se pudo observar que el fósforo cuantificado en el sedimento se encuentra mayoritariamente como fósforo inorgánico con una concentración de 816,8 mg/kg constituyendo el 88 % del total registrado (930 mg/kg). El 12 % restante (113,3 mg/kg) corresponde a la fracción denominada fósforo orgánico, considerándose bajo en relación al contenido total.

Estos resultados sugerirían que se produce una rápida mineralización del fósforo que ingresa a la laguna en forma

orgánica, como así también, de aquel que precipita formando parte de células microbianas o del fitoplancton muerto.

El único antecedente encontrado sobre cantidad de fósforo en sedimentos fue el trabajo de Martínez (1994). En el mismo se realizaron mediciones en sedimentos de la Laguna Mar Chiquita, reportándose valores que oscilaron entre un mínimo de 0,22 % y un máximo de 0,39 %. Los resultados fueron expresados como pentóxido de fósforo (P_2O_5) correspondiendo a 0,096 % y 0,170 % expresado como fósforo (P). Transformando estos porcentajes a las mismas unidades en que se midió el fósforo en el presente trabajo nos quedaría que la concentración mínima reportada fue de 960 mg/kg y la máxima de 1700 mg/kg.

Si comparamos los datos obtenidos por Martínez (1994), en sedimentos de la laguna Mar Chiquita, con la concentración de fósforo total registrada en el sedimento de la Laguna del Plata se podría considerar que el valor se mantuvo dentro del orden de magnitud del mínimo.

6.6.5. Fraccionamiento del fósforo en sedimentos

El intercambio de fósforo entre los sedimentos y el agua inmediatamente superior a ellos es un factor importante en el ciclo del fósforo en agua naturales. Su importancia se basa en un aparente movimiento neto del fósforo hacia los sedimentos en la mayoría de los lagos. La eficacia de la inmovilización de fósforo en los sedimentos y la rapidez de los procesos que regeneran el

fósforo del agua están relacionados con una serie de factores físicos, químicos y metabólicos, (Wetzel, 1981).

La incorporación del fósforo al sedimento se hace principalmente a través de minerales con calcio, muy insolubles, o con hierro, que vuelven a descomponerse en condiciones reductoras y liberan fósforo más fácilmente. La cantidad disponible de fósforo, por lo tanto, no depende sólo del retorno condicionado por la disponibilidad de oxígeno y el potencial redox, sino también de la concentración de metales (Margalef, 1974).

Gran parte del mecanismo de regeneración de fósforo entre el agua y el sedimento es manejado químicamente por el estado de oxidación o de reducción de los complejos de fósforo - hierro y en sedimentos calcáreos, por las reacciones entre el fósforo y el calcio producidas por modificaciones del pH (Gibson, 1997).

La movilización del fósforo ligado al hierro es un proceso dependiente del potencial redox. En los sedimentos superficiales oxidados, el fósforo se encuentra ligado al hierro (III) en forma estable. Cuando las condiciones se vuelven reductoras, es decir cuando hay anoxia en el hipolimnio, el hierro (III) se transforma en hierro (II) y el fósforo ligado al mismo es liberado hacia la columna de agua incrementando su concentración.

Tanto el fósforo ligado al hierro como al aluminio en los sedimentos de fondo, se encuentran también regulados por el pH del agua sobrenadante, el cual, si es suficientemente alcalino, determina que el fosfato sea liberado hacia la columna de agua.

El fósforo unido al calcio es comúnmente llamado apatítico. La apatita es el mineral primario de fósforo más común. Es el principal mineral de fosfato en la corteza terrestre, es muy estable en ambientes calcáreos, puede ser clasificado según tamaño dentro de las arena o del limo y puede estar ocluido en otro mineral como cuarzo. El primer paso del ciclo del fósforo es la disolución de la apatita. Para ello se requiere una fuente de H⁺ que puede ser el propio sedimento o los microorganismos que están presentes para que el pH sea lo suficientemente bajo como para provocar la disolución.

El fosfato del calcio puede formarse por precipitación luego de la adsorción inicial de fósforo sobre calcita. Luego de dicha adsorción inicial en la superficie de calcita pura, precipita el fosfato monocálcico, se transforma entonces en fosfato dicálcico dihidratado y finalmente en hidroxiapatita (Snoeyink and Jenkins, 1987). Este mineral que tiene la solubilidad más baja debe controlar finalmente, la concentración de fósforo en la solución de suelo o sedimento. La apatita raramente se encuentra en sedimentos a pesar de ser el mineral de fósforo termodinámicamente más estable. Esto es debido a la presencia de impurezas como ácidos orgánicos o magnesio, que inhiben el crecimiento de cristales de apatita a través de la adsorción en la superficie simiente del cristal (Frossard, *et al.*, 1995)

Se han encontrado algunos cristales de fosfato de aluminio y de hierro en suelos. Muchos investigadores han asumido que compuestos amorfos de fosfato de hierro o fosfato de aluminio se habrían transformado respectivamente a strengita ($\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)

y variscita ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) después de un envejecimiento prolongado. Sin embargo la cristalización de estos dos sólidos sólo ocurre bajo condiciones muy restringidas (altas concentraciones de fósforo y de cationes) que raramente sucede en suelos (Frossard, *et al.*, 1995).

Pueden encontrarse varios minerales de fósforo bajo condiciones naturales en ambientes ricos en este elemento. Sin embargo, minerales así cristalizados, representan sólo una proporción pequeña del fósforo total del sedimento, la mayoría de él precipita como compuestos amorfos. Además los compuestos cristalinos de hierro no pueden encontrarse en ambientes ricos en fósforo, todo el hierro generalmente ha precipitado como compuestos amorfos de fósforo. En suelos fuertemente fertilizados prevalecen los compuestos amorfos mixtos de aluminio – sílice – fósforo (Frossard *et al.*, 1995).

Otro mecanismo de inmovilización del fósforo se da con pH elevado, cuando se produce fosfato de calcio insoluble que, como ya se mencionó, forma la base del mineral apatita. Así mismo, el pH elevado determina la formación de carbonato de calcio, con el cual precipitan los fosfatos asociados (Wetzel, 2001).

Se realizó el fraccionamiento del fósforo presente en el sedimento de la Laguna del Plata, para determinar cual de las fracciones posibles era la predominante. La metodología de fraccionamiento ya se detalló en la sección 5.4.2.5. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 6.22

Tabla 6.22.: Fracciones de fósforo presentes en el sedimento de la Laguna del Plata

Fracción o fase	Reactivo extractante	Resultado mg/g P
Fe (OOH) - P	25 ml EDTA - Ca + 1% Ditionito	0,167
CaCO₃ - P	25 mL EDTA - Na ₂	0,351
org - P (ácida)	15 mL H ₂ SO ₄ 0,5 M	0,187
org - P (alcalina)	15 mL NaOH 2M	0,19
Residual	Digestión con mezcla HCl:HNO ₃ :HClO ₄ (5:3:29 en caliente)	0,342

Una vez conocido el porcentaje de cada fracción de fósforo, se enfocó el análisis en las fracciones de el fósforo unido al hierro y el fósforo unido al calcio, debido a que son las de mayor relevancia en cuanto su comportamiento ante los distintos escenarios que se pueden producir en el ecosistema.

La muestra analizada presentó como característica que la fracción mayoritaria, de las dos más relevantes, fue la unida al calcio con una concentración de 0,351 mg/g de sedimento. Este valor resultó ser un poco más del doble de la concentración de la fracción de fósforo unido al hierro (0,167 mg/g).

En el caso particular del fósforo que se encuentra unido al calcio, es sabido que es susceptible de ser liberado cuando el pH del agua sobrenadante se encuentra en valores inferiores a 4. Esta situación es prácticamente imposible que se de en el ecosistema debido a la gran capacidad amortiguadora (buffer) que posee el agua en si misma en ese intervalo de pH. Además, como se ha mencionado anteriormente, el pH registrado durante todas las

campañas y en todos los sitios de muestreo de la laguna osciló entre 8,5 y 9,7 con una mediana de 8,7.

Con todo esto, se podría decir que la mayor parte del fósforo presente en el sedimento de la Laguna del Plata, permanecería retenido por el mismo y difícilmente podría ser liberado nuevamente a la columna de agua para, de este modo, estar otra vez disponible para el fitoplancton.

Además, se confirmaría la hipótesis planteada en el punto 6.3.1.1, respecto a que la notable disminución de la concentración de fósforo total en la laguna, con respecto a la que ingresa a través del agua del río Primero, se debería a la precipitación del mismo al combinarse con el calcio presente en el agua. Esto se vería beneficiado por los valores de pH y elevada concentración del catión (valor de la mediana 349 mg/L)

Además, a diferencia de lo que ocurre con la mayoría de compuestos, su solubilidad decrece con el aumento de la temperatura, siendo el de fosfato de calcio un compuesto de muy baja solubilidad ($K_{ps} = 2,07 \cdot 10^{-33}$). Esta dinámica se convertiría en la forma más simple de reducción de la concentración de fósforo en aguas naturales.

6.6.6. Nitrógeno total

Los aportes a lagos y ríos de nitrógeno orgánico y de nitrógeno inorgánico (de amoníaco, nitrito y nitrato) por las aguas

residuales son muchas veces irregulares. Asimismo, los fertilizantes agrícolas desempeñan un papel muy estacional (Wetzel, 1981)

Una fracción del nitrógeno que ingresa a un lago o embalse queda retenida en el sedimento. La acumulación de nitrógeno orgánico en el sedimento depende del potencial de reducción – oxidación. La concentración de péptidos y aminoácidos suele ser entre 0,1 y 10 por mil partes de sedimento, son más concentrados en sedimentos turbosos y a veces su concentración es mayor en capas más antiguas. Los aminoácidos pueden estar adsorbidos o formando parte de micelas de ácidos húmicos (Margalef, 1974). Mientras que los aminoácidos, polipéptidos, restos de proteínas y ácidos nucleicos poseen alta afinidad por la superficie de partículas minerales, especies más simples de nitrógeno, como el ión nitrato o el ión amonio, tienen más tendencia a pasar a la fase acuosa.

