



**Universidad Nacional del Comahue  
Centro Regional Universitario Bariloche**

**ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD DE DEPURACIÓN DE  
LA REPRESA ING. ROGGERO, BUENOS AIRES  
(ARGENTINA)**

**Trabajo de Tesis para optar al Título de  
Doctora en Biología**

**Lic. Laura Natalia Rigacci**

**Director: Dr. Adonis Giorgi  
Codirector: Dr. Horacio Zagarese**

**Octubre 2019**

*A mi familia*

# Agradecimientos

---

Fue mucho el camino recorrido y son muchas las personas con las que me siento profundamente agradecida por haberme ayudado a transitarlo.

En primer lugar quiero agradecer al Dr. Adonis Giorgi, mi director y consejero, por ponerme en el camino de la biología, por su tiempo, su dedicación y por brindarme generosamente todos sus conocimientos, acompañándome en cada uno de los pasos de este trabajo de tesis. Al Dr. Horacio Zagarese, por co-dirigir este trabajo, por su visión crítica y objetiva, por sus correcciones certeras y sus palabras alentadoras. Gracias a los dos por confiar en mí.

Al PRODEA, por abrirme las puertas del laboratorio y permitirme trabajar sin restricciones. Especialmente gracias al Dr. Alfredo Salibián, quien dirigió el proyecto; a “las chicas” por la compañía en los largos días de trabajo de mesada, en particular a Martina Mastrángelo, Natalia Ossana y Patricia Castañé, quienes además colaboraron en los muestreos y determinaciones.

Al sector ecología, uno de mis hogares dentro de la UNLu. Gracias infinitas por permitirme dar mis primeros pasos, por enseñarme lo que está en los libros y también lo que no está escrito en ningún lado. Gracias a cada uno por el apoyo incondicional, por los almuerzos y las charlas de sobremesa.

Al PEPHON, por la silla y el microscopio, y por la paz del campo. Gracias por la paciencia y esas charlas que me ayudaron a entender el funcionamiento tan particular de la represa.

Al laboratorio de Química Analítica, por abrirme las puertas del laboratorio, atender pacientemente todas mis consultas y apoyarme en todo momento.

A la OPSD, por brindarnos apoyo logístico y participar activamente en los muestreos aportando equipamiento y personal.

Al personal del Parque Municipal “Los Robles” que nos permitió acceder a la represa e hizo posible la toma de muestras facilitándonos el uso del bote con motor. Quiero agradecer especialmente al jefe de guardaparques Ignacio Healion, quien siempre nos recibió en el Parque y facilitó la coordinación de los muestreos, y a Roberto Ferrer (alias Cacho) quien fue nuestro chofer náutico.

A los docentes de Meteorología agrícola de la UNLu por facilitarme la información de las variables meteorológicas utilizadas en esta tesis.

A Eduardo Zunino por su ayuda invaluable en el campo y el laboratorio.

A Martín da Silva y Renata Menéndez Helman, por su colaboración en los muestreos.

A Juan Pablo Vázquez, quien gentilmente llevó las muestras de sedimento a La Plata para analizar.

A Gabriela Campana, por su ayuda en el análisis de datos y en los momentos críticos, por sus sabios consejos y su infinita generosidad. A Carolina Vilches, por su gran ayuda en el campo y el laboratorio, y por su sabiduría, por sus consejos y enseñanzas. A Cecilia Hegoburu por su ayuda con el modelo del embalse y su paciencia. A Laura Messetta por enseñarme que por más duro que resulte el camino, siempre se puede seguir disfrutando. Gracias a todas por tanto.

A mi hermana Ivana, por ser mi amiga y protectora, por estar siempre y prestarme su oído y su hombro. A mi hermana Andrea, por alentarme siempre a seguir adelante.

A mis hermanas de la vida, Claudia, Fernanda, Florencia, Gisela, Verónica R., Verónica V. y Romina por ser incondicionales y mi red de contención. Gracias por dejarme ser todo lo ñoña que puedo ser.

A David, por ser mi compañero, por su apoyo, su confianza, sus abrazos y por su infinita paciencia. Gracias por las risas, las peñas y las tardes de música en vivo haciendo más liviana la escritura.

A la Universidad Nacional de Luján por brindarme el espacio de trabajo y los recursos necesarios para llevar adelante este trabajo. A la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica por financiar una gran parte de este trabajo a través del PICT 2007-00371. Al CONICET por otorgarme la beca PG II y permitirme finalizar el trabajo de campo.

# Resumen

---

Las represas son sistemas artificiales que representan una interrupción del cauce fluvial. Sin embargo, en ríos o arroyos impactados con materiales biodegradables, su presencia puede significar un aumento en la capacidad de autodepuración debido principalmente a un aumento en el tiempo de retención del agua. La represa Ing. Roggero está ubicada en la llanura pampeana, fue construida en la confluencia de los arroyos La Chozza, Durazno y La Horqueta, y su desembocadura da origen al río Reconquista, el cual es considerado el segundo río más contaminado de la Argentina. Si bien la construcción de la represa se debió principalmente al interés en controlar los desbordes que se producían en las cuencas baja y media del río Reconquista, la presencia de la misma puede cumplir una función importante en la retención y transformación de contaminantes que ingresan a través del arroyo La Chozza. El objetivo que se planteó en este trabajo fue determinar si el embalse cumple una función de autodepuración del sistema, para lo cual se estudiaron diferentes aspectos del mismo.

En primer lugar se estudió la calidad del agua de los arroyos que alimentan al embalse, del embalse propiamente dicho y del río Reconquista en dos puntos: en su nacimiento y 17 km aguas abajo, a la vez que se evaluó la ocurrencia de estratificación vertical en la represa. Los resultados obtenidos indican que el arroyo La Chozza ingresa con claros signos de contaminación por materia orgánica y nutrientes, mientras que los restantes afluentes al embalse poseen agua con características propias de arroyos de la llanura pampeana con bajo nivel de impacto antrópico. En el embalse se evidencia una mejoría en la calidad del agua, lo cual se ve favorecido por la constante mezcla vertical que se produce en el interior de la represa y que conduce a una falta de estratificación a lo largo del año. Gracias a la mejoría en las características físico-químicas producida en el embalse, el río Reconquista nace con una buena calidad del agua, aunque pocos kilómetros aguas abajo ya se detecta un severo desmejoramiento de la calidad ecológica del río.

En segundo término, se estudió la estructura de las comunidades de fitoplancton y perifiton a nivel de grandes grupos (Divisiones o Clases), así como algunos parámetros funcionales del perifiton. La estructura del fitoplancton de los diferentes sitios al nivel analizado no reflejó las diferencias halladas en la calidad del agua, mientras que el perifiton mostró diferencias únicamente en el arroyo Durazno, el cual presentó una mayor abundancia de diatomeas y un mayor grado de autotrofia que el resto de los sitios. Tanto las comunidades fitoplanctónicas como perifíticas mostraron un escaso nivel de desarrollo; los elevados niveles de nutrientes y turbidez inorgánica hallados en todos los sitios sugieren que las comunidades de productores primarios estarían limitadas por luz.

En tercer lugar se evaluó la capacidad de retención de la represa a través de la realización de balances entre las cargas de entrada y salida de materiales y nutrientes. Los resultados revelaron que el embalse funciona reteniendo sólidos disueltos, fósforo y nitrógeno inorgánicos, lo cual pone en evidencia la función depuradora del embalse. Además, se encontró que la represa exporta material particulado en suspensión de origen inorgánico, lo que representa un resultado inesperado.

Para ampliar la comprensión del funcionamiento del sistema se realizó un

modelo batimétrico a partir del cual se obtuvo información de la morfometría del embalse. Además, a partir de ese modelo y de datos meteorológicos, se aplicó un modelo predictivo del potencial de resuspensión de los sedimentos a causa del viento. Los resultados de la aplicación de este modelo indican que las olas generadas por el viento tienen el potencial de resuspender material del fondo. Por lo tanto, el material que es exportado desde la represa podría estar constituido principalmente por sedimentos del lecho del embalse.

Finalmente, se realizaron incubaciones de sedimento proveniente de los arroyos afluentes, del embalse y del nacimiento del río con la finalidad de evaluar el flujo de nutrientes entre el agua y el sedimento, y así determinar el rol de los sedimentos en la autodepuración del sistema. Los resultados mostraron que los sedimentos del embalse – a diferencia de lo que ocurre en los otros sitios estudiados– cumplen una función importante en el proceso de autodepuración ya que retienen tanto fósforo como nitrógeno inorgánico. El fósforo sería retenido principalmente a través de la precipitación, la co-precipitación y la adsorción a arcillas, y el nitrógeno a través del proceso de denitrificación.

Este trabajo demuestra que la represa Roggero contribuye significativamente a la autodepuración de la cuenca alta del río Reconquista, por lo que estaría prestando un importante servicio ecosistémico, contribuyendo a que en sus orígenes el río tenga un buen estado ecológico y un normal desarrollo de la vida acuática.

# Abstract

---

Dams are artificial systems that represent an interruption of the fluvial channel. However, in rivers or streams impacted with biodegradable materials, their presence may mean an increase in self-depuration capacity mainly due to an increase in water retention time. The Roggero dam is located in the Pampa Plain, it was built at the confluence of the La Choza, Durazno and La Horqueta streams, and its mouth gives origin to the Reconquista River, which is considered the second most polluted river in Argentina. Although the construction of the dam was mainly due to the interest in controlling the overflows that happened in the lower and middle basins of the Reconquista River, its presence can play an important role in the retention and transformation of pollutants that enter through La Choza stream. The aim of this work was to determine if the reservoir perform a function of self-depuration of the system; in order to achieve this goal, different aspects were studied.

Firstly, we studied the water quality of the streams that feed the reservoir, the reservoir itself, and the Reconquista River at two points: at its source and 17 km downstream. At the same time, the occurrence of vertical stratification was evaluated. The results indicate that the La Choza stream enters with clear signs of contamination by organic matter and nutrients, while the remaining tributaries to the reservoir have water with characteristics according to streams of the Pampa Plain with low anthropic impact. The reservoir shows an improvement in water quality, which is favored by the constant mixing that leads to a lack of stratification throughout the year. Thanks to the improvement in physical-chemical characteristics produced in the reservoir, the Reconquista River has good water quality in its origin, although a few kilometers downstream a severe deterioration of the ecological quality of the river is already detected.

Secondly, the structure of the phytoplankton and periphyton communities at the level of large groups (Phylum or Class) was studied, as well as some functional parameters of periphyton. The phytoplankton structure of the different sites did not reflect the differences found in water quality at the analyzed level, while periphyton showed differences only in the Durazno stream, which presented greater diatom abundance and a higher degree of autotrophy than the rest of the sites. Both phytoplankton and periphytic communities showed a low level of development; the high levels of nutrients and inorganic turbidity found at all sites suggest that the communities of primary producers would be light limited.

In third place, the retention capacity of the dam was evaluated through the realization of load balances between the input and output of materials and nutrients. The results revealed that the reservoir works retaining dissolved solids, inorganic phosphorus and inorganic nitrogen, which demonstrates that the reservoir has a depuration function. In addition, we found that the dam exports particulate material in suspension of inorganic origin, which represents an unexpected result.

In order to broaden the understanding of the functioning of the system, we made a bathymetric model, from which we obtained information on the morphometry of the reservoir. In addition, based on this model and meteorological data, we applied a predictive model of wind sediment resuspension potential. The results of this model

indicate that the waves generated by wind have the potential to resuspend material from the bottom. Therefore, the material that is exported from the dam could be constituted mainly by sediments from the reservoir bottom.

Finally, we carried out incubations of sediment from the tributary streams, the reservoir and the source of the river in order to evaluate the flow of nutrients between water and sediment, and thus determine the role of sediments in the self-depuration of the system. The results showed that the sediments of the reservoir -unlike what happens in the other studied sites- play an important role in the self-depuration process since they retain both inorganic phosphorus and nitrogen. Phosphorus would be retained mainly through precipitation, co-precipitation and adsorption to clays, and nitrogen through the denitrification process.

This work shows that the Roggero dam contributes significantly to the self-depuration of the upper Reconquista River basin, providing an important ecosystem service, and contributing to a normal development of aquatic life and a good ecological condition of the river in its origins.