La dinámica del nitrógeno de los sedimentos es poco conocida. Los sedimentos de los lagos contienen típicamente de 50 a 200 kg de nitrógeno por 10 cm de espesor y por hectárea, gran parte del cual se halla inmovilizado y adsorbido a partículas inorgánicas.

El agua intersticial de los sedimentos normalmente presenta una concentración mucho más elevada de compuestos solubles del nitrógeno, principalmente nitrógeno amoniacal y orgánico, que el agua del lago. Aunque el ritmo de difusión es extremadamente lento, es evidente que se produce, hasta cierto punto, una mezcla en la superficie de los sedimentos a pesar de

que el lago esté fuertemente estratificado, a consecuencia de los movimientos del agua profunda, de la actividad de los organismos bentónicos y de la pérdida de gases del sedimento en forma de burbujas (Wetzel, 1981).

La oxidación de la superficie del sedimento normalmente se extiende sólo a unos pocos milímetros de profundidad, pero la microzona oxidada es importantísima en lo que se refiere a las propiedades de solubilidad y de adsorción, en particular del amonio, y para las transformaciones microbianas. El intercambio de nitrógeno entre los sedimentos y el agua varía también enormemente según la composición del sedimento. Por ejemplo, en el embalse Rybinsk (URSS), la liberación del nitrógeno del sedimento es mayor en los depósitos aluvionales ricos en materia orgánica (Wetzel, 1981).

Se cuantificó el contenido de nitrógeno total en el sedimento de la Laguna del Plata obteniéndose como resultado un 0,20 %. Este valor correspondería a 2.000 mg/kg de sedimento.

Se observó que el contenido de nitrógeno fue considerablemente más alto que el contenido de fósforo, llegando a ser el doble de su concentración (Figura 6.66).

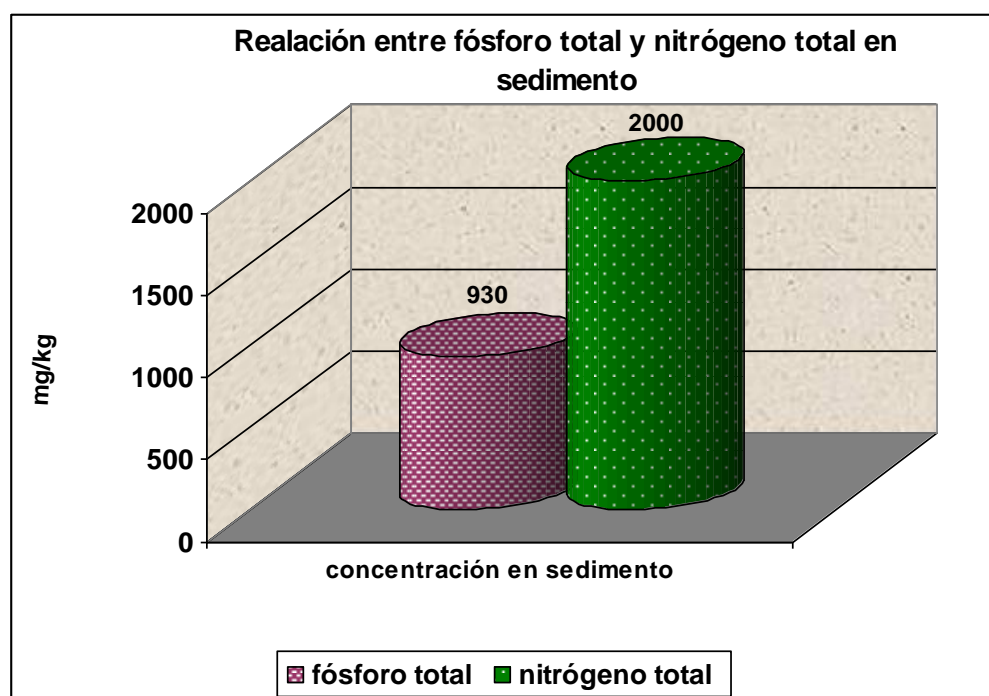


Figura 6.66.: Relación entre fósforo total y nitrógeno total en sedimento de la Laguna del Plata

Los únicos antecedentes encontrados sobre nitrógeno total en sedimentos de lagunas saladas, fueron las mediciones realizadas por Abril (2002, en Bucher 2006). Las mismas fueron efectuadas en sedimentos de la laguna Mar Chiquita y los valores reportados fueron entre 0,18 y 0,60 %.

De acuerdo a estos antecedentes y teniendo en cuenta que la laguna del Plata forma parte del mismo sistema, se podría considerar que la concentración obtenida se encuadraría dentro de los reportes anteriormente citados

En las búsquedas realizadas sobre trabajos en sedimentos de lagos o lagunas saladas nos se encontraron otros, además del citado, en los que se haya realizado un estudio del contenido de

nitrógeno en los mismos. Antes esta situación se hace difícil llegar a alguna conclusión sobre las concentraciones encontradas. Sin embargo los resultados presentados en la Figura 6.67 permiten ensayar una explicación al respecto.

Aparentemente las algas fitoplanctónicas sintetizan más nitrógeno orgánico por unidad de volumen celular que las formas de mayor tamaño. Las algas, especialmente las cianofíceas (las cuales fueron predominantes), excretan también polipéptidos, que pueden formar complejos con metales como el hierro y el cobre y con los fosfatos, modificando su solubilidad y accesibilidad. Además, al descomponerse la vegetación acuática se libera gran cantidad de nitrógeno orgánico. Gran parte de ese nitrógeno orgánico es absorbido por los sedimentos, en los cuales el nitrógeno inorgánico puede producir una rápida limitación de la descomposición especialmente en condiciones de anoxia (Wetzel, 1981).

Si se supone que el P y N constituyentes de los sedimentos proviene principalmente del fitoplancton que ha sedimentado y se ha degradado, la relación N/P en los sedimentos debería ser de aproximadamente 7. Este valor es mayor al valor de 2 encontrado en el sedimento analizado. Sin embargo, las especies simples producto de degradación del fitoplancton, como el ortofosfato poseen mucha más afinidad por la superficie de minerales presentes en el sedimento, que especies como el nitrato o amonio. Esta diferencia en afinidades podría contribuir a que la relación N/P sea menor a 7 en el sedimento estudiado.

7. CONCLUSIONES

Los estudios realizados en el marco de la presente Tesis Doctoral se focalizaron en ampliar el conocimiento del sistema Río Primero - Laguna del Plata - laguna Mar Chiquita y, principalmente, en evaluar la calidad del agua y determinar el estado trófico de la Laguna del Plata durante el período estudiado.

Con ese objetivo, se realizaron campañas de monitoreo estacionales durante el período 2005 – 2007, en cinco sitios distribuidos de la siguiente forma: uno en el Río primero, cuatro en la Laguna del Plata y uno en la laguna Mar Chiquita. En cada sitio de muestreo se extrajeron muestras de agua superficiales y se realizaron los análisis químicos y biológicos correspondientes para poder cumplir con los objetivos. Además, se caracterizó el agua del río y de la laguna; se estimó la carga de nutrientes que ingresaba por su tributario; se analizó el comportamiento de los principales parámetros medidos. También, se realizó la clasificación trófica de la Laguna del Plata y la determinación del nutriente limitante. Por último, se efectuó la caracterización del sedimento de fondo lagunar.

De la evaluación de los resultados se obtuvieron las siguientes conclusiones:

1) A partir del balance iónico realizado para el agua del río Primero (Suquía) se obtuvo la clasificación de la misma. El agua del río resultó ser sulfatada – sódica en siete de las ocho

campañas realizadas (87 %). En la restante fue bicarbonatada – sódica, coincidiendo con la campaña en la que el río traía el mayor caudal medido durante el período estudiado (11,54 m³/s), superando el módulo de 9,7 m³/s. Esta situación habría favorecido la incorporación de gases al agua, tales como el dióxido de carbono, con el consiguiente cambio en el balance iónico. La composición iónica predominante respondería a la disolución de sales sulfatadas provenientes del lavado de terrenos a lo largo del curso del río

2) En la Laguna del Plata y de la Laguna Mar Chiquita (sitio considerado como referencia) el balance iónico efectuado arrojó como resultado que el agua fue clorurada – sódica para ambas lagunas, en todas las campañas realizadas.

3) Se compararon las concentraciones mínimas y máximas de los iones más abundantes (cloruro; sulfato, sodio) con los que presenta el agua de mar. A partir de ello se pudo establecer que, a pesar de las diferencias en las concentraciones de sulfato (entre 3 y 4 g/L más elevado) y de cloruro (entre 2 y 4 g/L menor), el agua de ambas lagunas presentó características muy similares al agua del mar. Teniendo en cuenta este planteo el análisis de cada parámetro medido se debe realizar dentro del enfoque de la hidrogeoquímica marina y no de agua dulce. Además, las concentraciones elevadas de sulfato caracterizan a casi todas las aguas epicontinentales saladas.

4) Se estimaron los valores de lo que podrían llegar a ser las cargas diarias de fósforo total, fósforo reactivo soluble y de nitrógeno inorgánico total, a partir de las “cargas instantáneas” (las obtenidas a partir de la medición del caudal y la

concentración en cada campaña). Para el fósforo total se obtuvieron valores que oscilaron entre 244 y 818 kg/día, para el fósforo reactivo soluble entre 81 y 563 kg/día y para el nitrógeno inorgánico total variaron entre 22 y 4.387 kg/día. De acuerdo a los valores estimados, aunque no se encontraron antecedentes al respecto, se considera que las cargas de nutrientes que ingresan por el Río Primero resultaron elevadas.

5) Para el material en suspensión presente en el agua del río, se aplicó la misma metodología que para los nutrientes al estimar la carga diaria que aportaría el río (a partir de la carga instantánea). Los valores obtenidos fueron muy elevados (mínimo 37 Tn/día y máximo 193 Tn/día). Esto se vio reflejado en el aspecto del agua del río y en la pluma que se observó a través de imágenes satelitales.

6) Como segunda metodología para la valoración de carga de nutrientes aportada por el río Primero, se utilizó el método de estimador de razones (Método de Clarck). Los resultados obtenidos fueron: una carga anual estimada para fósforo total 246,06 Tn; para fósforo reactivo soluble 144,50 Tn y para nitrógeno inorgánico total 1.161,49 Tn. El error medio estimado, para los tres casos, resultó elevado debido a que los datos ingresados fueron solo ocho, en lugar de los doce requeridos como mínimo por el método aplicado. Debido a esto, los valores no se pudieron considerar como válidos sino simplemente como orientativos en cuanto al posible orden de magnitud de las mencionadas cargas.

7) Al realizar el análisis de la variación de las medianas de fósforo total, para cada campaña, se observó que en verano 2006 se presentó la menor concentración, con un valor de 92 $\mu\text{g/L}$. Para esta campaña el caudal de ingreso por el río Primero fue de tan solo 5,72 m^3/s . El mayor de los registros fue en verano 2007 (269 $\mu\text{g/L}$) con un caudal de ingreso por el tributario de 11,54 m^3/s . Estos valores estarían indicando la influencia que tiene el aporte del río sobre la concentración de este parámetro.

8) Se pudo observar que el descenso en la concentración del fósforo total en la laguna, con respecto a la concentración del mismo en el agua que ingresaba por el río, fue considerable. En verano 2007 se registró una mediana de 269 $\mu\text{g/L}$, tres veces menor que el ingreso por el río (820 $\mu\text{g/L}$). En invierno del mismo año se presentó la mayor relación (9,7) entre la concentración de ingreso (1000 $\mu\text{g/L}$) y la mediana de la laguna (103 $\mu\text{g/L}$). En las demás campañas los descensos oscilaron entre un 4,9 y 6,4 veces. Este fenómeno se habría producido debido a las características que poseen los fosfatos, los cuales con pH alto (superior a 8 - 8,5), se combinan más rápido con el calcio, formando fosfato de calcio, compuesto de muy baja solubilidad ($K_{ps} = 2,07 \cdot 10^{-33}$) provocando su precipitación. La concentración de calcio (mediana 349 mg/L) y el pH (mediana 8,7) que posee el agua de la laguna favorecieron la disminución del contenido de fósforo total. Siendo, tal vez, la forma más simple de reducción de su concentración en aguas naturales por lo que precipitaría para formar parte de los sedimentos.

9) Al efectuar el análisis de la variación del fósforo reactivo soluble (PRS) se pudo observar que casi todas las estaciones de muestreo presentaron una cierta homogeneidad en las concentraciones durante el período de estudio. El sitio de muestreo que exhibió la menor fluctuación en el contenido de fósforo reactivo soluble fue LMC, con valores muy bajos que variaron entre 13 $\mu\text{g/L}$. y 28 $\mu\text{g/L}$. El mayor de los valores registrados, en las ocho campañas realizadas, fue 238 $\mu\text{g/L}$. en otoño 2007 en el sitio LP1. Los valores mínimos encontrados fueron de 13 $\mu\text{g/L}$. La concentración del fósforo reactivo soluble fue mucho menor que la del fósforo total, esto se debería a que este compuesto es el primero en ser utilizado por los productores primarios presentes en el agua. Además, al estar en su forma inorgánica más simple reacciona más rápidamente con el calcio precipitando para quedar retenido en los sedimentos. En verano 2007, igual que para el fósforo total, se registraron concentraciones elevada en todos los sitios de monitoreo, reafirmando la influencia del ingreso por su único tributario.

10) El fósforo reactivo soluble también presentó un descenso notable en su concentración en la laguna, con respecto a la que ingresaba por el río. La relación mínima encontrada fue de 6,6 veces (verano 2007 con el río en mayor caudal) y el mayor valor entre la relación concentración de ingreso versus concentración mediana de la laguna llegó a 64. Resultó evidente que la justificación de esto es la misma que para el fósforo total, acentuándose en este parámetro el echo de que es el compuesto consumido en primera instancia por los productores primarios presentes en el sistema acuático.

11) Se encontraron bajas concentraciones de amonio, el 85 % de los valores registrados fue $< 0,05$ mg/L (límite de detección del método). Esto estaría indicando contaminación orgánica no reciente o no cercana desde el punto de vista espacial. El resto de las mediciones fluctuaron entre 0,16 y 0,45 mg/L y todas se registraron en invierno 2006. En esta fecha su presencia se atribuiría, posiblemente, a la reciente generación de restos de material orgánico proveniente del fitoplancton o de bacterias muertas por efecto de la temperatura. Además, estaría indicando que no hay reducción de compuestos nitrogenados debido a que esta especie es el producto final de la reducción de sustancias orgánicas e inorgánicas ricas en nitrógeno.

12) En el caso del nitrito, el 100 % de las mediciones arrojaron valores menores a 0,02 mg/L (límite de detección del método empleado). Es sabido que el nitrito es una especie poco estable químicamente, en general es una especie transitoria y su presencia en agua suele indicar una contaminación reciente de origen fecal.

13) Para el último de los compuestos de nitrógeno evaluados, el nitrato, se observó mucha variabilidad en la distribución de las concentraciones. Las mismas oscilaron entre 0,1 y 9 mg/L, registrándose el mayor de los valores en invierno 2007 en la estación de monitoreo LP3. Este sitio es el que recibe mayor influencia del agua que ingresa por el río Primero siendo tal vez esta la causa de su mayor concentración. El nitrato es la forma oxidada más estable del nitrógeno en solución acuosa, siendo un importante nutriente para los productores primarios. Por lo tanto,

en general, la producción de nitrato proviene de la oxidación bacteriana de amonio teniendo al nitrito como intermediario. La menor concentración se presentó en verano 2007 y se debió, posiblemente a la baja concentración de amonio existente sumada a la alta productividad que se genera en épocas de alta temperatura.

14) En el 87,5 % de las campañas realizadas durante el monitoreo llevado a cabo, el agua de la Laguna del Plata fue mesosalina (entre 20 g/L y 50 g/L). Solo en la campaña de verano 2007 resultó ser hiposalina (con una mediana de 17,2 g/L) siendo el valor que delimita la condición 20 g/L, con lo cual se podría decir que por pequeña diferencia cambió su salinidad. Se verificó una relación inversa entre el caudal de ingreso por el único tributario y la concentración de la salinidad, en todas las campañas. Esta situación es característica de los sistemas endorreicos. Los valores de las medianas reflejaron la tendencia al incremento de la salinidad desde la estación de monitoreo LP1 hacia LMC. Este comportamiento sería consecuencia del aporte de agua dulce que recibe el primer sitio, a través de los surgentes que existen en el arco sur de la laguna.

15) La comunidad fitoplanctónica estuvo representada por seis grupos, con un total de 32 géneros, distribuidos en 7 de cianobacterias, 9 de crisófitas; 11 de clorofitas (estos tres géneros fueron los de mayor abundancia con respecto al resto); 2 de pirrofitas; 2 de criptofitas y 1 de euglenofitas. El grupo de las Cyanobacterias fueron ampliamente dominantes sobre el resto (12.580 millones de células por litro durante todo el monitoreo), en

segundo lugar se encontró el grupo de las Chrysophitas (algo más de 916 millones de células /L), luego el de las Chlorophytas con casi 232 millones de células /L. El grupo de las clorofitas fue el que más cantidad de especies aportó al total de la comunidad fitoplanctonica. La riqueza de especies, de manera general, fue baja lo que indicaría condiciones ambientales desfavorables para el desarrollo de estas comunidades. Existió un número de especies potencialmente tóxicas o nocivas en la zona de estudio (*Anabaenopsis*, *Microcystis*, *Anabaena* y *Nodularia*, pirrófita *Prorocentrum*), las cuales podrían aumentar su concentración cuando encuentren favorables las condiciones ambientales (temperaturas elevadas) y pueden formar las llamadas mareas rojas o florecimientos algales capaces de provocar mortandad en peces y un deterioro sustancial en la calidad del agua.

16) Al evaluar las concentraciones de clorofila a, tanto temporalmente como espacialmente, se pudo observar que presentó valores elevados en todos los sitios y campañas. Se obtuvieron medianas temporales con valores que fluctuaron entre 251 $\mu\text{g/L}$ en invierno 2006 (coincidiendo con la mayor abundancia de fitoplancton, 4.400 millones de células, solo de cianobacterias) y 49 $\mu\text{g/L}$ en verano 2006 (566 millones de células solo de cianobacterias). Espacialmente los valores de las medianas oscilaron entre 154 $\mu\text{g/L}$ en PL3 y 76 $\mu\text{g/L}$ en LMC. Esta situación traería como consecuencia una afectación directa sobre la calidad del agua del sistema lagunar estudiado. No se encontraron antecedentes sobre cuantificaciones de este parámetro en ninguna de las dos lagunas.

17) La laguna del Plata se mostró como un sistema de mayor productividad en relación a la laguna de Mar Chiquita, reflejado en la abundancia de algas y valores de clorofila a. Los ambientes acuáticos salinos como estas lagunas, suelen presentar una alta productividad y concentraciones de clorofila ya que en general se localizan en regiones de mucha radiación y con altos niveles de fósforo.

18) Se pudo observar, a través de las medianas del material en suspensión, que su concentración se incrementó desde primavera 2005 (67,6 mg/L) hasta un máximo en invierno 2006 de 243 mg/L, coincidiendo con la mayor abundancia fitoplanctónica. A partir de esta fecha comienza a disminuir hasta llegar al valor mínimo de 44,7 mg/L en la última campaña llevada a cabo. Al calcular las medianas de cada sitio de muestreo se observó que el comportamiento del material en suspensión fue incrementar su concentración desde el sitio LP1 hacia LMC. Esta situación podría deberse a que las estaciones de monitoreo LP1, LP2 se encontrarían más protegidas de la acción del viento lo que favorecería la precipitación de gran parte de las partículas en suspensión.