# Índice

---

Agradecimientos.....	i
Resumen .....	iii
Abstract.....	v
Capítulo 1. Introducción	
1.1. Los embalses.....	1
1.2. Autodepuración de sistemas acuáticos .....	3
1.3. El origen de la represa Ingeniero Carlos F. Roggero.....	4
1.4. Hipótesis y objetivos.....	6
Capítulo 2. Materiales y métodos	
2.1. Sitio de estudio.....	9
2.1.1. El río Reconquista y sus arroyos afluentes .....	9
2.1.2. Geomorfología, topografía y suelos .....	11
2.1.3. Clima.....	12
2.1.4. Paisaje y flora de la cuenca .....	13
2.2. Muestreo, mediciones y determinaciones .....	14
2.2.1. Agua: toma de muestras y sitios de muestreo .....	14
2.2.2. Determinaciones físicas y químicas .....	17
2.2.3. Comunidades fitoplanctónicas y perifíticas .....	20
2.3. Parámetros morfológicos e hidrológicos .....	21
2.4. Sedimentos.....	21
2.5. Análisis de la información .....	22
Capítulo 3. Morfometría y batimetría del embalse	
3.1. Introducción .....	23
3.2. Materiales y métodos .....	23
3.3. Resultados.....	25
3.4. Discusión .....	27

Capítulo 4. Calidad físico-química del agua, comunidades algales y respuestas metabólicas

4.1. Introducción .....	28
4.2. Perfiles verticales del embalse .....	32
4.2.1. Materiales y métodos .....	32
4.2.2. Resultados .....	32
4.3. Calidad físico-química del agua .....	35
4.3.1. Materiales y métodos .....	35
4.3.2. Resultados .....	36
4.4. Estructura de las comunidades de fitoplancton y perifiton, y su relación con la calidad del agua .....	41
4.4.1. Materiales y métodos .....	41
4.4.2. Resultados .....	45
4.5. Metabolismo del perifiton.....	55
4.5.1. Materiales y métodos .....	55
4.5.2. Resultados .....	57
4.6. Discusión y conclusiones.....	59

Capítulo 5. Retención y exportación de materiales y nutrientes

5.1. Introducción .....	69
5.2. Materiales y métodos .....	71
5.3. Resultados.....	73
5.4. Discusión y conclusiones.....	82

Capítulo 6. Efecto del viento sobre el ambiente lumínico del embalse

6.1. Introducción .....	87
6.2. Materiales y métodos .....	88
6.3. Resultados.....	91
6.4. Discusión .....	93

Capítulo 7. Sedimentos

7.1. Introducción .....	96
7.2. Materiales y métodos .....	99
7.3. Resultados.....	104

7.4. Discusión .....	113
Capítulo 8. Discusión y conclusiones.....	120
Conclusiones.....	133
Capítulo 9. Bibliografía .....	135
Anexos.....	152
Trabajo de respaldo .....	158

# Capítulo 1. Introducción

---

## 1.1. Los embalses

Los embalses son sistemas artificiales que, casi en su totalidad, han sido contruidos por el hombre con el objetivo de realizar un manejo del agua con propósitos específicos tales como su almacenamiento para riego, la generación de energía hidroeléctrica, el control de las inundaciones, la recreación, etc. Se estima que el número total de represas a nivel mundial es de más de 500.000 (Downing *et al.*, 2006); de acuerdo a estimaciones actuales existen más de 59.000 grandes represas<sup>1</sup> que contienen aproximadamente 16.120 km<sup>3</sup> de agua (ICOLD-CIGB, 2017), y se espera que en los próximos años estas cifras aumenten.

Aunque el represamiento de los sistemas lóticos data desde la antigüedad, el estudio de los efectos de la construcción de represas sobre ríos y arroyos comenzó en la segunda mitad del siglo XX y tuvo su auge entre los años 1965 y 1985, donde se generaron la mayoría de las publicaciones acerca de este tópico en revistas científicas y libros (Petts, 1984; Thornton *et al.*, 1990). Los estudios llevados a cabo en esos años, especialmente en Europa y Norteamérica, pusieron en evidencia que los cuerpos de agua lóticos como ríos y arroyos son sistemas de una gran complejidad donde se producen numerosos procesos físicos, químicos y biológicos, y que estos procesos son afectados por el represamiento de sus aguas. El grado de autotrofia y/o heterotrofia de un río es función del ingreso de detritos y nutrientes de origen alóctono, y del grado de desarrollo del follaje de la vegetación ribereña, lo cual determina la cantidad de luz que llega a los productores primarios en el agua (Ward & Stanford, 1979). El River Continuum Concept (RCC), desarrollado por Vannote *et al.* (1980), plantea que los ríos se estructuran a través de un gradiente continuo de condiciones como el ancho, profundidad, velocidad de corriente, caudal, temperatura y entropía, las cuales se ven modificadas desde las nacientes a su desembocadura. Todas estas características condicionan a las comunidades presentes, de modo que a lo largo de este continuo también se producirán cambios en la composición, la estructura y el funcionamiento de las comunidades. Así, el RCC predice que hacia la desembocadura se producirá un

---

<sup>1</sup> Una represa es considerada grande si tiene una profundidad máxima de 15 metros o más, o si tiene entre 5 y 15 metros de profundidad máxima pero puede almacenar más de 3 millones de metros cúbicos (ICOLD-CIGB, 2017).

aumento de la turbidez lo cual limitará la producción primaria, así como una disminución de las concentraciones de nutrientes, que hará que el índice P/R (Producción bruta/Respiración) sea más cercano a 1 pues gran parte de lo producido por el fitoplancton será consumido por los filtradores. Sin embargo, estos autores también advierten que la introducción de sustancias contaminantes o el represamiento de las aguas pueden producir interrupciones o saltos de ese continuo.

En el caso de las represas, si bien el efecto que tengan variará de acuerdo a su localización dentro de la red hidrográfica y al número de orden del río donde esté situada, en general producirá cambios similares a los producidos por contaminación leve por materia orgánica (Spence & Hynes, 1971), anulando el aumento de la diversidad producido por la mayor heterogeneidad física que existe a lo largo de un río, de modo que la diversidad de especies se mantendrá a niveles normalmente asociados a arroyos de bajo orden (Tramer & Rogers, 1973). Por otra parte, la regulación del flujo de los ríos normalmente resulta en una disminución de la conectividad con la llanura de inundación, lo que conduce a una disminución en la diversidad y una alteración de la trayectoria sucesional del río aguas abajo de la presa (por ejemplo, migración del cauce, formación de meandros abandonados, etc.) (Ward & Stanford, 1995). De acuerdo al concepto de discontinuidad serial, el represamiento del agua en ríos y arroyos producirá numerosos cambios en el agua del embalse respecto de los sistemas lóticos que lo alimentan, provocando discontinuidades en el desarrollo de los ríos de modo tal que los materiales transportados a la salida de la represa se parecerán mucho cualitativamente a los que transportan ríos de orden superior (por ejemplo, la materia orgánica particulada transportada a la salida será más fina que la de entrada) (Ward & Stanford, 1983). Aunque los embalses difieren en muchos aspectos de los ecosistemas lacustres, su estudio ha demostrado que existen similitudes funcionales entre los lagos naturales y los artificiales (Wetzel, 2001), en especial en las proximidades de la presa, donde el sistema es más o menos independiente del río o arroyo que lo alimenta. Los cambios físicos más importantes serán una disminución de la cantidad de material particulado en suspensión como consecuencia de la menor energía cinética del agua y la posibilidad de estratificación térmica, aunque esto último dependerá del tamaño del embalse y de la profundidad a la cual se encuentran las compuertas de la presa (Ward & Stanford, 1979).

## 1.2. Autodepuración de sistemas acuáticos

Según Margalef (1983) los ecosistemas están bajo tensión cuando quedan sometidos a un conjunto de fuerzas no totalmente habituales para el mismo, que se las denomina frecuentemente estresores. De acuerdo a esta definición, tanto el ingreso de contaminantes como la presencia de una represa en un sistema lótico funcionarían como estresores. Sin embargo, no todos los estresores producirán cambios similares dentro del ecosistema. Un parámetro funcional que ejemplifica esto es la tasa de renovación del ecosistema por metro de río; mientras que un exceso de materia orgánica o de nutrientes producirá un aumento en el valor de este parámetro, la presencia de una represa ocasionará una disminución del mismo (debido a un aumento en el tiempo de retención del agua). En este sentido, la presencia de una represa en un sistema lótico, podría contribuir al restablecimiento de los parámetros físicos y químicos a valores anteriores al ingreso de la materia orgánica o de los nutrientes, proceso que se conoce habitualmente como autodepuración.

La autodepuración de los sistemas acuáticos es un proceso complejo que involucra procesos físicos, químicos y biológicos operando de manera conjunta y simultáneamente. Si bien la cantidad de oxígeno disuelto es uno de los parámetros más utilizados como indicador del estado del sistema acuático, no es el único que resulta relevante, ya que un aporte excesivo de nutrientes, de materia orgánica o el ingreso de otro tipo de contaminantes pueden disminuir en gran medida la calidad del agua.

El proceso de autodepuración que se produce normalmente en los ríos y arroyos, se puede observar a través de los cambios que se observan a lo largo del río partiendo desde el foco de contaminación, pues a medida que nos desplazamos aguas abajo, la distancia es proporcional al tiempo transcurrido. La presencia de una represa en un sistema lótico contaminado producirá un aumento en el tiempo de residencia del agua de manera que se espera que en el embalse haya una mejora de la calidad del agua. Según Margalef (1991), las represas representan en el eje fluvial un sistema físico y biológico que produce el “alargamiento” del río en el procesamiento de la materia. La retención de las aguas contribuiría a la sedimentación de material particulado, reducción de la materia orgánica particulada y disuelta y de nutrientes debido al consumo por parte de los organismos cuyo desarrollo se favorece en la represa, esto es, organismos adaptados a ambientes lénticos o a zonas de aguas remansadas tales como organismos fitoplanctónicos y plantas acuáticas (flotantes, sumergidas y emergentes). Dicha

vegetación configura un estado estable en cuerpos de agua lénticos (Scheffer, 1990). Esta vegetación, además, cumple una función de barrera de sedimentos, absorción de nutrientes y complejización de contaminantes diversos.

De este modo, las represas se comportan como un reactor para el procesamiento y digestión de los materiales transportados por el río (Garnier et al, 1999; Armengol, 2000). Esto significa que un embalse o represa, en cierta medida, cumple con la misma función que producirían una o varias plantas depuradoras, pues realizan en cortas distancias procesos que el río sólo podría desarrollar en muchos kilómetros de recorrido (Margalef, 1992).

Sin embargo, cabe preguntarse en qué medida las represas amplifican la capacidad autodepuradora en todos los ríos, cómo se condiciona dicha capacidad con el tamaño de la represa, con la variación de pendientes, con la reducción de la velocidad del agua. Además como fue mencionado previamente, la respuesta de una represa variará de acuerdo a la posición relativa dentro de la cuenca en que haya sido construida. Es esperable una capacidad de depuración diferente en una represa situada en las nacientes respecto de una situada en la desembocadura de los ríos (Ward & Stanford, 1983).

En esta tesis se pone énfasis en el estudio de una pequeña represa situada en las cabeceras de un río de llanura de caudal medio pero de importancia estratégica debido a la densidad de población situada en el área drenada: el río Reconquista. Dado que los interrogantes planteados en este trabajo tienen una fuerte relación con el sitio de estudio, en primer lugar se hace una descripción de la cuenca del río Reconquista y a continuación se detallan las hipótesis y objetivos de la tesis.

### **1.3. El origen de la represa Ingeniero Carlos F. Roggero**

El río Reconquista es, desde hace varias décadas, un cuerpo de agua con una gran importancia económica, social y recreativa. Su cuenca está situada en el noreste de la provincia de Buenos Aires y tiene una extensión de 167.000 hectáreas con 134 cursos de agua que recorren un total de 606 km, de los cuales 82 km corresponden al río Reconquista. Casi la totalidad de la cuenca se encuentra dentro de la Región Metropolitana de Buenos Aires<sup>2</sup>, abarcando total o parcialmente 20 partidos: Tigre, San

---

<sup>2</sup> Esta región está constituida por Capital Federal, los 24 partidos del Gran Buenos Aires y los partidos que pese a estar más alejados mantienen un estrecho vínculo con la metrópoli. Los mismos son: General

Fernando, San Isidro, Vicente López, General San Martín, Malvinas Argentinas, José C. Paz, San Miguel, Hurlingham, Tres de Febrero, Morón, Ituzaingó, Moreno, Merlo, General Rodríguez, Marcos Paz, General Las Heras, Luján, Mercedes y Navarro. En ella viven cerca de 2.900.000 personas, lo que representa alrededor del 7% de la población del país (INDEC, 2010). Los habitantes se encuentran heterogéneamente distribuidos: el tramo superior de la cuenca abarca 964 km<sup>2</sup> que son utilizadas principalmente para producción agropecuaria lo que trae aparejada una baja densidad poblacional, mientras que las cuencas media y baja poseen, respectivamente, 496 y 192 km<sup>2</sup> que están totalmente urbanizados. La distribución desigual de la población dentro de la cuenca se relaciona con los corredores de transporte y con el desarrollo económico e industrial que se produjo en el transcurso de los años alrededor de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires así como de los puertos comerciales establecidos en el Río de la Plata.

Una de las características principales del proceso de urbanización de esta cuenca fue la falta de planificación desde sus comienzos. Así, ya en el año 1805 se registró una fuerte sudestada que destruyó casi la totalidad del pueblo de Tigre (Kuczynski, 1993). En los años subsiguientes, pese a las explicaciones y propuestas de los equipos técnicos, los desbordes del río se cobrarían numerosas vidas humanas y se producirían cuantiosas pérdidas económicas debido a los asentamientos en la llanura de inundación del río Reconquista. Ya un siglo más tarde, en las décadas de 1940 y 1950, la política de sustitución de importaciones generó que numerosas fábricas se instalaran en las cercanías del río Reconquista y se produjera que una parte importante de la corriente migratoria desde el interior del país se instalara en la zona. La gran demanda de tierras hizo que se realizaran loteos populares en el valle de inundación del río, surgiendo barrios y pueblos donde no debería haber viviendas. Las consecuencias de estas acciones fueron nefastas: durante el siglo XX se registraron 15 inundaciones sobre alguna de las zonas de ribera del río Reconquista, casi todas en las cuencas media y baja. De estas inundaciones, una de las de mayor magnitud fue la ocurrida en 1959 que afectó más de 12.000 hectáreas y dejó más de 100.000 evacuados (Ocampo, 1990; Kuczynski, 1993; Sadañowski, 2003).

Luego de hacer un estudio de la situación y de sus posibles soluciones, la Dirección de Hidráulica de la Provincia de Buenos Aires recomendó, entre otras

---

Rodríguez, Marcos Paz, Cañuelas, General Las Heras, San Vicente, La Plata, Berisso, Ensenada, Pilar, Escobar, Coronel Brandsen, Campana, Exaltación de la Cruz, Lobos, Luján, Mercedes, Navarro y Zárate.



acciones, la construcción de una represa en las nacientes del río. De esta manera, en el año 1967 se comenzó a construir la represa Ingeniero Carlos F. Roggero en la zona de confluencia de los arroyos La Choza, Durazno y La Horqueta con el objetivo de aliviar las inundaciones de las cuencas media y baja. La obra se inauguró en octubre de 1971 estando aún inconclusa, por lo cual el problema de las inundaciones siguió vigente por varios años más. En el transcurso de los siguientes 30 años la represa fue reparada y vaciada en varias oportunidades (Sadañowski, 2003) y durante ese lapso ocurrieron inundaciones de magnitudes y consecuencias similares a la de 1959. Finalmente, en el año 2001 se terminaron las obras para el control de las inundaciones y desde entonces la represa se encuentra en funcionamiento.

El embalse formado por la construcción de la represa es también conocido como Lago San Francisco. Tiene una superficie de 460 hectáreas a cota de 17 m.s.n.m., una profundidad media de 1,8 metros con dos cavas de profundidades medias de 6 m y 4,8 m (Sadañowski, 2003).

La presa está formada por un murallón de 5.100 metros constituidos de tierra consolidada. En la parte central, la construcción es de hormigón armado de 260 m de largo con 20 vertederos que funcionan por rebalse a partir de cota 18,5 m. s. n. m., más dos compuertas de 1 m<sup>2</sup> en la parte inferior que permiten el escurrimiento de las aguas en caso de emergencia (Sadaziowski, 2003). Actualmente —al igual que a lo largo del período de muestreo—, sólo cinco de los vertederos se encuentran abiertos permitiendo el escurrimiento del agua que conforma al río Reconquista, no realizándose ningún tipo de manejo respecto a la apertura o cierre de las compuertas (Ignacio Healion, Jefe de guardaparques Reserva Municipal “Los Robles”, comunicación personal).

#### **1.4. Hipótesis y objetivos**

Si bien la construcción de la represa Roggero se debió al interés en reducir los desbordes producidos por las crecidas, el ingreso de diversos contaminantes a través del arroyo La Choza (Sadañowski, 2003; Basílico, de Cabo & Faggi, 2013), permite suponer que el embalse también actúa como una unidad transformadora de los materiales transportados por el río y la calidad de sus aguas. Por otro lado, al inicio de este estudio, se desconocía cuál era la calidad del agua del arroyo La Horqueta en ese lugar y tampoco se contaba con información acerca de la calidad del agua del embalse.

Es esperable que la represa Roggero al contener las aguas de los afluentes de la

cuenca superior del río Reconquista realice una función de depuración produciendo una mejora en la calidad del agua río abajo de la presa. La utilidad de la represa en cumplir dicha función, merece ser estudiada con atención para que podamos servirnos de ella para mantener una determinada calidad ecológica del sistema acuático. Sin embargo, esta función depuradora puede verse saturada por el ingreso de contaminantes o disminuida debido al manejo que pueda realizarse del volumen de agua retenido en la represa y por factores de perturbación tales como el viento (Marcé *et al.*, 2007).

De acuerdo a datos preliminares (Salibián, 2006), el nacimiento del eje principal del río Reconquista, aguas abajo de la represa, pareciera indicar el inicio de un incremento paulatino en el deterioro del río. Distintos autores han evaluado la capacidad de retención de distintos materiales en los embalses (Garnier *et al.*, 1999; Teodoru & Wehrli, 2005; David *et al.*, 2006; Harrison *et al.*, 2009), pero pocos han enfocado el estudio hacia el rol de los embalses como depuradores de los sistemas fluviales (Armengol *et al.*, 1999). En Argentina, las investigaciones se han enfocado más en el estudio de la calidad del agua embalsada en aquellos sistemas diseñados para el aprovisionamiento de agua para consumo humano (Bustamante *et al.*, 2004; Proserpi *et al.*, 2005; Echenique, Giannuzzi & Ferrari, 2006), que en explorar los efectos que tienen la presencia de las presas sobre los sistemas fluviales.

Las **hipótesis** establecidas son:

- I. El embalse funciona como un sistema autodepurador del río disminuyendo la carga de nutrientes y material particulado en suspensión, conduciendo a una mejoría en la calidad del agua del sistema.
- II. El embalse produce un aumento en la disponibilidad de nutrientes debido a la descomposición de la materia orgánica disuelta y particulada que, junto con los cambios físicos promovidos por el represamiento de las aguas, posibilitan un mayor desarrollo de las comunidades del fitoplancton.
- III. El embalse, al funcionar como un sumidero de material en suspensión, ha reducido su capacidad desde su construcción.

IV. Los sedimentos del embalse funcionan como sumideros de fósforo, nitrógeno y carbono orgánico disuelto, de modo que su presencia contribuye al proceso de autodepuración del sistema.

El **objetivo general** de la tesis es:

- Determinar si el embalse cumple una función de autodepuración para el río.

Los **objetivos específicos** son:

- Estimar las cargas de materiales transportados hacia el embalse por parte de los arroyos afluentes y las cargas de salida del mismo.
- Establecer las características morfológicas del embalse.
- Comprender la estructuración física del embalse y estudiar la posibilidad de estratificación del sistema.
- Interpretar las variaciones de los factores fisicoquímicos de importancia biológica tales como oxígeno disuelto, nutrientes y turbidez.
- Estudiar las variaciones espaciales y temporales de las comunidades fitoplanctónicas y perifíticas como indicadores de la calidad de los sitios estudiados.
- Comprender el rol que cumplen los sedimentos en el proceso de autodepuración del embalse.

# Capítulo 2: Materiales y métodos

---

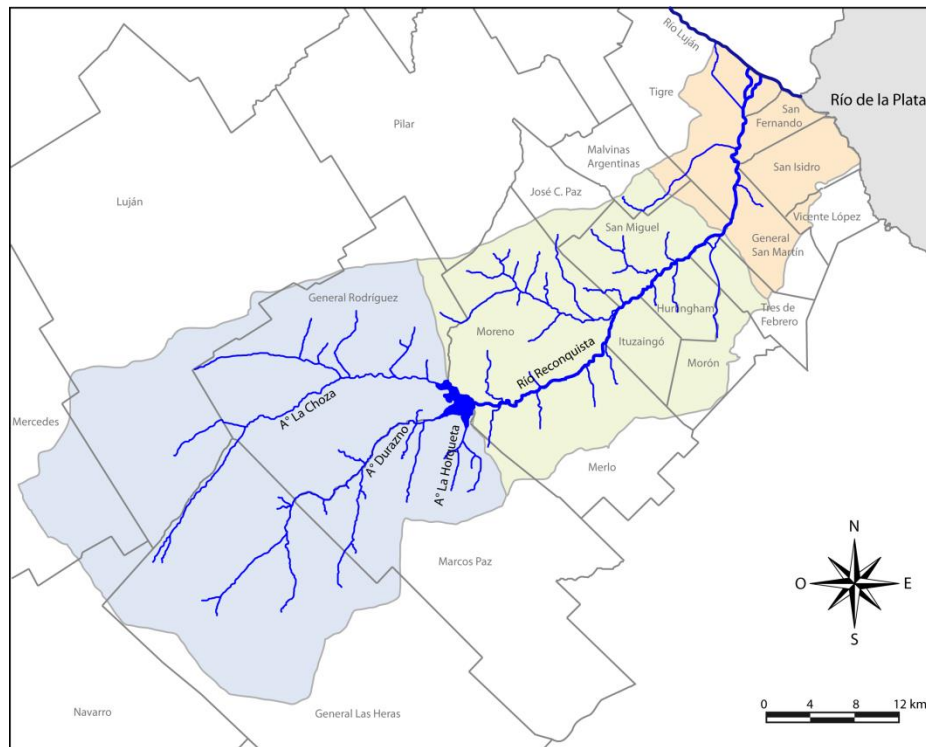
## 2.1. Sitio de estudio

### 2.1.1. *El río Reconquista y sus arroyos afluentes*

El cauce del río Reconquista nace de la confluencia de los arroyos La Choza y El Durazno, y poco después se une el arroyo La Horqueta. En la zona de confluencia de los tres arroyos se construyó la represa Ingeniero Roggero la cual constituye el límite entre la cuenca alta y la media, y cuya desembocadura da origen al río Reconquista. Así, en la cuenca media ya es posible encontrar al río como tal, y en esta zona recibe agua de diversos afluentes entre los que se destacan los arroyos Las Catonas y Morón. Luego del ingreso del arroyo Morón, comienza la cuenca baja que se caracteriza por tener una menor pendiente y zonas de tierras bajas, especialmente cerca de la desembocadura del río Reconquista en el río Luján (Figura 2.1). Debido a que en este estudio se enfoca principalmente en los arroyos afluentes, el embalse y el cauce principal del río, a continuación se describen esos sitios con mayor precisión.

El arroyo La Choza es uno de los tres arroyos que al desembocar en la represa Roggero dan inicio al río Reconquista. Tiene una longitud de 30 km y drena un área de aproximadamente 555 km<sup>2</sup>. El paisaje forma parte de una llanura aluvial plano-cóncava. El suelo está formado por un complejo indiferenciado de suelos alcalinos, salinos e hidromórficos. Está sujeto a anegamientos e inundación, y se puede observar sodio a partir de los 50 cm de profundidad (Troitiño, 2008). No obstante las características del suelo, la principal actividad productiva de la región es la agricultura. Las aguas provenientes del arroyo La Choza poseen una carga orgánica muy elevada, producto de las descargas de la planta de tratamiento de efluentes cloacales de General Rodríguez (Sadañowski, 2003). La situación se ve agravada por vertidos puntuales provenientes de un pequeño parque industrial ubicado en las cercanías de la intersección del arroyo con la Ruta Provincial 24, a unos 4 km aguas arriba del embalse. En este sitio se emplazan, entre otras, una industria agroquímica y un establecimiento de faena de aves de corral que genera un efluente continuo, el cual es arrojado a este curso de agua a través de un canal paralelo a la ruta mencionada (Basílico, 2008). Además, este mismo autor afirma que algunos pobladores del sector superior de la cuenca manifiestan haber

presenciado, en diferentes sitios, la descarga de aguas servidas directamente desde los denominados “camiones atmosféricos”.



**Figura 2.1.** Mapa de la cuenca del río Reconquista donde se distingue en celeste la cuenca alta, en verde la cuenca media y en anaranjado la cuenca baja. Se indican además, los partidos que integran la cuenca y los arroyos que se estudian en este trabajo.

El arroyo Durazno, de 32 km de longitud, drena un área de 365 km<sup>2</sup> y es también uno de los arroyos que dan inicio al Río Reconquista. Al igual que en la microcuenca de La Chozoza, los suelos son sódicos, poco estructurados, pobremente drenados y con baja permeabilidad (Troitiño, 2008). Estos suelos condicionan las actividades productivas, por ello históricamente ha habido un predominio de la ganadería en la región, aunque en los últimos años se ha observado un aumento en la actividad agrícola en la cuenca. Si bien el arroyo no recibe desechos cloacales, se tiene conocimiento acerca del vertido de efluentes provenientes de un frigorífico ubicado varios kilómetros aguas arriba del sitio de estudio.

El arroyo La Horqueta, es el tributario de menor importancia al embalse Roggero y, con anterioridad a la construcción de la represa, era el primer afluente que recibía el río Reconquista. La Horqueta tiene una longitud aproximada de 8 km y drena un área de unos 48 km<sup>2</sup>. Los suelos de esta microcuenca son de tipo loésicos limosos finos, con rasgos hidromórficos, baja pendiente, pobremente drenados, baja alcalinidad y baja salinidad. Históricamente, la actividad predominante en la región era la

ganadería, pero actualmente una importante proporción del terreno se utiliza para la agricultura. Este arroyo no recibe descargas puntuales de efluentes de origen industrial o domiciliarios.

Un denominador común que se observa en estos arroyos relacionado con el uso de suelo que se realiza en la región, es que los propietarios de los campos aledaños a los arroyos, desarrollan sus actividades productivas dejando sin explotar sólo unos pocos metros de sus márgenes. De esta manera, la capacidad de absorción de nutrientes y contaminantes, y de retención de las partículas de suelo producto de la erosión del suelo se ve reducida, aumentando el impacto antrópico difuso que reciben los cuerpos de agua.

El cauce principal del río, como se explicó anteriormente, atraviesa zonas densamente pobladas de la periferia de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires donde se desarrolla una intensa actividad industrial. La falta de un tratamiento adecuado de los residuos originados (tanto líquidos como sólidos) que llegan al río, sumada al control insuficiente por parte de organismos del Estado ha conducido a que se lo catalogue como el segundo río más contaminado de la Argentina (Salibián, 2006) y uno de los ríos más contaminados de Latinoamérica. Los estudios llevados a cabo hasta el momento muestran que la contaminación del río es de moderada a severa en la cuenca media y empeora en la cuenca baja, situación que se mantiene hasta su desembocadura en el río Luján (Castañé *et al.*, 1998; Salibián, 2006). Dos afluentes importantes, por la magnitud de caudal y los contaminantes que aportan al Reconquista, son el Arroyo Las Catonas, ubicado principalmente en el Municipio de Moreno, y el Arroyo Morón, que cruza los partidos de Hurlingham, Morón y Tres de Febrero. El primero contribuye principalmente con materia orgánica y contaminantes químicos provenientes de actividad agrícola de la zona, y el segundo con contaminantes químicos provenientes de la industria (Sadañowski, 2003).