19) Con respecto a la transparencia del agua, medida a través de la profundidad del disco Secchi se pudo concluir que todas las estaciones de monitoreo ubicadas en la Laguna del Plata mostraron sus valores mínimos en invierno 2006, con 0,25 m (mayor concentración de fitoplancton) y máximos en verano 2007, entre 0,35 y 0,40 m. El sitio ubicado dentro de la laguna Mar Chiquita se diferenció de las demás presentando valores entre 0,35 y 0,50m. En todas se encontró una relación inversa entre sus valores máximos y mínimos y la abundancia de fitoplancton

presente para cada fecha. Además, se determina que los valores medidos de profundidad de disco Secchi, han resultado muy bajos en todas las estaciones y campañas de monitoreo. Esta situación estaría indicando una baja transparencia y, por lo tanto, una baja calidad del agua de ambas lagunas producida, principalmente, por la abundancia de fitoplancton.

20) Para determinar el estado trófico de la Laguna del Plata se utilizó la clasificación propuesta por Hakanson (2007) debido a que contempla a las aguas saladas (salinidad mayor a 20 g/L). Se utilizaron los valores de las medianas de todos los datos de clorofila *a* (131 $\mu\text{g/L}$), fósforo total (143 $\mu\text{g/L}$) y profundidad de disco Secchi (0,40 m). En función de los resultados obtenidos, la Laguna del Plata fue clasificada, durante el período estudiado, como hipereutrófica.

21) Para la determinación del nutriente limitante, en primera instancia se utilizó la relación NIT/PRS para cada campaña de monitoreo. Se observó que en el 50% de las campañas realizadas el nitrógeno resultó ser el nutriente limitante. Esta situación se presentó en las siguientes fechas: primavera 2005; verano 2006; otoño 2006 y verano 2007. En el resto de los muestreos llevados a cabo resultó ser el fósforo el nutriente limitante. En ninguno de los dos casos se cumpliría con la teoría que establece que la importancia del nitrógeno y el fósforo cambian con la estación y que el fósforo es más importante en primavera que en verano, especialmente para las cianobacterias. En el análisis temporal efectuado se determinó que el fósforo fue limitante en el 50 % de

las campañas realizadas, con concentraciones bajas, y aun así la abundancia de cianobacterias fue muy importante

22) Como segundo procedimiento para la determinación del nutriente limitante se calcularon las medianas de todos los valores registrados de nitrógeno inorgánico total ($83,9 \mu\text{g/L}$) y los de fósforo reactivo soluble ($14,5 \mu\text{g/L}$). Con estos datos se efectuó la relación NIT/PRS obteniéndose como resultado un valor de 5,8. La proporción obtenida indicó que, durante el período estudiado, el nutriente limitante fue el nitrógeno.

23) Resumiendo, la determinación del nutriente que está limitando la producción biológica mostró que la laguna está condicionada por nitrógeno o por fósforo alternadamente en el tiempo. Este resultado podría deberse a factores estacionales e hidrológicos que modifican la disponibilidad de nutrientes, lo cual genera alternancia de la condición limitante de la producción de biomasa.

24) En el sedimento extraído en la Laguna del Plata se realizó el análisis granulométrico obteniendo como resultado la presencia de 54,7 % de limo, 43,3 % de arcilla y 2,1 % de arenas. Con estos porcentajes de las diferentes fracciones, al sedimento se lo clasificó como "limo - arcilloso". Debido a la característica que posee el río Primero en su tramo final, muchos meandros y pendiente leve, a la laguna llegarían principalmente partículas de pequeño tamaño. Esta situación explicaría la composición granulométrica del sedimento. Es importante tener en cuenta que cuando las arcillas comienzan a sedimentar, puede producirse un intercambio de fósforo entre el agua y las arcillas, liberándolo

dentro de la masa de agua, o bien reteniéndolo en función de las características del medio acuoso.

25) Al analizar la composición elemental del sedimento extraído, se pudo observar que los elementos mayoritarios encontrados fueron el silicio (47 %) seguido del aluminio (13 %), luego el calcio (12 %) y el hierro (9 %). Esta composición se correspondería con la característica textural del sedimento, ya que las arcillas poseen principalmente óxido de silicio (SiO_2) y óxido de aluminio (Al_2O_3). El calcio provendría de la precipitación de compuestos que contiene a este elemento debido a la importante concentración del mismo que se presenta en el agua.

26) El contenido de materia orgánica en el sedimento estudiado fue 3,6 %, este valor equivale a 36 gramos por kilogramo de sedimento desecado. Se encontraron reportes sobre valores entre 0,46 y 22,9 %, todos correspondientes solo a sedimentos de la laguna Mar Chiquita. Teniendo en cuenta los únicos antecedentes encontrados pertenecen al sistema en estudio, aunque no puntualmente a la Laguna del Plata, se concluye que los valores registrados en este trabajo se encontraron dentro del intervalo mencionado.

27) Al cuantificar el fósforo presente en el sedimento se registró una concentración total de 930 mg/Kg. El mismo estuvo compuesto mayoritariamente por fósforo inorgánico con una concentración de 816,8 mg/Kg., constituyendo el 88 % del total. El 12 % restante (113,3 mg/Kg.) corresponde a la fracción denominada fósforo orgánico, considerándose bajo en relación al contenido total. Estos resultados sugieren una rápida

mineralización del fósforo que ingresa a la laguna en forma orgánica, como así también, de aquel que precipita formando parte de células microbianas o del fitoplancton muerto. El único antecedente encontrado sobre cantidad de fósforo en sedimentos corresponde a mediciones efectuadas en la Laguna Mar Chiquita, al igual que la materia orgánica. Las concentraciones reportadas fueron 960 mg/Kg. y 1700 mg/Kg. Se consideramos estos antecedentes, teniendo en cuenta que forman parte del mismo sistema, los valores de fósforo total en sedimento de Laguna del Plata presentaron prácticamente la misma concentración que la menor reportada.

28) La eficacia de la inmovilización de fósforo en los sedimentos y la rapidez de los procesos que regeneran el fósforo del agua están relacionados con una serie de factores físicos, químicos, metabólicos y principalmente con la fracción predominante. La incorporación del fósforo al sedimento se hace principalmente a través de minerales con calcio, muy insolubles, o con hierro, que vuelven a descomponerse en condiciones reductoras y liberan fósforo más fácilmente. Las fracciones de el fósforo unido al hierro y el fósforo unido al calcio son las de mayor relevancia en cuanto su comportamiento ante los distintos escenarios que se pueden producir en el ecosistema.

La muestra de sedimento analizada presentó como característica que la fracción mayoritaria fue la unida al calcio con una concentración de 0,351 mg/g de sedimento. Este valor resultó ser un poco más del doble de la concentración de la fracción de fósforo unido al hierro (0,167 mg/g). El fósforo que se encuentra unido al calcio, es sabido que, es susceptible de ser

liberado cuando el pH del agua sobrenadante se encuentra en valores inferiores a 4. Esta situación es prácticamente imposible que se de en el ecosistema debido a la gran capacidad amortiguadora (buffer) que posee el agua en si misma en ese intervalo de pH. Además, el pH registrado durante todo el monitoreo de la laguna osciló entre 8,5 y 9,7 con una mediana de 8,7. Como conclusión es muy poco probable que se libere cantidades considerables de fósforo desde los sedimentos.

29) Es conocido que mientras los aminoácidos, polipéptidos, restos de proteínas y ácidos nucleicos (compuestos que contienen nitrógeno en su composición) poseen alta afinidad por la superficie de partículas minerales, las especies más simples de nitrógeno, como el ión nitrato o el ión amonio, tienen más tendencia a pasar a la fase acuosa. El intercambio de nitrógeno entre los sedimentos y el agua varía también enormemente según la composición del sedimento.

Al cuantificar el contenido de nitrógeno total en el sedimento de la Laguna del Plata se obtuvo un valor de 0,20 %, correspondiendo a 2.000 mg/Kg. de sedimento. Aquí también los únicos antecedentes encontrados sobre nitrógeno total en sedimentos de lagunas saladas, fueron las mediciones realizadas en la laguna Mar Chiquita y los valores reportados fueron entre 0,18 y 0,60 %. Pudiéndose considerar que la concentración obtenida no difiere de los reportes anteriormente citados.

30) Se observó que el contenido de nitrógeno (2.000 mg/Kg.) fue considerablemente más elevado que el de fósforo (930 mg/Kg.), llegando a ser el doble.

Si se supone que el fósforo y el nitrógeno presente en los sedimentos proviene principalmente del fitoplancton que ha sedimentado y se ha degradado, la relación N/P debería ser de aproximadamente 7. Este valor es mayor al valor de 2 encontrado en el sedimento analizado. Sin embargo, las especies simples producto de degradación del fitoplancton, como el ortofosfato poseen mucha más afinidad por la superficie de minerales presentes en el sedimento, que especies como el nitrato o amonio. Esta diferencia en afinidades podría contribuir a que la relación N/P sea menor a 7 en el sedimento estudiado.

31) Se recomienda realizar un estudio sistemático de los parámetros analizados en la presente tesis para, de este modo, obtener mayor información sobre el sistema estudiado. Resulta de gran importancia contar con toda la información posible debido a la jerarquía del sistema estudiado desde el punto de vista ambiental. Es primordial recordar que se trata de un sistema endorreico que sufre variaciones en su nivel en función de los aportes recibidos, los cuales dependen de las características climáticas (épocas de sequía o de altas precipitaciones). El mismo forma parte de una Reserva Natural, tanto a nivel Provincial como internacional (Sitio RAMSAR) albergando gran número de especies de alto valor.

8. BIBLIOGRAFÍA

Altieri M. y C. Nicholls (2000). Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental 4. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. ISBN 968-7913-04-X. UNESCO. 250 p.

Abarca Gutiérrez, M. R. V. (2005). La Limnología, una ciencia de síntesis: Conceptos y Breve historia de la Limnología .

Abril A., Baleani D. and Casado Murillo N. (2006). Effect of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pampas, Argentina. Agriculture ecosystems and Environment.