### ***2.1.2. Geomorfología, topografía y suelos***

Los sedimentos que se encuentran en la cuenca del río Reconquista son principalmente de dos tipos: pampeanos y post-pampeanos. Los sedimentos pampeanos están constituidos mayoritariamente por material de tipo loessico que cubre el subsuelo de la región con espesores medios de 40 a 50 metros. Estos depósitos son de textura limosa con proporciones variables de arena y/o arcilla, y en algunas regiones pueden

contener concreciones o láminas de carbonato de calcio, provocando la formación de bancos de tosca, en sitios donde la calcificación es intensa (Pereyra, 2015).

Por otro lado, en el valle del río se han depositado los sedimentos post-pampeanos. Estos sedimentos ocupan la región subsuperficial del fondo del cauce del río Reconquista en su cuenca alta y media, y están constituidos por limos, a menudo arcillosos, entre cuyos componentes mineralógicos se distingue la presencia de abundante vidrio volcánico. Sobre los sedimentos post-pampeanos se depositaron sedimentos arcillosos y arenosos finos como consecuencia del aumento del nivel del mar y la inundación de amplias áreas (Lastra, 2007).

Los suelos que se formaron en el loess pampeano tienen un horizonte superficial de color oscuro, formados generalmente bajo una vegetación herbácea de gramíneas. Poseen una composición mineralógica rica en nutrientes, son ricos en bases y contienen un porcentaje alto de materia orgánica. Tienen una buena estructura y porosidad, lo cual les confiere una consistencia blanda. Por todas las características anteriores se los clasifica dentro del orden taxonómico de los molisoles.

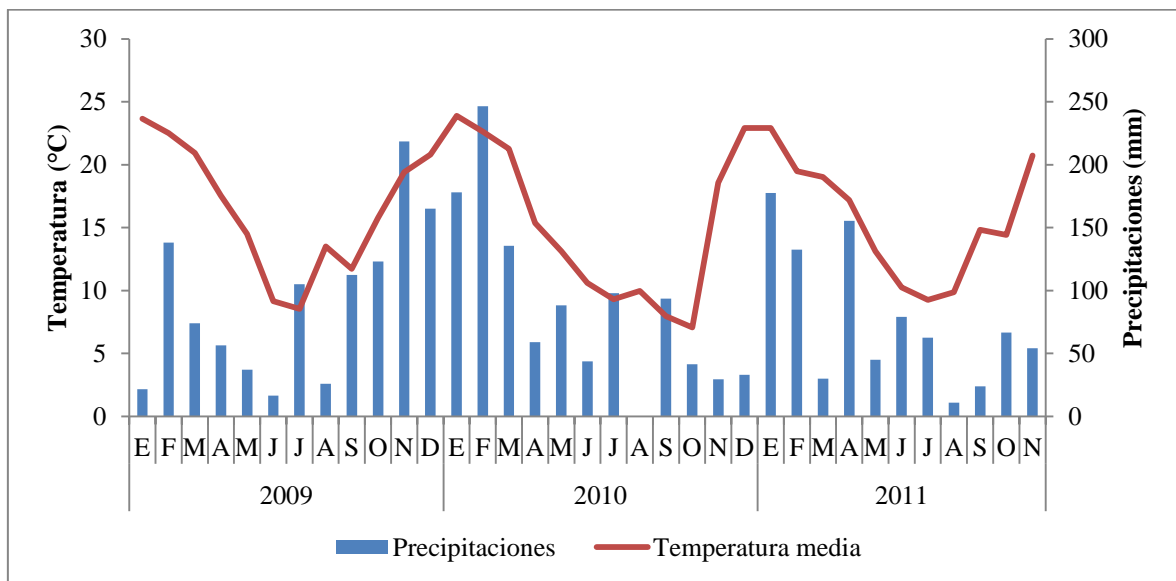
En el sector superior de la cuenca los suelos varían dentro del paisaje, con predominio de molisoles en zonas drenadas, y acuales y acualfes (alfisoles) en sectores de régimen ácuico. En las subcuencas media e inferior existe un predominio de argiudoles que tienen un horizonte B con dominancia de arcillas. Un sector importante de la cuenca media corresponde a suelos del gran grupo de los hapludoles que carecen de un horizonte con carbonato de calcio y suelen estar en zonas húmedas con pendientes algo más pronunciadas. Los suelos adyacentes al cauce del río de la Reconquista y los principales tributarios de éste en la cuenca media, corresponden al gran grupo de los natracualfes (Basílico, 2008), los cuales se caracterizan por ser habitualmente inundables y escasamente estructurados, y por poseer un alto contenido de sodio.

### **2.1.3. *Clima***

La región presenta una temperatura media anual de 17 °C, siendo el mes más frío julio con una media de 11 °C, y el mes más cálido enero con 23 °C de media (Ereño, 2002). La precipitación media anual es de 1100 mm, pudiendo variar considerablemente en los años en que ocurren los fenómenos de “El niño” o “La niña”. Las precipitaciones están distribuidas a lo largo del año siendo el verano más húmedo que el invierno. La frecuencia de tormentas es baja y tiene un marcado componente

estacional, con muy baja ocurrencia durante los meses de invierno. El drenaje, debido a las características morfológicas y geológicas, se ve dificultado cuando se exceden los promedios mensuales de lluvias o simplemente éstos se desplazan aún dentro de las estaciones, por lo que se pasa de épocas de inundaciones a épocas de sequía con facilidad y a veces con frecuencia (Fidalgo, 1983). De acuerdo con la clasificación de Köppen-Geiger, la cuenca del río Reconquista se encuentra en una región de clima templado húmedo sin estación seca y con verano cálido (Peel, Finlayson & McMahon, 2007). La región se encuentra sujeta a la influencia de los vientos provenientes del anticiclón del Atlántico Sur. El viento predominante en la cuenca es del este-noreste.

En la figura 2.2 se muestran las precipitaciones mensuales acumuladas y la temperatura mensual promedio durante el período en que se llevó a cabo el trabajo de campo. La información para la confección del gráfico fue provista por la estación agrometeorológica de la Universidad Nacional de Luján, la cual está situada a 20 km al noroeste del embalse.



**Figura 2.2.** Climatograma para la región y el período estudiado. La temperatura corresponde a la media mensual mientras que las precipitaciones son los mm acumulados de cada mes. *Fuente: Estación agrometeorológica de la UNLu.*

#### 2.1.4. Paisaje y flora de la cuenca

El paisaje original de la región pampeana estaba dominado por gramíneas de distinto porte con elementos aislados del espinal, los cuales estaban dispuestos



principalmente en un cordón paralelo a la costa del Río de la Plata, el cual se internaba, en ocasiones, varios kilómetros adentro (Cabrera, 1953).

Debido a los usos de la tierra tradicionales de la región y a la presencia permanente del hombre en el lugar, el paisaje de la mayor parte de la cuenca ha sido drásticamente modificado. Faggi *et al.* (1999) describen la variación de la composición florística de las riberas del río Reconquista a lo largo del cauce principal. Sobre la base de la vegetación vascular de las riberas puede dividirse al río Reconquista en tres sectores: 1) ambientes rurales con flechillares de *Stipa hyalina*; 2) áreas suburbanas con comunidades ruderales de *Sonchus oleraceus*, *Amaranthus quitensis* y *Urtica urens*, con un cauce modificado por aterraplenado; y 3) ambientes suburbanos y urbanos con menor riqueza florística y mayor proporción de leñosas.

En la cuenca alta se pueden encontrar macrófitas como *Schoenoplectus californicus* (juncos), *Solanum glaucophyllum* (duraznillos), *Thypha* spp. (totoras), *Hydrocotyle* spp., *Eryngium* spp., *Alternanthera* spp., *Ludwigia peploides*, *Pistia stratoites*, entre otras (Burgueño, 2003).

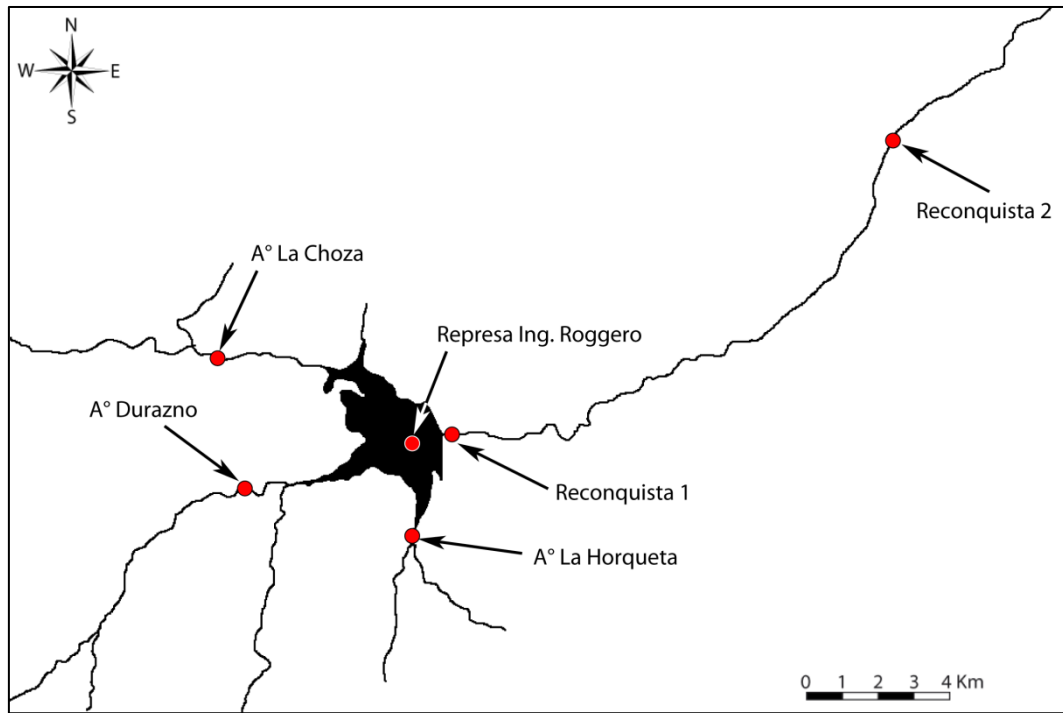
## 2.2. Muestreo, mediciones y determinaciones

A continuación se explica de manera general la metodología empleada para la toma de muestras y los análisis físicos y químicos realizados. Debido a que en este trabajo se abordan distintos aspectos de la represa Roggero y con el fin de facilitar la lectura de esta tesis, aquí no se describe la totalidad de los materiales y métodos utilizados; en su lugar, se hace referencia al capítulo donde se detalla la metodología específica utilizada en cada caso.

### 2.2.1. Agua: toma de muestras y sitios de muestreo

Se seleccionaron seis sitios de muestreo pertenecientes a la cuenca alta o media del río Reconquista: tres correspondientes a los arroyos La Choza, Durazno y La Horqueta, uno en el interior de la represa Roggero, uno en el nacimiento del río Reconquista —denominado Reconquista 1— y un último sitio ubicado a 17 km aguas abajo sobre el río, llamado Reconquista 2 (Figura 2.3). La ubicación exacta de cada punto se encuentra en la tabla 2.1. En cada uno de los sitios se tomaron muestras de agua superficial por triplicado, con frecuencia estacional, desde agosto de 2009 hasta

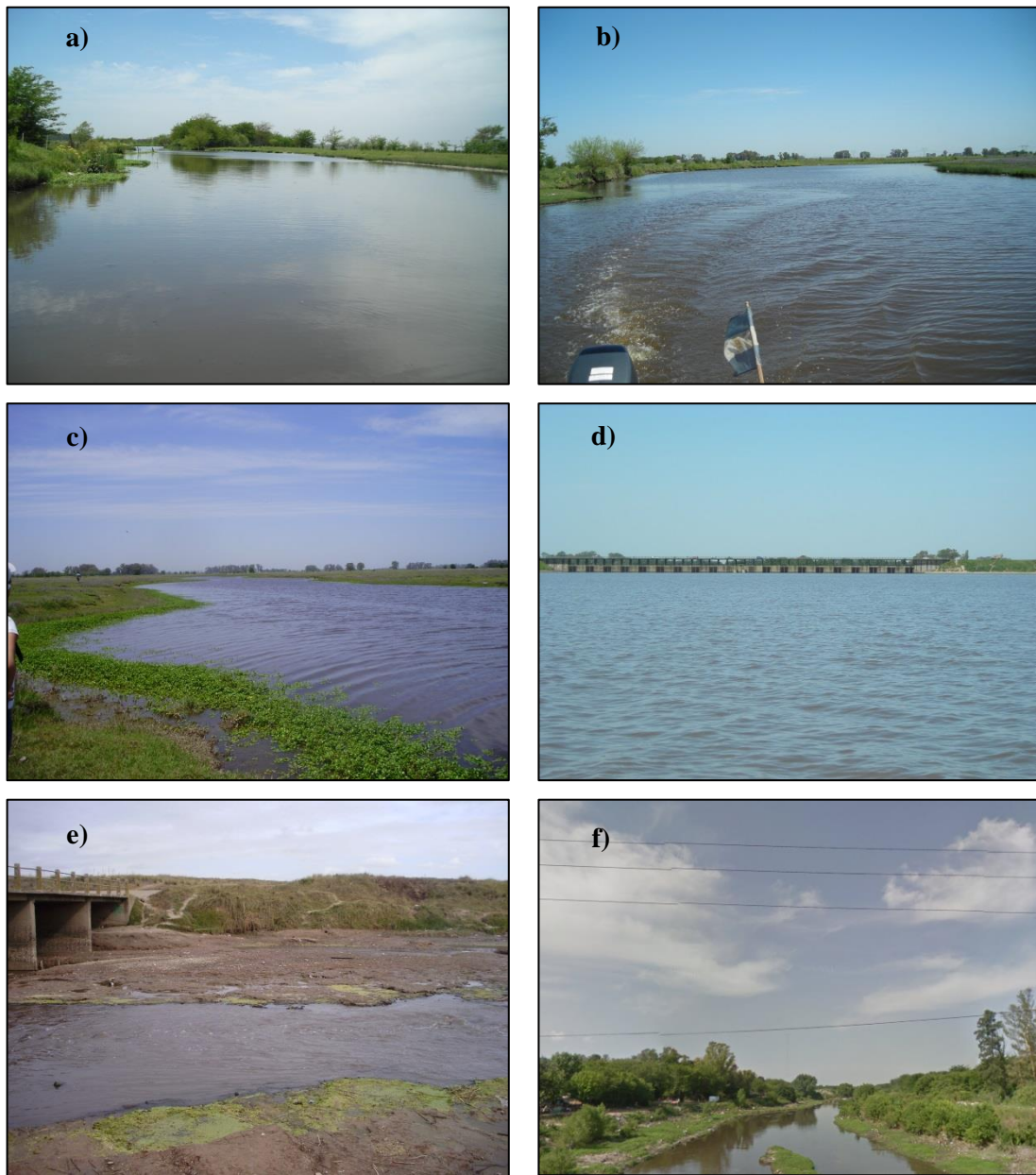
noviembre de 2011, realizándose en total 10 muestreos. El acceso a los sitios de muestreo se realizó en un bote con motor para los sitios La Choza, Durazno y el interior del embalse, y por vía terrestre para el arroyo La Horqueta y el río Reconquista. Tanto en el caso de los arroyos como en el río en sus dos puntos, la toma de muestras se llevó a cabo en el centro del cauce. En la figura 2.4 se muestra una fotografía de cada uno de los sitios de muestreo.



**Figura 2.3.** Ubicación de los sitios de estudio dentro de la cuenca del Río Reconquista.

Sitio de estudio	Coordenadas geográficas
<b>La Choza</b>	34° 39' 55,63" S 58° 55' 20,51" O
<b>Durazno</b>	34° 41' 58,50" S 58° 54' 48,90" O
<b>La Horqueta</b>	34° 42' 35,08" S 58° 51' 59,51" O
<b>Embalse</b>	34° 41' 08,94" S 58° 51' 49,34" O
<b>Reconquista1</b>	34° 41' 04,76" S 58° 51' 16,33" O
<b>Reconquista 2</b>	34° 36' 31,33" S 58° 43' 01,72" O

**Tabla 2.1.** Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo.



**Figura 2.4.** Fotografías de los sitios de muestreo. a) A° La Choza, b) A° Durazno, c) A° La Horqueta, d) represa Roggero, e) sitio Reconquista 1, f) sitio Reconquista 2.

Además, con el fin de evaluar la existencia de estratificación vertical, en el embalse se tomaron muestras de agua a 0,50; 1,0 y 2,0 metros de profundidad, utilizando una botella tipo Niskin. En este caso, las muestras se tomaron por duplicado y con frecuencia estacional desde mayo de 2010 hasta noviembre de 2011 (total de muestreos = 7), en las mismas fechas en que se tomaron las muestras en el resto de los sitios.

Todas las muestras fueron refrigeradas y colocadas en la oscuridad inmediatamente después de su colecta en botellas plásticas lavadas con ácido y enjuagadas con agua ultrapura. Al llegar al laboratorio (pocas horas luego de ser colectadas), una alícuota de cada muestra se filtró utilizando filtros de fibra de vidrio Munktell MG/F de 0,7  $\mu\text{m}$  de poro y otra alícuota se dejó sin filtrar. El tiempo y condiciones de almacenamiento de cada muestra dependieron del tipo de análisis a realizar (APHA/AWWA, 2005).

### **2.2.2. Determinaciones físicas y químicas**

En el momento de la toma de muestras, se determinó la temperatura, el pH y la conductividad eléctrica (CE) del agua utilizando un sensor Hach Hd40 multi con sus respectivas sondas. Una vez en el laboratorio, se procedió a realizar las siguientes determinaciones físicas y químicas de acuerdo a lo recomendado por (APHA/AWWA, 2005)<sup>3</sup>:

Alcalinidad: Se determinó inmediatamente después de llegar al laboratorio y sobre agua sin filtrar. Se realizó una titulación con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,02 N previamente estandarizado, utilizando como indicadores fenolftaleína y un indicador mixto (verde de bromocresol + rojo de metilo) (SM 2320 B). Se expresa como  $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ .

Oxígeno disuelto (OD): Para su determinación se utilizó el método de Winkler con modificación de la azida (SM 4500-O C). Las muestras fueron fijadas en campo inmediatamente después de tomadas, y a continuación colocadas en frío y en oscuridad. La titulación se realizó en el laboratorio al día siguiente. Se expresa como  $\text{mg O}_2/\text{L}$ .

Demanda Biológica de Oxígeno en 5 días ( $\text{DBO}_5$ ): Se determinó utilizando agua sin filtrar y realizando diluciones con un medio nutritivo en los casos necesarios (SM 5210 B). Para estimar la DBO se determinó la concentración del oxígeno disuelto al inicio y al final de las incubaciones empleando el método de Winkler. Se expresa como  $\text{mg O}_2/\text{L}$ .

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Dentro de los 7 días posteriores al muestreo y sobre una alícuota de muestra sin filtrar conservada a  $\text{pH} = 2$ , se determinó la DQO a

---

<sup>3</sup> En cada caso se explicita el código del método utilizado.

través de una oxidación húmeda con dicromato de potasio en medio ácido y posterior medición de la absorbancia de la muestra a 420 nm (SM 5220 D). Se expresa como mg O<sub>2</sub>/L.

Fósforo Reactivo Soluble (PRS): Se determinó espectrofotométricamente sobre agua filtrada tan pronto como fue posible utilizando el método del ácido ascórbico y midiendo la absorbancia a 880 nm (SM 4500-P E). Se expresa como mg P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>/L.

Amonio: Se determinó espectrofotométricamente sobre agua filtrada tan pronto como fue posible, utilizando el método del fenol con medición de la absorbancia a 635 nm (SM 4500-NH<sub>3</sub> F). Se expresa como µg N-NH<sub>3</sub>/L.

Nitritos: Se determinó espectrofotométricamente sobre agua filtrada tan pronto como fue posible utilizando el método colorimétrico. La adición de los reactivos genera un compuesto azoico de un color fucsia, cuya intensidad varía de acuerdo a la cantidad de nitritos disueltos en el agua. La medición espectrofotométrica se realiza a 543 nm (SM 4500-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> B). Se expresa como mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L.

Nitratos: Las muestras de agua filtrada fueron colocadas a -20°C hasta que fue posible su determinación dentro de los 30 días posteriores a la toma de las muestras. Los nitratos se determinaron colorimétricamente a través del método de reducción con cadmio (SM 4500-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> E) y lectura en espectrofotómetro a 543 nm. Se expresa como mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

Nitrógeno inorgánico total (NiT): Se calculó haciendo la suma de las concentraciones de todas las especies de nitrógeno inorgánico que se mencionaron anteriormente. Se expresa como mg N/L.

Clorofila *a* y feopigmentos: Se filtró un volumen conocido de agua y los filtros se almacenaron en sobres de papel aluminio a -20°C hasta su análisis, el cual se realizó siempre antes de los 30 días de tomadas las muestras. Se extrajeron los pigmentos del material retenido en cada filtro colocándolos en acetona al 90% durante 20 hs a 4 °C, y machacándolos para completar la extracción. Luego, se centrifugaron los tubos durante 20 min a 700 revoluciones/min para eliminar los restos de filtros que pudieran quedar en suspensión y se tomó el sobrenadante para medir la absorbancia con un espectrofotómetro UV-visible de doble haz y utilizando una cubeta de 1 cm de camino óptico. Las mediciones se realizaron a 665 nm y 664 nm de longitud de onda, antes y

después de acidificar con HCl 0,1 N, respectivamente. Además, se realizaron lecturas del mismo extracto a 750 nm antes y después de acidificar para corregir las lecturas por turbidez. La longitud de onda de 665 nm es considerada la de máxima absorción para la clorofila *a*, y una lectura a 664 nm luego de acidificar, permite discriminar la clorofila activa de la no activa (feopigmentos) (SM 10200 H). Se puede realizar el cálculo de la clorofila *a* activa presente en la muestra con el siguiente cálculo:

$$\text{Clorofila } a \text{ } (\mu\text{g} / \text{L}) = \frac{26,7 (664_d - 665_a) \times V_1}{V_2 \times D}$$

donde,

$V_1$  = volumen del extracto con acetona al 90 % (en mililitros)

$V_2$  = volumen de muestra filtrada (en litros)

$665_a, 664_d$  = absorbancias del extracto con acetona al 90% corregidas por turbidez antes y después de acidificar, respectivamente

$D$  = Camino óptico (cm)

Material particulado en suspensión (MPS) (Peso seco): Se determinó por gravimetría filtrando un volumen conocido de agua, utilizando filtros muflados a 480 °C durante 4 hs y pre-pesados. Luego de filtrada el agua, se secaron los filtros en estufa a 60 °C hasta peso constante, se dejaron enfriar en un desecador y se pesaron nuevamente. En todos los casos, se utilizó una balanza analítica con precisión a la décima del miligramo. El resultado se expresa en mg/L.

Material particulado en suspensión orgánico (MPSO) (Peso seco libre de cenizas): Se determinó por gravimetría, muflando los filtros utilizados para determinar el MPS durante 4 hs a 480 °C. La diferencia de peso de los filtros sin muflar y muflados corresponde a la fracción orgánica del MPS. El resultado se expresa en mg/L.

Material particulado en suspensión inorgánico (MPSI) (Cenizas): Se calculó por diferencia entre el MPS y el MPSO. El resultado se expresa en mg/L.

Turbidez: Se realizó al día siguiente de la toma de muestras utilizando un espectrofotómetro Merck SQ-118, método 113. El resultado se expresa en unidades nefelométricas de turbidez (NTU).

Sólidos disueltos (SD): Se determinaron por gravimetría, evaporando un volumen

conocido de muestra filtrada a 108°C hasta peso constante (SM 2540 C). El resultado se expresa en mg/L.

Cloruros: Se tituló con nitrato de plata utilizando cromato de potasio como indicador (método de Mohr) (SM 4500-Cl<sup>-</sup> B). El resultado se expresa en mg Cl<sup>-</sup>/L.

Metales pesados: Se tomaron muestras en frascos de propileno y se acidificaron inmediatamente hasta pH 2 con ácido nítrico ultrapuro para realizar determinaciones de As, Zn, Cu, Cd, Cr y Pb por espectrometría de absorción atómica, incluyendo blancos del ácido utilizado en cada oportunidad. La filtración y análisis de las muestras se llevaron a cabo en el INQUIMAE.

Además de los análisis antes mencionados, a partir de mayo de 2010 y hasta finalizar los muestreos en noviembre de 2011 (7 muestreos), se incorporaron las siguientes determinaciones:

Fósforo total (PT) y Nitrógeno total (NT): Se realizó una digestión utilizando peroxodisulfato y ácido bórico en medio alcalino a 122 °C durante 30 minutos sobre agua sin filtrar (Valderrama, 1981). Este método hace posible la oxidación alcalina para el NT y la oxidación ácida para el PT en un solo paso debido a la acidificación que se produce en el medio a medida que transcurre el tiempo de la digestión. La muestra digerida fue filtrada y, sobre alícuotas del filtrado, se determinó la concentración de PRS y nitratos utilizando los métodos antes mencionados. Se expresa como mg P<sub>total</sub>/L y de N<sub>total</sub>/L, respectivamente.

Carbono Orgánico Disuelto (COD): Se determinó por oxidación catalítica a 680°C y detección del CO<sub>2</sub> liberado con un sensor de infrarrojo no dispersivo con un equipo marca Shimadzu modelo TOC-VCS/CP SSM-5000A. Esta determinación se llevó a cabo en el Instituto Nacional del Agua y su resultado se expresa en mg C<sub>org</sub>/L.

### ***2.2.3. Comunidades fitoplanctónicas y perifíticas***

A partir de la cuarta fecha de muestreo (desde mayo de 2010 hasta noviembre de 2011; 7 muestreos en total), se tomaron muestras de las comunidades de fitoplancton en los cinco sitios estudiados y de perifiton sobre sustratos naturales en los tres arroyos afluentes y el río. Se realizaron observaciones de ambas comunidades en el microscopio

óptico, y se llevaron a cabo, además, estimaciones de parámetros estructurales (peso seco, peso seco libre de cenizas, clorofila *a* y feopigmentos) y funcionales (metabolismo) de la comunidad perifítica.

En el capítulo 4 se explica en detalle la recolección y procesamiento de las muestras así como los procedimientos, determinaciones y análisis estadísticos realizados.

### **2.3. Parámetros morfométricos e hidrológicos**

En los tres arroyos afluentes y en el río se trazó una transecta con una soga que se utilizó para tomar datos del perfil de cada sitio. Para ello, cada 1 metro se midió la profundidad y la velocidad de la corriente utilizando un velocímetro para bajas velocidades (General Oceanics modelo 2030R6). Con esa información se estimó el caudal de cada sitio.

Por otra parte, con el objetivo de realizar una batimetría del embalse, se realizaron mediciones de profundidad al mismo tiempo que se registraron las coordenadas geográficas utilizando un GPS. Utilizando una imagen satelital y con ayuda de los software ArcView GIS<sup>®</sup> 3.2 (ESRI), Didger<sup>®</sup> 4 y Surfer<sup>®</sup> 9 (Golden Software, LLC), se realizó una reconstrucción tridimensional del embalse, la cual brindó información acerca del su relieve y permitió hacer estimaciones de la superficie del fondo y del espejo de agua así como también del volumen de agua embalsada. La explicación detallada de la metodología se encuentra en el capítulo 3.