Aigars; J (2001) "Seasonal variations in phosphorus species in the surface sediments of the Gulf of Riga, Baltic Sea". Chemosphere, vol 45:827-834.

Agencia Córdoba Ambiente S.E. (1999). Análisis físico – químico de las aguas de la Laguna Mar Chiquita. Laboratorio de Suelos y Aguas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables. Córdoba, Argentina. (Inéd.).

Agencia Córdoba Ambiente S.E. (2004). Áreas Naturales Protegidas, Ediciones del Copista, 122 pp

Alexander, D. E. (1999). Encyclopedia of Environmental Science. Springer.

APHA, AWWA (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17° Edición.

Avena, M.J., De Pauli, C.P. (2003) "Effect of structural charges on proton adsorption at clay surfaces" en Geochemical and Hydrological Reactivity of Heavy Metals in Soils (Selim, H.M. y Kingery, W.L., Eds). Lewis Pub.,CRC, Boca Raton, Cap 4, 79 – 112.

Avena, M.J y Koopal, L.K. (1998) “Desorption of humic acids an iron oxide surface”. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 2572 –2577.

AWWA (1987).Current Methodology for the control of algae in surface reservoirs *Am. Water Works Assn. Res. Found.*, Denver.

Bertoldi de Pomar, H. (1953). Contribución al conocimiento del origen de la laguna Mar Chiquita de la Provincia de Córdoba. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba.

Beyruth, Z. (1993). Fitoplancton em lagos do Parque Ecológico do Tiete, Sao Paulo, 1986-1987. *Estudo para reabilitação. Dae* 170:5-10

Bistoni M.; Hued A.; Videla M. y Sagretti L. (1999) Efecto de la calidad del agua sobre las comunidades ícticas de la región central de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 325 – 335.

Boers, P, Wisselo, A., Chappenberg, T. (1991) Distribution and formas of phosphorus in the sediments of the Loosdrecht Lakes. *Veh. Int. Limnol.* 22:842-847

Boström, B., Janson, M. and Forsberg, C. (1982) Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 18, 5-59

Boström, B. (1982). “Recycling of nutrients from lake sediments”. *Acta Universitatis Uppsaliensis* 659, 3-25.

Bricaud, A., M. Babin, A. Morel y H. Claustre, (1995). Variability in the chlorophyll- specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterisation. *Journal of Geophysical Research*, 100(C7):13321-13332.

Bucher, E. (2006) Bañados del Río Dulce y Laguna Mar Chiquita, Córdoba, Argentina. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, Republica Argentina. 342 pp

Bucher, E. (2009) Managing SALT Lakes in the Neotropics: Challenges and Alternatives. The Case of Mar Chiquita, Argentina. *Saline Lakes*

Around the World: Unique Systems with Unique Values. Natural Resources and Environmental Issues, Vol XV.

CADNE Ed. (1977) La Laguna de Mar Chiquita. Recopilación y evaluación de los conocimientos del área de la Laguna Mar Chiquita. Comisión de Apoyo al Desarrollo del Noreste de la Provincia de Córdoba. Córdoba, Argentina. 31 pp + 14 anexos.

CADNE (Ed.), (1982). Laguna de Mar Chiquita (Mar de Ansenusa). Recopilación y evaluación de los conocimientos existentes sobre factores físicos y biológicos del área (2ª Aproximación). Banco de la Provincia de Córdoba, Córdoba, Argentina.

Canziani O., Díaz S., Calvo E., Campos M., Carcavallo R., Cerri C., Gay - García C., Mata L. y A. Saizar (2000). The Regional Impacts of Climate Change: An Assessment of Vulnerability. Capítulo 6: America Latina. OMM-PMUNA. 45p.

Capitanelli, R.G.(1979). Clima. En: Geografía física de la provincia de Córdoba (Eds Vazquez J.B., Miatello, R.A. y Roqué, M.E.) pp 45 – 138. Editorial Boldt, Córdoba.

Carpenter,S.; Chair N.F.; Caraco, D.L.; Connell, R.W.; Howarth, A.N.; Sharpley, A.N. and Smith V.H. (eds.) (1998) Contaminación no puntual de aguas superficiales con fósforo y nitrógeno. Tópicos en Ecología 3. Ecological Society of America

CARMOUZE, J. P. (1994). O metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Editora Edgar Blücher Ltda-Fapesp. São Paulo-SP.

Casado, S., (1992). El Laboratorio de Hidrobiología de Valencia y la historia de la Limnología en España. Quercus, v. noviembre: 24-34. Cole, G.A. 1983. Textbook of Limnology. Mosby Co.

Castañeda L., O. y F. Contreras E.(1993) Baja California Norte y Sur. Serie "bibliografía comentada sobre ecosistemas costeros mexicanos". CONABIO-UAMI-CDELM 489 P. Volumen I.

Castañeda L., O. y F. Contreras E., (1994a) Litoral del Pacífico Serie "bibliografía comentada sobre ecosistemas costeros mexicanos". CONABIO-UAMI-CDELM. 496 p. Volumen II.

Castañeda L., O. y F. Contreras E. (1994b) Golfo de México I (De Tamaulipas a Veracruz). Serie "Bibliografía comentada sobre ecosistemas costeros mexicanos". CONABIO-UAMI-CDELM. 615 p Volumen III.

CEPIS (1994). Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente Manual de evaluación y manejo de sustancia tóxica en aguas superficiales.

CEPIS (2001). Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales Programa Regional CEPIS/HPE/OPS 1981-1990. Versión actualizada, enero 2001

Chapman, D. (1992). Water Quality assessments. Chapman and Hall. London.

Chapra, (1997). Surface Water Quality Modelling. McGraw-Hill

Chau, K.W. y H.S. Jin, (1998). Eutrophication model for a coastal Bay in Hong Kong. Journal of Environmental Engineering, 124(7):628-638.

Claustre, H., P. Kerhervé, J.-C. Marty y L. Prieur, (1994). Phytoplankton photoadaptation related to some frontal physical processes. Journal of Marine Systems, 5:251-265.

COHIFE Principios Rectores de la Política Hídrica de la Republica Argentina, Fundamentos del Acuerdo Federal del Agua.

ConCiencia (2007) Grupo Editorial Norma,

Colombo, R. L. P.(1977) The constline In: R. S. K. Bames (Ed.) Lagoons. Wiley Interscience. New York 63-81

Constanza, R. R., D'Arge, R., De Groot, R.; Farber, S., Grasso, M., Hannon, B.L., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., and Van Den Belt, M., (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387: 253-260

Cooke, G. D.; Welch, E.B.; Peterson, S.A. and Newroth, P.R. (1986). Lake and Reservoir Restoration, Butterworths, Boston, USA.

Cooke, G. D. and Carlson, R.E. (1989) Reservoir Management for Water Quality and THM Precursor Control, AWWA Research Fundation and American Water Workds Association, 387 pp

Correll, D.(1998) "The role of phosphorus in the eutrofication of receiving waters: A review". J. Environm. Quality MAR- APR; 27 (2): 261-266.

Cossavella, A. (2003)"Influencia de efectos antrópicos y naturales en el proceso de eutroficación de las aguas del embalse Los Molinos I" Tesis de Maestría. Maestría en Ingeniería Ambiental, UTN, Cba, RA.

Davies, B.R., M.C. Thoms, K.F. Walker, J.H.O'Keeffe, J.A.Gore. (1994). Drylands rivers: Their ecology, conservation and managment, in: The river handbook. P. Callow and G.E.Petts (eds.). pp: 484-511. Oxford. Blackwell.

Dean, W.E. (1974) "Determination of carbonate and organic matter in calcareus sediments and sedimentary rock by loss on ignition: comparison with other methods". J. Sed. Petrology, 44:242-248.

De BILLERBERCK, M.A. (1978). Comentarios sobre aspectos Microbiológicos de los "Estudios Hidrobiológicos de la Mar Chiquita", de Hans Seckt. en: Laguna de Mar Chiquita (Mar de Ansenúza): recopilación y evaluación de los conocimientos existentes sobre factores físicos y biológicos del area (2a aproximación), anexo 10: 7 pp. C.A.D.N.E. (ed), Cordoba.

Del Castillo, L. (2007) La gestión del agua en Argentina. Ciudad Argentina Editorial de Ciencia y Cultura 420 pp

Díaz ,P; Guerrero,M.C.; Alcorlo,P.; Baltanás, A.; Florín, M. and Montes, C. (1998). Anthorpogenic perturbations to the trophic structure in a permanent hypersaline shallow lake: La Salada de Chiprana (north – eastern Spain). Internacional Jornal of Salt Lake Research, 7:187-210

Di Giacomo, A.S. (2005) (ed) Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la

biodiversidad. Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.

DOCE 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. D.O.C.E. L327 de 22.12.00. 69 pp.

Dodds, W.K., (2002). Freshwater Ecology. Concepts and environmental applications. Academic press. San Diego. Pp. 569.

Doering, A (1907). La formación pampaèenne de Córdoba. Revista del Museo de La Plata, 14172 – 190.

Doremus, C. M., S. W. Nixon, P. F. Roques y S. K. Seitzinger (1980) Primary productivity in the sea. Environmental Science Research, Nitrogen limitation in the ocean versus phosphorus limitation in lakes: An analysis of possible regulatory mechanisms Poster 8. Plenum Press. In: P. G. Falkowski (Ed.). Vol. 19

Dorioz, J.M., Pelletier, J.P. and Benoit, P. (1998) “Physico – Chemical properties and bioavailability of particulate phosphorus of various origin in a watershed of Lake Geneva (France)”. Wat. Res. Vol. 32,Nº 2, pp 275-286.

Dunst, R.C.; Born, S.M.; Uttomark, P.D.; Smith, S.A., Nichols, S.A.; Peterson, J.O., Knauer, d.R.; Serns, S. L.; Wintr, D.R. and Wirth, T.L. (1974) Survey of lake rehabilitation techniques and experiences, Technical Bulletin 75. Departament of Natural Resources, Madison, WI. USA

Durigneux, J. (1978). Composición de las aguas y barros de la laguna Mar Chiquita en la provincial de Córdoba. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, Argentina. Miscelanea Nº 59.