### **2.4. Sedimentos**

En febrero de 2014 se tomaron muestras de los 10 cm superficiales de sedimento de cada uno de los sitios por quintuplicado utilizando un muestreador cilíndrico de sedimentos de acrílico con punta de acero tipo Beeker (Eijkelkamp<sup>®</sup> Soil & Water) y se trasladaron al laboratorio, donde se colocaron en estufa a 40 °C hasta peso constante. Una vez secas, se procedió a molerlas y tamizarlas con una malla de 2000  $\mu\text{m}$ . A continuación se determinaron los siguientes parámetros:

pH actual: Se utilizó una relación 1:2,5 masa de sedimento:volumen de agua, se agitó



durante 30 segundos y se dejó 1 hora en reposo. Luego se midió el pH introduciendo en la suspensión un pHmetro previamente calibrado (SAMLA, 2004).

Conductividad eléctrica (CE): Se utilizó una relación masa de sedimento:volumen de agua de 1:2, se agitó por 15-20 minutos, se dejó 5 minutos más en reposo y a continuación se midió la conductividad con un conductímetro calibrado.

Granulometría: Esto permitió obtener los porcentajes de limo, arcilla y arena del sedimento. Esta determinación se realizó por el método de Bouyoucos (o del hidrómetro) en el CISAUA (Fac. Cs. Exactas y Museo - UNLP).

Por otra parte, en invierno de 2014 y en verano de 2015 se tomaron nuevas muestras de cada uno de los sitios con el propósito de realizar incubaciones en el laboratorio. El objetivo de las incubaciones fue estimar los flujos de intercambio de nitrógeno, fósforo, carbono y oxígeno que pudieran ocurrir entre el agua y el sedimento. Además, se estimaron las tasas de cambio de N, P y C en el interior del sedimento. Todo lo referente a estas incubaciones se explica detalladamente en el capítulo 7.

## 2.5. Análisis de la información

Los análisis estadísticos y los gráficos se realizaron con el paquete estadístico Statistica 7<sup>®</sup>. También se utilizó el programa Microsoft Office Excel 2010<sup>®</sup> para la construcción de los gráficos.

En todos los casos se probó la normalidad de los conjuntos de datos a través del test de Shapiro-Wilk para conjuntos de datos con 50 observaciones o menos, o utilizando el test de Kolmogorov-Smirnov para series de datos con  $n > 50$  (Zar, 2010). La homocedasticidad se estudió con el test de Bartlett para los datos normales y los test de Levene o Fligner-Killen cuando se rechazó la prueba de normalidad o en aquellos casos en que la presencia de datos extremos no pudo ser resuelta (Alzarte Ramírez, Aldana Bohórquez & Hernández Barajas, 2016). Cuando fue necesario, se transformaron los datos para obtener normalidad y homogeneidad de varianzas. Los análisis estadísticos realizados, se detallan en cada capítulo.

# Capítulo 3. Morfometría y batimetría del embalse

---

## 3.1. Introducción

El estudio del ambiente físico de los sistemas acuáticos es fundamental para comprender algunos aspectos de su ecología. En el caso de los lagos y los embalses, variables como la profundidad, la superficie, el volumen y la morfología, determinan en gran parte el funcionamiento de estos sistemas a través de su influencia sobre aspectos como los regímenes de mezcla vertical y la intensidad de las interacciones agua-atmósfera y agua-sedimento (Wetzel, 2001). Estos aspectos tienen a su vez efectos sobre la dinámica de los nutrientes y el desarrollo de las comunidades. Así, por ejemplo, la falta de una termoclina estable en lagos someros determina una mayor velocidad en el ciclado de nutrientes lo cual puede promover estados de eutrofia e hipertrofia. En los lagos y embalses con mayores tiempos de retención del agua se ve propiciado un mayor desarrollo de las comunidades propias de ambientes leníticos, y en los ambientes someros con sedimento fino se ven favorecidos procesos de resuspensión de los sedimentos generando mayores niveles de turbidez inorgánica.

En el caso de la represa Roggero, el único registro que comprende características del ambiente físico del embalse es un estudio batimétrico que se focalizó en la detección de las cavas más profundas con el objetivo de señalarlas y determinar zonas de riesgo potencial para la actividad balnearia (UNIREC, 1997). Fuera de este reporte, no se registraron estudios batimétricos completos ni actualizados de este embalse, los cuales consideramos que son importantes para entender algunos aspectos de su ecología y funcionamiento. Por lo tanto, uno de los objetivos de esta etapa fue generar un mapa batimétrico del embalse Roggero.

## 3.2. Materiales y métodos

Con el objetivo de estudiar la morfometría del embalse, en mayo de 2011 (nivel de cota: 18,5 m. s. n. m.) se midió la profundidad en 60 sitios dentro del embalse utilizando una ecosonda, al mismo tiempo que se registraron las coordenadas

geográficas de cada punto mediante un GPS. Por otra parte, para realizar la delimitación del embalse, sobre una imagen satelital ortorrectificada y georreferenciada (Landsat-5 TM 225\_028 del 30/03/2011), se reconstruyó el contorno del embalse utilizando el software ArcView GIS<sup>®</sup> 3.2 (ESRI), asignándosele a cada uno de esos puntos del contorno una profundidad igual a cero; de esta manera se logró obtener el contorno del embalse asociado a sus coordenadas geográficas. A continuación, se utilizó el programa Digger<sup>®</sup> 4 (Golden Software, LLC) para procesar los datos generados desde el ArcView y transformarlos desde el sistemas de coordenadas Gauss-Krüger al sistema de coordenadas geográficas. Finalmente, se realizó una reconstrucción del relieve del embalse utilizando el programa Surfer<sup>®</sup> 9 (Golden Software, LLC), el cual permitió integrar por un lado los datos de profundidad con sus coordenadas geográficas, y por el otro el contorno del embalse georreferenciado. El producto final fue un modelo que permitió conocer el relieve actual del lecho del embalse y hacer una representación gráfica de la misma, a la vez que permitió llevar a cabo estimaciones acerca de la extensión de la superficie del espejo de agua y del fondo del embalse, y del volumen de agua embalsada. Además, se utilizó esta información como base para realizar las siguientes estimaciones:

- Profundidad máxima: Es la máxima profundidad registrada del embalse. Este dato proviene de las mediciones directas realizadas con la ecosonda.
- Profundidad media: Se calcula como el volumen de agua del embalse dividido por su área superficial.
- Tiempo de retención del agua ( $t_R$ ): Está definido como el tiempo medio que demora el agua en salir del embalse una vez que ha ingresado al mismo. Se calcula como:

$$t_R = \frac{V}{Q}$$

donde,

$V$  es el volumen estimado del embalse en  $m^3$ , y

$Q$  es el caudal de entrada (o salida) en  $m^3 \cdot día^{-1}$ .

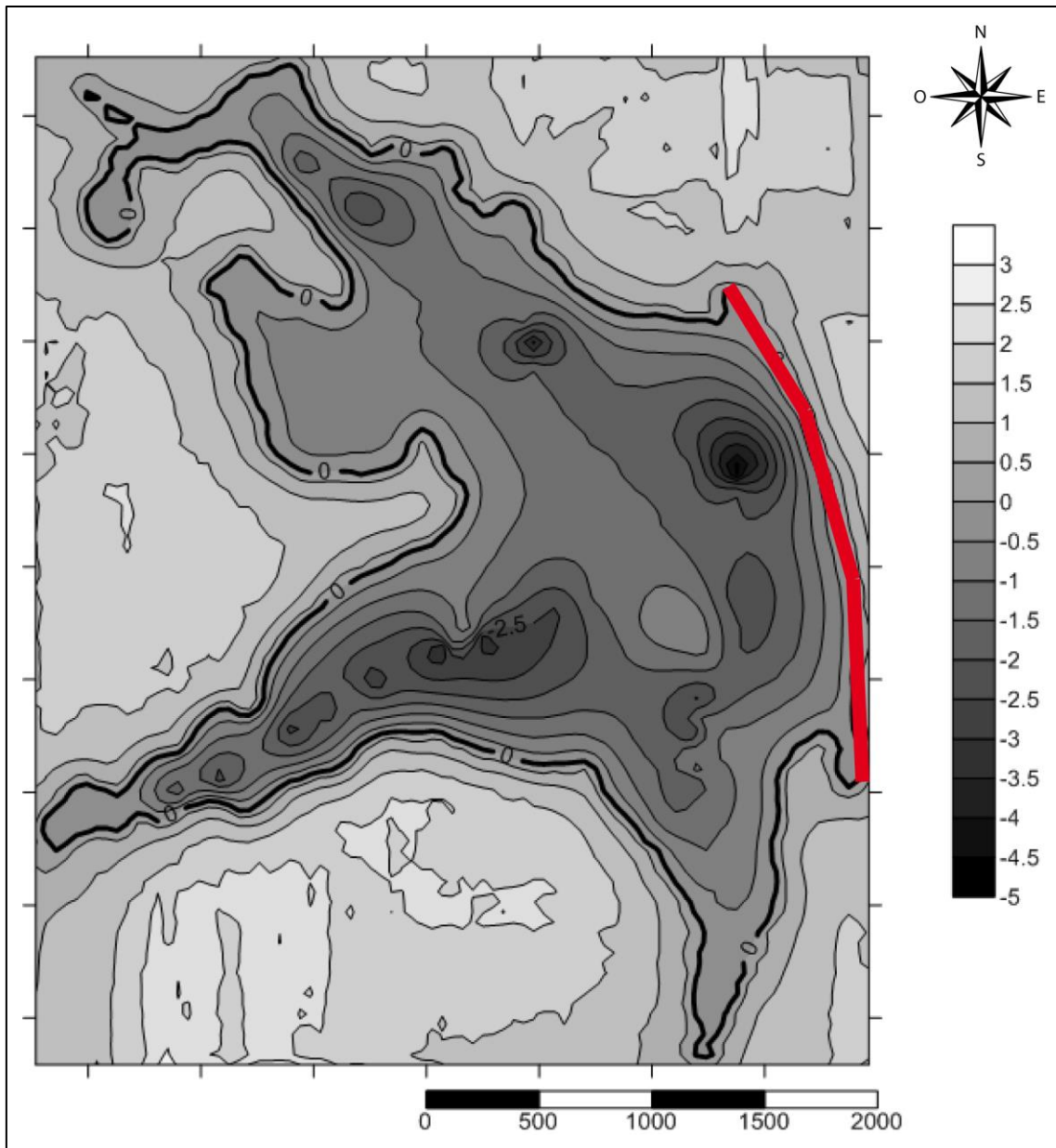
Si bien es posible estimar el tiempo de retención utilizando los caudales de entrada o los de salida, en este caso el cálculo se llevó a cabo con la primera opción ya que no se estimaron las pérdidas por evaporación en el embalse y tampoco se conoce si existen infiltraciones de agua a través del lecho del embalse. Para obtener una

estimación más robusta del tiempo de retención del embalse, se realizó un promedio de las estimaciones realizadas utilizando los caudales de entrada calculados durante 2011 ya que en todos los muestreos realizados en ese año, el nivel de cota del embalse se mantuvo con escasas variaciones respecto de los 18,5 m. s. n. m.

### **3.3. Resultados**

En la figura 3.1 se muestra la representación gráfica del modelo obtenido para el embalse. Como se puede observar, la zona más profunda se encuentra ubicada a unos 500 metros del murallón de la presa, alcanzando los 5,30 m. de profundidad, y hacia el sur de esta región se observa una segunda depresión de menor magnitud que la primera. Esta segunda depresión podría corresponder al trazo original del arroyo La Horqueta. Asimismo, en la figura es posible identificar fácilmente los antiguos cauces de los arroyos La Chozza y Durazno, ya que persisten una serie de depresiones en el terreno.

No obstante estas zonas de mayor profundidad, el embalse es un cuerpo de agua somero, con una profundidad media de 1,15 m, y con un 69,9 % de su superficie con una profundidad igual o menor a 1,5 m. La superficie del espejo de agua y la del lecho es en ambos casos de 623,6 ha a cota 18,5 m. s. n. m., siendo la diferencia entre ambas de menos del 0,01 %. De acuerdo a las estimaciones realizadas, el embalse alberga un volumen de agua de 7,19 hm<sup>3</sup> al nivel de cota mencionado.



**Figura 3.1.** Mapa batimétrico de la represa Ing. Roggero. La línea roja muestra la ubicación de la presa propiamente dicha. La isobata que marca el cero dibuja el contorno del embalse de acuerdo al modelo obtenido. La escala de las curvas de nivel, que se encuentra a la derecha del mapa, está representada en metros.

Finalmente, se estimó el tiempo de residencia del agua en el embalse para los cuatro muestreos de 2011, con resultados que van desde los 40 a los 213 días, dependiendo del caudal de entrada medido (Tabla 3.1). De acuerdo a estas estimaciones, el agua que ingresa permanece en el embalse un tiempo promedio de 90,8 días.

Muestreo	Caudales de entrada ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )	Tiempo de retención (días)
Verano	2,077	40,04
Otoño	1,511	55,04
Invierno	0,390	213,3
Primavera	1,515	54,89

**Tabla 3.1.** Caudales de ingreso a la represa durante los muestreos de 2011 y cálculo del tiempo de retención del agua expresado en días.