Edmondson, W.T., (1994).What is Limnology? In: Margalef, R. Limnology Now: A paradigm of Planetary Problems. Elsevier. New York. pp: 547-553.

Engle, D.L. and Sarnelle, O. (1990). “Algal use of sedimentary phosphorus from an Amazon floodplain lake: Implications for total phosphorus analysis in turbid waters”. Limnol. Oceanogr., 35, 483-490.

Flemer, D.A., (1969). Chlorophyll analysis as a method of evaluating the standing crop phytoplankton and primary productivity. *Chesapeake Science*, 10(3-4):301-306.

Fong P, Sedler Jb, Donoboe Rm (1993) Nitrogen versus phosphorus limitation of algal biomass in shallow coastal lagoons. *Limnol and Oceanog* 38:900-923

Fossard, E., Brossard, M., Hedley, M.J. and Methere, A. (1995) "Reactions Controlling the Cycling of P in Soils" .*Phosphorus in the Environment* , Cap 7 Edited by H. Tiessen

Frank, H. (1915) Contribución al conocimiento de las Salinas Grandes y la Mar Chiquita de la provincial de Córdoba. *Revista Centro de estudiantes de Ingeniería*, 3 (15): 91 – 107

Fredrickson, A .G. & Stephanopoulos (1981). Microbial competition. *Science* 213:972-979.

Frenguelli, J. y De Aparicio, F. (1932). Excursión a la Laguna de Mar Chiquita (Provincia de Córdoba). *Publicaciones del Museo Antropológico y Etnográfico de la Facultad de Filosofía y Letras. Universidad de Buenos Aires. Serie A*, 2:121 – 147.

Froelich, P.N., Arthur, M.A., Burnet, W.C., Deakin, M., Henley, V., Jahnke, R., Kaul, L., Kim, K.H.; Roe, K., Soutar, A., Athakanon, C. (1988) "Early diagenesis of organic matter in Peru continental margin sediments: phosphorite precipitation". *Mar.Geol.* 80, 309-343.

Galmarini, A.G. y Raffo del Campo, J.M. (1964). Rasgos fundamentales que caracterizan el clima de la región chaqueña. *Consejo Nacional de Desarrollo, Buenos Aires, Argentina.*

Gaiero, D.M. (1995) Dinámica hidrogeoquímica de un sistema alterado, el Río Suquía, Córdoba, Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, 207 pp.

Gaeiro D. M., Depertris P.J., and Kempe S. (1997) Spatial and temporal variability of total non-residual heavy metals content in stream

sediments from the Primero (Suquía) River System, Córdoba, Argentina, Water, air and soil pollution, 93: 303.

Gasith, A., V.H.Resh. (1999). Stream in mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 30:51-81.

GESAMP (1936) (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/AIEA/UN/UNEP-Joint Group of Experts on the Scientific Aspects on Marine Environmental Protection), 2001. Protecting the Oceans from Land-based Activities GESAMP Reports and Studies (71): p.162 _1993, Anthropogenic Influences on Sediment Discharge to the Coastal Zone and Environmental. Consequences, GESAMP Reports and Studies (52).

Gibson, C.E. (1997). "The dynamics of phosphorus in freshwater and marine environments" CAB INTERNATIONAL. Phosphorus loss from soil. Eds. H Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookers and A.E. Johnston.pp 467.

Giese, R.F. y Van Oss, C.J. (2002)"Colloid and Surface properties of Clays and Related Minerals". Surfactant Science Series, Vol 105. Marcel Dekker, N York

Giovanardi, G. y E. Tromellini (1992) Marine coastal eutrophication Interrelationships between phytoplankton biomass and nutrients in the eutrophic areas of the north-western Adriatic Sea Elsevier Sci. Pub. In: R. A. Vollenweider, R. Marchetti y R. Viviani (Ed.) 211-234

Goldman, R. C. (1974) Primary productivity in aquatic environments GOLDMAN, R. C. (Ed.), University of California Press. 464

Golterman, H.L., Bakels, C.C. and Jacobs-Möglin, J. (1969). "Availability of mud phosphates for the growth of algae." *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 17, 467-479.

Golterman, H.L. (1984). "Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater." *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 23-59.

Golterman, H.L. (1996): Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia*, 335, 87-95

Golterman, H., (2001) "Phosphate release from anoxic sediments or What did Mortmer really write?" *Hydrobiología* 450: 99 – 106.

Gonzalez Bernaldez, F., Herrera, P., Levassor, C., Peco, B., Sastre, A., (1987). Las aguas subterráneas en el paisaje. *Investigación y Ciencia*, 127: 8-17

González, E., (1989). Producción primaria del fitoplancton y caracterización fisicoquímica de las aguas del Cayo Dos Mosquises, Los Roques, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 28(1-2):35-45.

Granados Barba A.; Solís Weiss V. y Bernal Ramírez R. Eds. (2002) Métodos de muestreo en la investigación oceanográfica. Postgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM – 448 pp

Grande, N., P. Arrojo, J. Martinez, (Eds.), (2001). Una cita europea con la nueva cultura del agua: La directiva Marco. Perspectivas en Portugal y España. Junta de Andalucía; Junta Comunidades Castilla-La Mancha; Fundación Calouste Gulbenkian; Universidad de Zaragoza; Instituto Fernando el Católico. Zaragoza.

Griebler, C., D.L.Danielopol, J. Gibert, H.P. Nachtnebel, J. Notenboom (Eds.), (2001). Groundwater ecology. A tool for management of water resources. European Communities. Luxemburgo. Pp. 413.

Grobbelaar, J.U. (1983). "Availability to algae of N and P adsorbed on suspended solids in turbid waters of the Amazon River". *Arch. Hydrobiol.*, 96, 302-316.

Grobbelaar, J.U. (1985). Phytoplankton productivity in turbid waters. *J. Plankt. Res.*, 7, 653-663.

Grobler, D.C. and Davies, E. (1979). "The availability of sediment phosphate to algae". *Water S.A.*, 5, 114-122

Grumbkow, J.B.(1890). Exploración de Mar Chiquita. *Boletín Instituto Geográfico Argentino*, II (4-5-6): 113 - 115

Gulati, R.D. (2002). "Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state – of – the – art review". *Hydrobiologia*, 478: 73 – 106.

Hammer, U.T. (1986). Saline lake ecosystems of the world. Dr. W Junk Publisher, Boston

Hakanson, L. and Jansson, M. (1983). Principles of lake Sedimentology. Springer, Berlin, 316 pp.

Hakanson, L; Bryhn, A.C; Blenckner, T. (2007) Operational effect variables and functional ecosystem classification- a Review on empirical models for aquatic systems along a salinity gradient. *International Rev. Hydrobiologia*, 92:3, 326 – 357.

Hillman, G. (2003) Análisis y simulación hidrológica del sistema de Mar Chiquita. Tesis de Maestría en Ciencias de la Ingeniería. Universidad Nacional de Córdoba.

Hillman G., Rodríguez A., Pagot, M., Menajovsky Barbiero S., Bernasconi I. Y Caamaño Nelli G., (2000): "Funciones Geométricas y de Salinidad de la Laguna de Mar Chiquita, Córdoba, República Argentina. XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica – Córdoba, 2000.

Hecky RE and Kilham P (1988) Nutrient limitation of phytoplacton on freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. and oceanograf* 33: 769-822

Henry, J.G and Heinke, G.W. (1996). Ingeniería Ambiental. Prentice Hall, 778 pp

Herut, B., G. Tibor, Y.Z. Yacobi y N. Kress, (1999). Synoptic measurements of chlorophyll a and suspended particulate matter in a transitional zone from polluted to clean seawater utilizing airborne remote sensing and ground measurements, Haifa Bay (SE Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 38(9):762-772.

Hiemstra, T. And Van Riemsdijk; W.H. (1996) "A surface structural approach to ion adsorption: The charge distribution (CD) model". *J. Colloid Interface Sci.* 179, 488 – 508

Howarth, R. W. (1988). Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19: 89–110

Hutchinson, G.E., (1967). A Treatise on Limnology. Volume II. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. Wiley. New York. Pp. 1115.

Hutchinson, G.E., (1975). A Treatise on Limnology. Volume I, Part 1. Geography and Physics of Lakes. Wiley. New York. Pp. 540.

Hutchinson, G.E., (1975). A Treatise on Limnology. Volume II, Part 2. Chemistry of Lakes. Wiley. New York. Pp. 1015.

Hutchinson, G.E., (1975). A treatise on Limnology. Volume 3. Limnological Botany. Wiley. New York. Pp. 660.

Hynes, H.B.N. (1970). The Ecology of running waters. Liverpool: University Press.

IETC (2001). International Environmental Technology Center. "Planificación y Manejo de Lagos y Embalses: Una Visión Integral de la Eutroficación" Serie de Publicaciones Técnicas [11s], PNUMA, Osaka/Siga ,366 pp

ILEC (1989) International Lake Environment Committee Foundation. Directrices para la Gestión de Lagos, Vol. 1, Principios Generales Sobre Gestión de Lagos, 175 pp

ILEC (1995). International Lake Environment Committee Foundation Lake Biwa and it's Environment.

INA (2004) -Instituto Nacional del Agua – Centro de la Región semiárida (INA - CIRSA) "Capacidad de Autodepuración y Comportamiento de Contaminantes Conservativos en el Río Suquía.

Insa C. M. (2000) Recopilación bibliográfica y análisis de los principales parámetros de la calidad del agua en la Laguna Mar Chiquita, Córdoba, Argentina. Informe de beca del Programa Internacional PROMOE, entre Escuela Politécnica Superior de Gandía de la

Universidad Politécnica de Valencia (España) y FCEF y N, de la Universidad Nacional de Córdoba

IPCC (2000). Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Documento Resumen para Responsable de Políticas. Escenarios de emisiones. Informe especial del Grupo de Trabajo III. ISBN: 92-9169-413-4. 27 p. OMM- PNUMA

IRAM N° 29012 - 4, (1997). Calidad del medio ambiente, Calidad del agua, Muestreo. Parte 4: Directivas para el muestreo de aguas de lagos naturales y artificiales.