### 3.4. Discusión

En el trabajo batimétrico realizado por UNIREC (1997) en la represa Roggero, se reportó una profundidad máxima de 9 metros y la presencia de dos cavas con profundidades medias de 6 y 4,4 metros, ambas ubicadas enfrente de la presa. En el presente trabajo, presumimos la presencia de una de las cavas en la región de máxima profundidad detectada (5,3 metros a cota 18,5 m. s. n. m.), aunque no se encontraron indicios de la segunda cava detectada en el mencionado reporte. Lamentablemente, en el reporte de UNIREC no se informa el nivel de cota del embalse en el momento de la toma de las muestras así como tampoco las profundidades máximas encontradas en cada una de las cavas, por lo que no es posible hacer una evaluación de su comportamiento a lo largo del tiempo.

De acuerdo a sus dimensiones, si bien no hay un consenso general acerca de cómo se clasifican los embalses, se trataría de un embalse somero y pequeño, tanto desde el punto de vista de su superficie como del volumen de agua que almacena. En un año sin influencia de fenómenos como “El Niño” o “La Niña”, el agua tiene un tiempo de residencia que puede oscilar entre los 1,5 y los 7 meses, lo cual posibilitaría la ocurrencia de procesos de transformación química tanto de las sustancias particuladas como las disueltas, así como el desarrollo de comunidades fitoplanctónicas propias de sistemas lacustres.

# Capítulo 4. Calidad físico-química del agua, comunidades algales y respuestas metabólicas

---

*Este capítulo contiene al artículo de respaldo aceptado condicionalmente de acuerdo a Memorandum múltiple DP N° 182/13:*

Rigacci, LN, ADN Giorgi, CS Vilches, NA Ossana, and A Salibián. 2013. Effect of a reservoir in the water quality of the Reconquista River, Buenos Aires, Argentina. *Environ. Monit. Assess.* **185**: 9161–9168. doi:10.1007/s10661-013-3243-y

## 4.1. Introducción

Los sistemas acuáticos pampeanos han sido sometidos a un nivel creciente de estrés debido a los cambios en el uso de suelo. La agricultura se ha expandido en esta región en los últimos 50 años a expensas de los paisajes naturales y de las grandes extensiones de pasturas con escaso laboreo (Viglizzo *et al.*, 2010). Esta expansión ha traído como consecuencia un incremento en el uso de fertilizantes y pesticidas. Además, el cambio de tecnologías y de manejo de los sistemas agropecuarios ha aumentado la rentabilidad de los suelos, promoviendo el desplazamiento del ganado vacuno hacia tierras menos productivas como lo son la zona de ribera de los arroyos. Todos estos cambios han producido un incremento de la cantidad de nutrientes que ingresan a los sistemas acuáticos ya sea directa o indirectamente debido al arrastre de fertilizantes, o de orina y fecas del ganado (Arreghini *et al.*, 2005).

Los cambios en el uso del suelo no son el único problema que atenta contra la integridad estructural y funcional de los sistemas dulceacuícolas. Los controles insuficientes por parte de los organismos públicos han dado lugar a que —especialmente en las cercanías de los grandes centros urbanos— viviendas particulares, emprendimientos inmobiliarios como barrios cerrados y *countries*, e industrias de diversa índole viertan sus residuos a los cuerpos de agua superficiales con escaso o nulo tratamiento, aportando grandes cantidades de materia orgánica, nutrientes y tóxicos de naturaleza variada (Salibián, 2006).

La composición del agua de los sistemas fluviales está influenciada por las características de los ecosistemas terrestres y su grado de conservación. Margalef (1994) afirma que la interacción entre las aguas continentales y los ecosistemas terrestres refleja el estado general de las cuencas, y hace una analogía entre el drenaje del agua en los ríos y el sistema renal: el riñón recoge las sustancias tóxicas de la sangre, mientras que el río recibe los residuos de los alrededores. Estos residuos pueden modificar no solamente la calidad del agua sino también a las comunidades que en ella habitan (Armengol *et al.*, 1999; Prospero *et al.*, 2005; Echenique *et al.*, 2006).

El análisis de la estructura de las comunidades de perifiton y fitoplancton es una herramienta valiosa como indicadora del estado de un sistema. El perifiton es una comunidad rica en especies que responde predictiva y rápidamente a los cambios en las condiciones ambientales en un gran rango de escalas espaciales (Gaiser, 2009). Dado que cada especie tiene sus tolerancias y preferencias ambientales, esta comunidad puede utilizarse como un indicador biológico del cual se obtiene información complementaria a la suministrada por variables físicas y químicas (Cairns, McCormick & Niederlehner, 1993). Es una comunidad compacta y de ciclos de vida cortos que, al desarrollarse en un sitio determinado, se modifica por los impactos producidos por contaminantes u otro tipo de perturbaciones sobre ese lugar. Además, tiene la capacidad de absorber y concentrar sustancias contaminantes que estén disueltas en el agua y, dada su característica sésil, en él se integra información de eventos ocurridos en el pasado como puede ser el ingreso pulsado de uno o varios contaminantes, traduciéndose en cambios en su composición y en sus características estructurales y funcionales (Aizaki, 1985; Blanck, 1985).

El perifiton es una comunidad con una distribución altamente heterogénea que se desarrolla únicamente donde hay sustratos disponibles para la colonización. A su vez su distribución en el sustrato suele ser también heterogénea (Morin & Cattaneo, 1992). No obstante, el estudio del perifiton tiene la ventaja de representar los eventos que históricamente han ocurrido en el sitio estudiado por su característica de sésil y la consiguiente incapacidad de tomar distancia de la fuente contaminante (Stevenson, Bothwell & Lowe, 1996).

Se considera fitoplancton a las algas y bacterias fotosintéticas que se encuentran suspendidas en el agua con escasa o nula capacidad de locomoción y por lo tanto sujetas



a ser distribuidas por los movimientos del agua (Wetzel, 2001; Reynolds, 2006). Esto implica que ante cambios en las condiciones ambientales —como puede ser el ingreso de un contaminante—, el fitoplancton no tiene posibilidad de escape y se producen modificaciones en su estructura y funcionamiento debido a la desaparición de las especies más sensibles, así como la proliferación de aquellas especies o grupos algales resistentes a las nuevas condiciones.

El fitoplancton se encuentra restringido a aguas lénticas y a ríos o arroyos con velocidades de corriente relativamente bajas ya que a velocidades elevadas se fragmenta rápidamente o muere debido a la abrasión producida por la turbulencia (Wetzel, 2001). Los principales factores físicos que regulan la estructura y la dinámica del fitoplancton en sistemas lóticos son el caudal, la penetración de la luz, la temperatura, el tiempo de residencia, la morfología del cauce y las variaciones hidrométricas (Reynolds & Descy, 1996). Si bien los factores bióticos y químicos raramente se señalan como los únicos determinantes de cambios en el fitoplancton (Bahnwart, Hübener & Schubert, 1999), los nutrientes y la salinidad pueden ocasionar diferencias en la composición y abundancia de estas comunidades. Bauer (2009) afirma que en los arroyos pampeanos, la composición y dinámica de las comunidades son modificadas principalmente por la fisiografía, la geoquímica y el tipo de uso de suelo.

Los ríos con elevado estado trófico y mayor tiempo de residencia del agua, se relacionan con una mayor concentración algal fitoplactónica y la aparición de poblaciones comúnmente representadas en ambientes leníticos, como ciertas especies de cianobacterias o euglenoideos (Reynolds & Descy, 1996). Por lo tanto, la presencia de un embalse en un sistema fluvial rico en nutrientes favorecería la ocurrencia de cambios en la estructura y composición del fitoplancton, pudiendo generar a su vez un ambiente propicio para la aparición de floraciones algales. Estas floraciones algales, no sólo tienen efectos sobre el ecosistema acuático desde un punto de vista ecológico, sino que también lo hacen desde el punto de vista económico a través de la reducción del valor estético y recreativo, y la posible aparición de cambios organolépticos en los casos en que el agua embalsada es potabilizada y utilizada para el consumo humano (Prosperi *et al.*, 2005; Echenique *et al.*, 2006).

En el caso particular de la represa Roggero, si bien no son frecuentes, se ha reportado la ocurrencia de floraciones algales en el año 2008, el cual fue

particularmente seco y muy caluroso (Ignacio Healion, Jefe de guardaparques Reserva Municipal “Los Robles”, comunicación personal). Ringuelet (1962) afirma que una de las características generales de las lagunas bonaerenses es la ausencia de una estratificación persistente, y los asemeja a lagos polimícticos. Así, la ocurrencia de estratificaciones acotadas en el tiempo podrían explicar las floraciones algales antes mencionadas. Por lo tanto es necesario comprender el funcionamiento del embalse para poder predecir cuál es el riesgo de que se repitan dichos fenómenos. Por otra parte, aunque existen numerosos trabajos que evidencian un elevado nivel de contaminación del río Reconquista en sus cuencas media y baja (Castañé *et al.*, 1998; Topalián *et al.*, 1999b a; de Cabo *et al.*, 2000; Rovedatti *et al.*, 2001; Salibián, 2006), los estudios sobre la cuenca alta han sido escasos y fragmentados, y ninguno de ellos fue realizado directamente sobre la represa Roggero sino sobre el cauce principal, o en los arroyos afluentes, a varios kilómetros de la zona estudiada en este trabajo (Vilches *et al.*, 2011; Basílico *et al.*, 2013). Como se explicó en el capítulo 1, actualmente se cuenta con información acerca de las características físico-químicas y ecológicas de algunos de sus afluentes, pero se desconoce cómo es la respuesta del embalse a los ingresos previamente mencionados y tampoco se cuenta con información acerca del estado del río Reconquista en su nacimiento.

En este capítulo se realiza una evaluación integral de la represa Roggero y sus inmediaciones. Contar con esta información resulta fundamental para hacer una evaluación de la cuenca del río Reconquista en su conjunto, y como punto de partida para futuras discusiones acerca de las estrategias y acciones necesarias para la remediación y el saneamiento del río Reconquista. Los objetivos planteados en este capítulo de la tesis son:

- Estudiar la capacidad de estratificación de la represa Roggero.
- Evaluar la calidad del agua de las cuencas alta y media del río Reconquista.
- Comparar la estructura de las comunidades fitoplanctónicas y perifíticas de los diferentes sitios, considerando grandes grupos algales.
- Evaluar el metabolismo del perifiton como indicador del estado ecológico de los sitios estudiados.

## **4.2. Perfiles verticales del embalse**

### **4.2.1. Materiales y métodos**

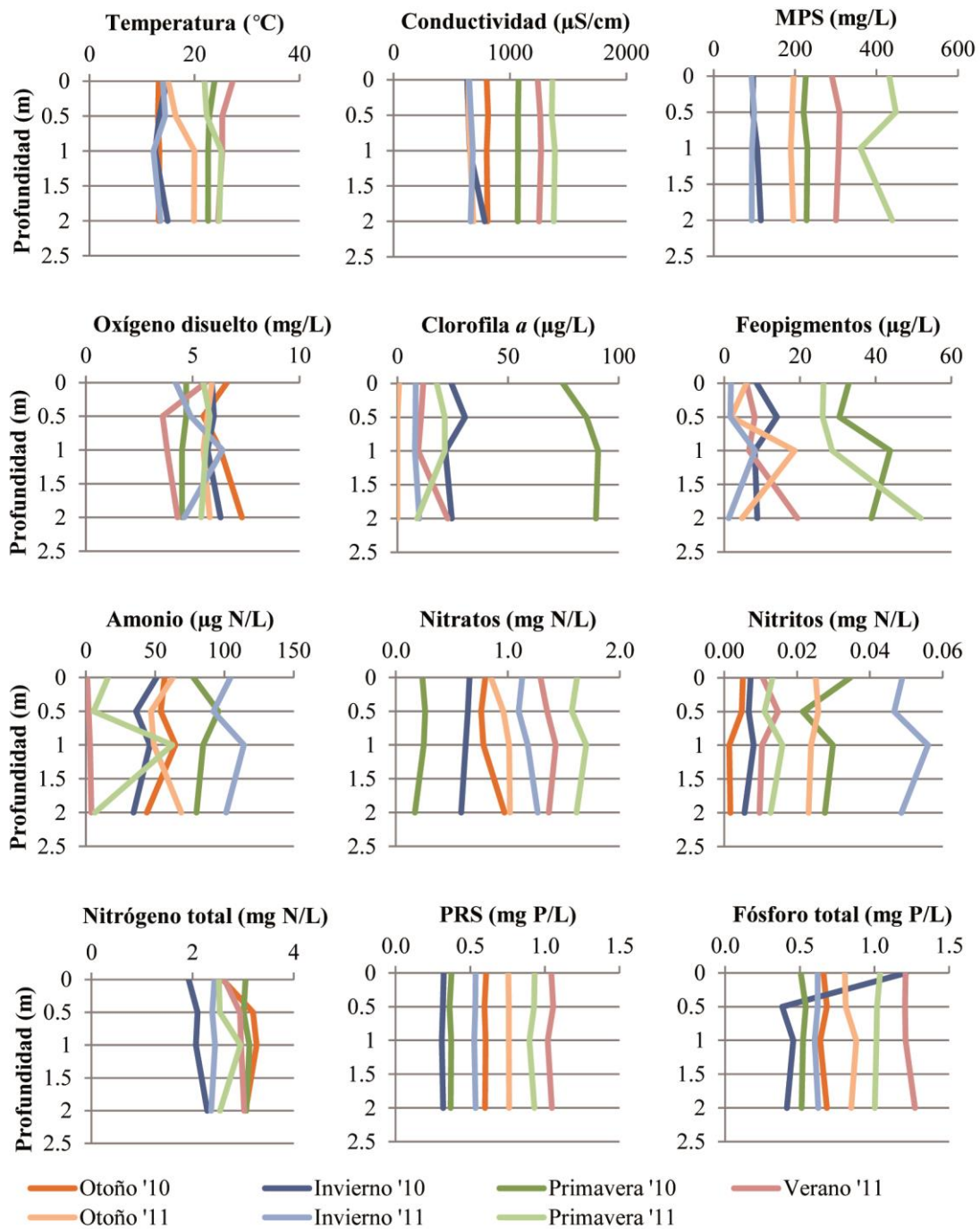
Con el objetivo de estudiar el perfil vertical del agua embalsada y conocer si existe algún tipo de estratificación vertical, entre mayo de 2010 y noviembre de 2011 se tomaron muestras de agua por duplicado a 0, 0,5, 1,0 y 2,0 metros de profundidad, en la región central del embalse, a aproximadamente 500 metros de la presa. No se tomaron muestras a mayor profundidad debido a que es un embalse muy somero y se deseaba evitar la zona de interfase agua-sedimento. Para la toma de muestras subsuperficiales se utilizó una botella tipo Niskin de 3,5 litros de capacidad aproximadamente. Los parámetros que se estudiaron fueron: oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica (CE), temperatura, fósforo reactivo soluble (PRS), amonio, nitratos, nitritos, nitrógeno total, fósforo total, cloruros, material particulado en suspensión (total y discriminado en sus fracciones orgánica e inorgánica (MPS, MPSO y MPSI, respectivamente)), sólidos disueltos (SD), clorofila *a* (Chl *a*) y feopigmentos (Phae). Los detalles de la toma y manipulación de las muestras así como los métodos empleados para las determinaciones fueron detallados en el capítulo 2.