Irigoien X. y J. Castel, (1997). Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary - The Gironde (SW France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 44(4):507-517.

ISO, 5667/1 (1980) Water quality – Sampling Part 1: Guidance on the design of sampling programmes. International Standard, International Organization for Standardization.

Jackson, M.L. (1982). Análisis Químico de Suelos. Cuarta edición. Editorial Omega, Barcelona. pp 660

Jeppersen, E (1998) The structuring role of submerged macrophytes in lakes. *Nature*. 423 pp

Justic, D., N.N. Rabalais, R.E. Turner Y Q. Dortch, (1995). Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 40(4), 339-356.

Kiely, G. (1999) Ingeniería Ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. Mc Graw Hil. Pp 1331

Kalff, J., (2002). Limnology. Prentice Hall. New Jersey (USA). pp. 592.

Kanter, H. (1935) La Cuenca cerrada de la Mar Chiquita en el norte de Argentina. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina)*, 32:285 – 322.

Kerekes, J. (1982) Canadian Water Resources Journal The application of phosphorus load-trophic response relationships to reservoirs. 349-354 7 (1)

Kerekes, J. Proc. N. S. (1983) Inst. Sci. Predicting trophic response to phosphorus addition in a Cape Breton Island Lake. 7-18 33

Kilham, S., P. Kilham. (1990). Tropical Limnology: Do African lakes violate the first law of Limnology?. Verh. Internat. Verein. Limnol. 68-72.

Klapper, H. (1991). Control eutrophication in inland waters. Ellis Horwood Limited. England. 299 pp.

Köhling D.M.e Iriondo, M. (1999). Upper Quaternary paleoclimates of the Mar Chiquita area, North Pampa, Argentina. Quaternary International, 57/58: 149 – 163.

Kramer A. R, Choudhury K. y E. Kampa, (2001). Protecting Water Resources: Pollution Prevention, Thematic Background Paper – International Conference on Freshwater Bonn 2001, Secretariat of the International Conference on Freshwater Bonn 2001 (Ed) Bonn, 2001,

Krenkel, P.A and Novotny, V, (1980). Water Quality Management. Academic Press, Inc. pp 657

Ku, W. (1978) "Factors affecting phosphate adsorption equilibria in lake sediments". Water Research 1978; vol 12 : 1069 – 1074

Li, Y.Q. y T.J. Smayda, (1998). Temporal variability of chlorophyll in Narragansett Bay, 1973-1990. ICES Journal of Marine Science, 55(4):661-667.

Lickens, G. E (1972) Limnol. Oceanogr. Pub. Esp. Nutrients and eutrophication LICKENS, G. E. (Ed.), 378 p 1

Lopretto, E. y G. Tell (1995) "Ecosistemas de Aguas continentales, Metodologías para su Estudio ", Tomo I,II y III , Ed. Sur, Argentina

Maine, M.A., Hammerly, J.A., Leguizamón, M.S., Pizarro, M.J.(1992). "Influence of the pH and redox potential on phosphate activity in the Parana Medio system". Hydrobiologia, 228:83-90

Maine, M., Panigatti, M., Lager, S. y Pizarro, M. (1998). "Efecto del pH en la liberación de fósforo del sedimento del Paraná Medio". Información Tecnológica Vol 9, Nº 2: 43 – 48.

Maine, M., Suñe, N, Lager, S y Pizarro, M, (1998) "Factores que afectan la liberación de fósforo del Sedimento del Paraná Medio" Información tecnológica" CIT, Chile, Vol 9 Nº 6,: 17- 22.

Manning, B and Goldberg, S. (1996) "Modeling competitive adsorption of arsenate with phosphate and molybdate on oxide minerals". Soil Sci. Soc. Am. J. 60, 121 - 131

Marín Galván, R. (2003) Físicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas. Ediciones Díaz de Santos SA, Madrid, pp 311.

Martens, C. S. (1982) Oceanologica Acta. Biogeochemistry of organic-rich coastal lagoon sediment. 161-168 Vol. Special

Martínez, D.E. (1991) Caracterización Geoquímica de las Aguas de la Laguna Mar Chiquita, Prov. de Córdoba, Tesis Doctoral, UNC.

Martínez, D.E., Gómez Peral, M.A. y Maggíu, J. (1994). Caracterización Geoquímica y Sedimentológica de los fangos de la Laguna Mar Chiquita, provincia de Córdoba: Aplicación del análisis Multivariante. Revista de la Asociación Geológica Argentina, 49: 26 – 38

Martínez, D.E. (1995). Changes in the ionic composition of saline Lake, Mar Chiquita, Province of Córdoba, Argentina. International Journal of Salt Lake Research 4: 25 -44.

Marcano, J. (2002). Elementos de Ecología, Educación Ambiental, 250 p

Margalef, R. (1983) Limnología, Ed. Omega, España

Margalef, R. (1974). Ecología. Omega. Barcelona. 900 pp

Mayer, T., Ptacek, C. y Zanini, L. (1999). "Sediments as a source of nutrients to hypereutrophic marshes of Point Pelee, Ontario, Canada". *Wat. Res.* 33, 1460 - 1470

Mihnea P. E. (1992) Marine coastal eutrophication. Conventional methods applied in pollution control of the Romanian coastal waters of the Black Sea. In: R. A. Vollenweider, R. Marchetti y R. Viviani (Eds.) Elsevier Sci. Pub., pp. 1165-1178

Mitsch, W.J. and Gosselink, J.G. (1993). *Wetlands*. Segunda ed. John Wiley and Sons, Inc, New York (US)

Montes, C., Antúnez, J.R., (1999). Un planeta llamado agua. In: Novo, M. (Coord.). *Los desafíos ambientales. Reflexiones y propuestas para un futuro sostenible*. Editorial Universitas, S.A. Madrid. pp: 93-140.

Moore, L. and Thornton, K. eds (1988) *Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual*. EPA 440/5-88-002

Moreno, D (2011) Director Fundación Vida Silvestre Argentina revista Rumbos, Comercializadora de Medios del Interior SA.

Murphy, J. And Riley, J. (1962) "A modified single solution method for the detemination of phosphate in natural waters" *Anal. Chim. Acta* 1962; 27:31-36

NAQUADAT 1550. (1979) "Analytical Water Manual", Ottawa, Canada

NAUMANN, E. (1930). Einführung in die Bodenkunde der Seen. Die Binnengewässer IX. E. Schweizerbart, Stuttgart. Págs. 129-138 en: Esteves, F. 1983. Levels of phosphate, calcium, magnesium and organic matter in the sediments of some brazilian reservoirs and implications for the metabolism of the ecoystems. *Archiv für Hydrobiologie* 96.

Nixon, W. S (1988). *Limnol. Oceanogr.* Physical energy inputs and the comparative ecology of lake and marine ecosystems. 1005-1025 33 (4, part 2)

Norde, W. (1996) "Adsorption of proteins from solution at the solid – liquid interface". *Adv. Colloid Interface Sci.* 25, 267 - 340

Odum, E.P. (1972). *Ecología*. Interamericana. México.

OECD (1982). *Eutrophication of water Monitoring, assesment and control* OECD Paris. 154 pp.

Ongley, E. (1997) "Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos" (Estudio FAO Riego y Drenaje –55).

Pagot, M., (1999). *Análisis y Simulación Hidrológica del Sistema Bañados del río Dulce*. FCEfYN, UNC. Córdoba, Argentina. Tesis de Grado.

Parsons, T.R., Harrison, P.J. and Waters, R. (1977): An experimental simulation of changes in diatom and flagellate blooms. *Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 32, 285-294

Piovano, E.L. y Ariztegui, D. (2002), Los cambios ambientales en la laguna Mar Chiquita durante los últimos 300 años. IX Reunión Argentina de Sedimentología, 2002:2

Piovano, E. L., Ariztegui, D. and Damatto, S. (2002). Recent environmental changes in Laguna Mar Chiquita (central Argentina): a sedimentary model for a highly variable saline lake. *Sedimentogy* 49.

Piovano, E. L., Ariztegui, D, (2003) Hydrological balance reconstruction beyond instrumental data in subtropical South America: Laguna Mar Chiquita, central Argentina. *Science highlights. Past Global Changes*. http://www.pages.unibe.ch/shighlighthht/archive03/piovano_ariztegui.html.

Piovano, E. L., Ariztegui, D, Bernasconi, S. M. and Mckenzie, J.A (2004) The isotopical record of hydrological changes in subtropical Laguna Mar Chiquita (Argentina) over the last 230 years. *The Holocene*, 14: 535 - 535

Piovano, E. L., Ariztegui, D, Sylvestre, F., Bernasconi, S. M. and Hajdas, I. (2005) Limnogeological reconstruction of climatic changes in the Routh

American extratropics since the Last Glacial Maximun. XVI Congreso Geológico Argentino, Simposio del Cuaternario, Actas, pp6

Piovano, E. L. Villalba R, and LeRoy S. (2006) Holocene environmental catastrophes in South America: From the Low-lands to the Andes. *Quaternary International*, 158: 1 – 3.

Pourriot, R.; M. Meybeck. (1995). *Limnologie Générale*. Masson. Paris.

Rabalais, N.N. (2002). Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, 31: 102 - 112.

Reati, G.J., Florin, M., Fernadez, G.J. Y Montes, C., (1997). "The Laguna de Mar Chiquita (Córdoba, Argentina): a little know, secularly fluctuating, saline lake". *International Journal of Lake Research*, Vol. 5.

Redfield, A.C. (1934) "On The Proportions of Organic Derivations in Sea Water. James Johnstone Memorial Volume, Liverpool University Press, Liverpool. 176-192

Redfield, A. C. (1958) *Am. Sci.* The biological control of chemical factórs in the environment. 206-221 46

Redfield, A. C., B. H. Ketchum y F. A. Richards (1963) The sea The influence of organisms on the composition of seawater In: M. N. Hill (Ed.) *Wiley-Interscience*. 26-77 2

Reid, G.K. y Wood, R.D. (1976). *Ecology of inland waters and estuaries*. Second Edition. D Van Nostrand Company. P 462.

Relyea, R.A. (2005 a). The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications*, 15: 618 - 627.

Relyea, R.A. (2005 b). The lethal impact of Roundap on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications*, 15: 1118 – 1124.

Resh, V.H., N.G.Kobzina, (2003). A perspective on the key citations in freshwater benthic science, and the studies that influenced them. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 22: 341-351.

Rheinheimer, G. (1987) "Microbiología de las Aguas". Ed. Acribia, 299 pp

Rinaldi A., G. Montanari, A. Ghetti., C.R. Ferrari y A. Ferrari (1992) Marine coastal eutrophication. Eutrophy and dystrophy in the Goro lagoon. In: R. A. Vollenweider, R. Marchetti y R. Viviani (Eds.) Elsevier Sci. Pub., pp 457-470

RockWare (2010) Earth Science and GIS Software. USA

Rodríguez, M.I., (2003) "Modelado de la Calidad del Agua del Embalse San Roque". Tesis de Maestría GADU, FAUD, UNC, Córdoba, RA.

Roqué M., Cossavella A, Oroná C, Bazán R, Oviedo Zabala S, Hunziker M.L., Monarde F, Depiante P., Negretti C., Brito R., Bessone F, Giovine L., Senn H., Rodríguez, A. (2007) Programa de monitoreo del Río Primero (Suquía) XXI Congreso Nacional del Agua (CONAGUA). Tucuman, Argentina.

Ryding, S. y Rast, W. (1992) "El Control de la Eutrofización en Lagos y Pantanos", Ediciones Pirámide, España 375 pp.

Riley, J.P. y Chester, R., (1971). Introduction to marine chemistry. Academic Press, London.

Sakshaug, E., A. Bricaud, Y. Dandonneau, P.G. Falkowski, D.D. Kiefer, L. Legendre,

A. Morel, J. Parslow y M. Takahashi, (1997). Parameters of photosynthesis: Definitions, theory and interpretation of results. Journal of Plankton Research, 19(11):1637-1670.

Sattler, F.J. (2003) "Caracterización mineralógica y textural de los sedimentos de los embalses San Roque y Los Molinos (Córdoba, Argentina): Su significado ambiental y la relación con sus áreas de aporte". Tesis de Grado. Departamento de Geología básica. Escuela de Geología. UNC

Schindler, D.W. (1974). "Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lakes management". Science, 184, 897-99.

SeCyT (Secretaría de Ciencia y Tecnología)- UNC (2011). Radiografía ambiental del Río Suquía. Área de Comunicaciones, SeCyT - UNC

Selig, U. and Schlunbaum, G. (2002). "Longitudinal patterns of phosphorus and phosphorus binding in sediment of a lowland lake – river system" *Hydrobiologia*, 472: 67 – 76.

Selig, U. (2003). "Particle size – related phosphate binding and P- release at the sediment – water interface in a shallow German lake". *Hydrobiologia*, 492 (1-3): 107 –118.

Shiah, F.K., Kao, S.J., Gong, G.C., Liu, K.K., (1996). Spatial variability of phytoplankton production and the implications of its controlling mechanisms in the coastal zone near the river mouth of the Lanyang Hsi. *Botanical Bulletin of Academia Sinica*, 37,9-15.

Smith, V. H. (1983). Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669–671.

Smith, V. H. (1984). Phosphorus vs. nitrogen limitation in the marine environment. *Limnol. Oceanogr.* 29: 1149–1160.

Smith VH, GD Tilman & JC Nekola (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution* (100).

Smith, V.H., (2006). Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology Oceanogr.* 51(2), 377-384.

Snedaker, S. C. y M. S. Brown, CRC (1982). Handbook on biosolar resources. Primary productivity of mangroves. In: C. Black y A. Mitsui (Eds.) CRS Press, pp. 477-485 Vol. 1

Snoeyink, V.L. and Jenkins, D., (1987). "Química del Agua". Edit. Limusa. 508 pp

Song, Y. y Muller, G. (1999) "Sediment –water interactions in anoxic freshwater sediments. Mobility of heavy metals and nutrients". Springer, Berlin.

Sonzogny, W.C.; Jonteith, T.J.; Gock, W.N. & Hugues, V.G. (1978). United States Great Lakes tributary loadings. U.S. EPA y U.S. Task D. Committee.

Soto, Y., M. Bianchi, J. Martínez y J. Vives-Rego, (1993). Seasonal evolution of microplanktonic communities in the estuarine front ecosystem of the Rhone river plume (North-western Mediterranean Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 37:1-13.

Straskraba, M.; Tundisi, J.G. (1999) Reservoir Water Quality Management, ILEC, Japan.

Swackhamer, D.L.; Paerl, H.W.; Eisenreich, S.J.; Hurley, J. and Hornbuckle, K.C. (2004). Impacts of atmospheric pollution on aquatic ecosystems. *Issues in Ecology* 12. Ecological Society of America.

Ting, D.S and Appan, A. (1996) "General Characteristics and Fractions of phosphorus in aquatic sediments of two tropical reservoirs". *Wat.Sci.Tech.* Vol.34,Nº7-8, pp 53-59

Thomann & Mueller (1987). Principles of surface water quality modeling and control. Harper & Row, 1987.

Tomas, E.A. (1971) Oligotrophierung des Zürichsees. *Vierteljahresschr. D. Naturforsch. Ges in Zürich* 116- 1971: 165 – 179

Uncles, R.J., A.E. Easton, M.L. Griffiths, C. Harris, R.J.M. Howland, I. Joint, R.S. King, A.W. Morris y D.H. Plummer, (1998). Concentrations of suspended chlorophyll in the tidal Yorkshire Ouse and Humber Estuary. *The Science of the Total Environment*, 210-211:367-375.

Universidad Nacional de Córdoba (1998) Valoración del Impacto Ambiental en la Región de Mar Chiquita y la Cuenca afectada por el Canal Federal, Informe Final al CFI, Cba. Argentina.

Vázquez, J. B.; R. A. Miatello; M. E. Roqué (1977) "Geografía Física de la Provincia de Córdoba". Ed. Boldt, Buenos Aires, Argentina (Copyright 1979 Banco de la Provincia de Córdoba)"

Verity, P.G., J.O. Blanton, J. Amft, C. Barans, D. Knott, B. Stender y E. Wenner, (1988). Influences of physical oceanographic processes on chlorophyll distributions in coastal and estuarine waters of the South Atlantic Bight. *Journal of Marine Research*, 56(3):681-711.

Viner, A.B. (1988). "Phosphorus on suspensoids from the Tongariro River (North Island, New Zealand) and its potential availability for algal growth". *Arch. Hydrobiol.*, 111, 481-489.

Vollenweider R. A (1969.). A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. VOLLENWEIDER R. A. (Ed.), IBP Handbook No. 12. 2da. ed. Blackwell Sci. Pub. Oxford. 213 p

Vollenweider, R. A. y J. Kerekes (1982) Eutrophication of waters, monitoring, assesment and control. Final report. OECD Coperative program on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD Paris 154 p

Vollenweider, R. A., R. Marchetti y R. Viviani (1992) Marine coastal eutrophication. (Eds.), Elsevier Sci. Pub. 1310p.

Vollenweider, R.A., Rinaldi, A., Viviani, R., Todini, Y.E., (1996). Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean sea. MAP Technical Reports Series no. 106. UNEP., Athens

Wallin, M. Hakanson, L and Persson, J.,(1992). Load models for nutrients in coastal areas, especially from fish farms (in Swedish with English summary) – Nordiska ministerradet, 502. Copenhagen, 207 pp

Wehr J. D. and Sheath R G. (2003) Freshwater Algae of North America Ecology and Classification (2003). Elsevier.
URL:<http://www.sciencedirect.com/science/book>. Edited by: John D. Wehr and Robert G. Sheath ISBN: 978-0-12-741550-5

Welch, E.B.. (1992). Ecological effect of wastewater. Applied limnology and pollutant effects. Cambridge University Press. 425 pp.

Wetzel, R.G. (1981) "Limnología". Ediciones Omega. Barcelona. 679 pp

Wetzel R.G. (2001). Limnology. Lake and river ecosystems. Academic Press. San Diego.

Williams, W.D. (1985). Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semiarid regions. *Hydrobiologia*, 125:85-110.

Williams, W.D. (1996) The largest, highest and lowest lakes of the world: Saline lakes. Peter Kilham Memorial lecture, Sao Paulo, 1995. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 61-79

Williams, W.D. (1998). Guidelines of Lake Management. Vol. 6: Management of inland saline water. ILEC- UNEP, pp 105

Williams, W.D. (2002) Environmental threats to salt lakes and likely status of inland saline ecosystems in 2025. *Environmental Conservation* 29 (2) 154 – 167. Foundation for Environmental Conservation

Winberg, G.G. (1963). The primary production of bodies water. U.S. Atomic Energy Commission Transl. Washington.

Wunderlin, D. A. et al. (1997) Programa de monitoreo del Río Primero (Suquía), Ciudad de Córdoba, Argentina, Universidad Nacional de Córdoba.

Wunderlin, D. A. and Pesce, S. (2000) "Use of Water Quality Indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Primero (Suquía) River, *Water Research*, vol. 34 N°11 pp 2915 -2926

Wunderlin, D. A., Díaz M P, Amé M V, Pesce S F, Hued A and Bistoni M A. (2000) "Pattern Recognition Techniques for the Evaluation of Spatial and Temporal Variations in Water Quality. A case Study: Suquía River Basin (Córdoba – Argentina)". *Water Research* Volume 35, Issue 12, August 2001, Pages 2881-2894

Zonneveld, C., (1998). A cell-based model for the chlorophyll a to carbon ratio in phytoplankton. *Ecological Modelling*, 113:55-70.