Los resultados de los duplicados se promediaron y con el valor de esos promedios se graficaron los perfiles de las diferentes variables en cada estación del año, los cuales fueron comparados para evaluar la existencia de alguna tendencia estacional en la columna de agua (por ejemplo, mayor frecuencia de estratificación durante el verano). Resulta importante aclarar que cuando hablamos de estratificación en este trabajo, nos referimos a la formación de estructuras térmicas del cuerpo de agua que probablemente perduren sólo algunas horas.

### **4.2.2. Resultados**

Los perfiles realizados se muestran en la figura 4.1 donde se observa que la temperatura, la conductividad y el material particulado en suspensión (MPS), tienen un patrón estacional, con mayores valores en primavera-verano y menores en otoño-invierno. Por otra parte, al evaluar la temperatura a lo largo del gradiente de profundidad, se observa que normalmente no se produce estratificación en el embalse. Así, aunque en ocasiones se observa una leve estratificación térmica, no se registraron

cambios de otras variables físicas que afectan a la densidad del agua y que puedan aumentar su estabilidad como pueden ser la conductividad eléctrica o el MPS.



**Figura 4.1.** Perfiles de los parámetros más relevantes analizados en el embalse entre el otoño de 2010 y la primavera de 2011.

La ausencia de una estratificación térmica se ve también reflejada en los perfiles verticales del resto de los parámetros. Así, al analizar el oxígeno disuelto se observa que en varias oportunidades resultó ser idéntico en toda la columna de agua y sólo en

algunas ocasiones mostró variaciones a lo largo del perfil. Por otra parte, al analizar los valores de clorofila *a* y feopigmentos, no solamente no se observan cambios a lo largo del perfil vertical sino que además los valores de ambos parámetros son similares a lo largo del año con excepción de la primavera de 2010 donde se observa que la concentración de clorofila *a* fue 4 veces mayor comparado con los otros valores registrados. En la tabla 4.1 se muestra la relación MPSI:MPSO para cada perfil, donde se puede observar que en los muestreos de 2010 los cocientes en general son menores en comparación con los de 2011, lo cual estaría indicando que en 2011 hubo una mayor proporción de partículas en suspensión de origen inorgánico. Por otra parte, también se observa que habitualmente el mayor valor del cociente se encuentra a la máxima profundidad muestreada, lo que sugiere que podría haber una mayor influencia del sedimento del fondo.

Profundidad (m)	2010			2011		
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
0	5,81	5,68	7,47	6,54	5,90	8,33
0,5	5,65	5,55	7,39	6,55	6,07	8,36
1,0	5,92	5,86	7,61	6,54	6,10	7,69
2,0	6,54	5,91	7,68	6,74	6,11	8,17

**Tabla 4.1.** Cociente entre las fracciones inorgánica y orgánica del material particulado en suspensión (MPSI:MPSO).

Finalmente, al analizar los perfiles de los nutrientes de la figura 4.1, se observa que las concentraciones de PRS y de PT son constantes a lo largo de la columna de agua, con excepción del invierno de 2010 donde se registró una concentración elevada de PT en superficie que disminuyó abruptamente en profundidad. Salvo en el caso antes mencionado, el PRS representó casi la totalidad del PT hallado en el embalse, lo cual se evidencia en los valores de la relación PT:PRS, los cuales oscilaron entre 1,06 y 1,49; en invierno de 2010, el valor de ese cociente ascendió a 3,75. En cuanto a los compuestos nitrogenados, tanto los nitratos como el nitrógeno total mostraron pequeñas variaciones a lo largo del perfil, mientras que las variaciones observadas para el amonio y los nitritos fueron, en algunos casos, de gran importancia.

Como corolario, no se detectaron patrones que sugieran cambios a lo largo del

perfil vertical del embalse para los nutrientes, el oxígeno disuelto ni para otras variables físicas estudiadas.

### **4.3. Calidad físico-química del agua**

#### **4.3.1. Materiales y métodos**

Para llevar a cabo la evaluación de la calidad del agua se tomaron muestras en los sitios descritos en el capítulo 2 (Figura 2.3): la desembocadura de los arroyos La Choza, Durazno y La Horqueta, en el interior del embalse, en el nacimiento del río Reconquista (nombre del sitio: Reconquista 1), y a 17 km aguas abajo de la presa (sitio: Reconquista 2).

La toma de muestras, los parámetros medidos y la frecuencia de los muestreos se realizó de acuerdo a lo explicado en el capítulo 2.

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo utilizando el software Statistica 7<sup>®</sup>. La normalidad de las variables se testeó utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov ( $p > 0,20$ ), y la homogeneidad de varianzas con el test de Bartlett ( $p > 0,10$ ). Aquellas variables que no se ajustaron a una distribución normal se transformaron utilizando la función  $\text{Log}_e(x+1)$ . Las variables que aún luego de ser transformadas no presentaron normalidad, fueron excluidas de los análisis. Se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA, por su sigla en inglés) utilizando todas las variables excepto las que no cumplían con la condición de normalidad y aquellas que resultaban ser combinación lineal de variables analizadas. Además, se excluyó a la alcalinidad y la DQO por tres razones: 1) ambas variables tienen datos faltantes que producen una disminución del número de casos analizados, 2) un primer análisis incluyéndolas mostró que no resultaron ser importantes para explicar la varianza, y 3) al realizar el análisis con y sin ellas, los coeficientes de los factores no mostraron cambios de importancia para aquellas variables que resultan significativas.

Por otra parte, se realizaron comparaciones entre sitios a través del test HSD de Tukey utilizando las variables que son importantes para evaluar la calidad del agua y que cumplían con las condiciones de normalidad y homocedasticidad. Además, se llevó a cabo el test no paramétrico de Kruskal-Wallis utilizando aquellas variables que no se ajustaron a la distribución normal pero tenían homogeneidad de varianzas (Zar, 2010).

### **4.3.2. Resultados**

Los resultados indican que los arroyos afluentes al embalse tienen diferentes características, siendo el arroyo La Choza el que tiene las menores concentraciones de oxígeno disuelto así como los mayores niveles de nitrógeno amoniacal y total, PRS, fósforo total y DBO<sub>5</sub> (Tabla 4.2). Por otra parte, los arroyos Durazno y La Horqueta poseen concentraciones promedio de oxígeno disuelto entre 6 y 7 mg/L con valores de DBO<sub>5</sub> entre 5 y 6 mg O<sub>2</sub>/L. Las concentraciones de nutrientes (inorgánicos y totales) de los arroyos Durazno y La Horqueta fueron más bajas que para el arroyo La Choza, con excepción de los nitratos en el arroyo El Durazno que fueron en promedio mayor. No obstante su similitud, el arroyo Durazno tiene una concentración de MPSI significativamente menor que La Horqueta (Tukey  $p < 0,05$ ), a la vez que una conductividad eléctrica significativamente mayor (Tukey  $p < 0,05$ ) debida principalmente al contenido de cloruros. En cuanto a los pigmentos algales, la concentración de feopigmentos es significativamente mayor en el arroyo La Horqueta que en La Choza (Tukey,  $p < 0,05$ ), mientras que la clorofila *a* no mostró diferencias significativas entre los sitios (ANOVA,  $p > 0,05$ ), pese a que en apariencia las concentraciones son mayores en el arroyo La Choza en comparación al resto de los arroyos afluentes.

En cuanto al embalse Roggero, se observa que hay un mayor contenido promedio de MPS respecto de los arroyos afluentes a la vez que una menor concentración de sólidos disueltos. Esto puede relacionarse a la disminución que se observa de la conductividad, la concentración de cloruros y la dureza total. En cuanto a los nutrientes, y siempre en comparación con los arroyos afluentes, se observa un descenso en los niveles de amonio y de nitritos, aunque se registra un aumento en la concentración de nitratos. Las concentraciones de PRS, PT y NT en el embalse fueron intermedias respecto de los arroyos que lo alimentan, pudiendo ser el resultado de la mezcla del agua de estos últimos. En cuanto a la clorofila *a* no se observan diferencias significativas (ANOVA,  $p > 0,05$ ) en el embalse respecto de sus arroyos afluentes, aunque sí se observa un aumento significativo en la concentración de feopigmentos en el embalse respecto del arroyo La Choza (Tukey,  $p < 0,001$ ). Las características que adquiere el agua dentro del embalse se trasladan prácticamente sin cambios a la del agua del río Reconquista en su nacimiento (sitio Reconquista 1).

Parámetro	N	La Choza	Durazno	La Horqueta	Embalse	Reconquista 1	Reconquista 2
pH	10	7.98 (0.49)	8.3 (0.48)	8.46 (0.46)	8.05 (0.81)	8.3 (0.58)	7.61 (0.64)
Temperatura (°C)	10	19.8 (6.6)	19.8 (6.9)	20.1 (6.5)	20 (5.7)	21.3 (7.6)	20.8 (6.4)
Conductividad eléctrica (µS/cm)	10	1139 (387)	1448 (489)	935 (350)	761 (377)	828 (348)	989 (377)
O <sub>2</sub> disuelto (mg/L)	10	1.1 (1.0)	6.7 (3.3)	6.2 (3.4)	5.2 (1.9)	6.3 (1.4)	2.4 (2.4)
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	9	541 (96)	548 (138)	541 (180)	346 (78)	438 (217)	574 (149)
Dureza total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	10	109 (32)	129 (37)	105 (26)	83 (29)	81 (23)	121 (29)
MPS (mg/L)	10	23.0 (7.0)	29.3 (16.9)	132 (144)	171 (126)	168 (123)	75.4 (39.8)
MPSO (mg/L)	10	8.9 (4.5)	6.63 (3.3)	16.8 (15.2)	22.1 (13.7)	21.3 (13.1)	19.0 (8.9)
MPSI (mg/L)	10	14.1 (6.46)	22.6 (14)	115 (130)	149 (113)	146 (110)	56.5 (38.9)
SD (mg/L)	10	660 (208)	864 (296)	579 (223)	519 (219)	566 (218)	655 (153)
Cloruros (mg/L)	10	53.5 (21.9)	112 (49.7)	33.8 (25)	40.7 (24.2)	43.2 (20.4)	58.9 (25.7)
PRS (mg P/L)	10	1.00 (0.41)	0.30 (0.15)	0.39 (0.28)	0.61 (0.24)	0.60 (0.22)	1.58 (0.61)
Amonio (µg N/L)	10	4476 (3657)	502 (363)	30.5 (38.2)	69.0 (50)	69.3 (54.9)	8662 (6386)
Nitratos (µg N/L)	10	286 (431)	638 (461)	254 (239)	931 (541)	967 (484)	790 (681)
Nitritos (µg N/L)	10	82.5 (98)	84.1 (128)	18.9 (15.1)	20.6 (14.1)	19.7 (15.6)	200 (141)
N total (mg N/L)	7	6.09 (2.66)	3.02 (1.54)	2.49 (1.93)	3.15 (1.33)	3.53 (2.12)	11.8 (6.88)
P total (mg P/L)	7	1.34 (0.53)	0.4 (0.2)	0.46 (0.31)	0.81 (0.26)	0.75 (0.23)	2.11 (0.99)
C orgánico disuelto (mg C/L)	7	20 (13.9)	15.3 (12.5)	15.5 (4.3)	19.3 (11)	20.3 (12.6)	21 (13.9)
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	10	110 (254)	22.5 (30.2)	20.8 (27.3)	25.3 (43.4)	27.2 (34.8)	26.1 (30.8)
Feopigmentos (µg/L)	10	1.3 (1.3)	5.1 (4.7)	11.5 (12.9)	18.3 (22.4)	14.4 (13.6)	8.1 (7.9)
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	10	12.6 (9.7)	5.3 (4)	5.6 (3.2)	6.6 (2.4)	6.3 (1.2)	19.9 (13.3)
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	8	42.3 (25.7)	34.0 (21.1)	42.5 (21)	51.0 (16.3)	51.0 (18.5)	67.7 (34.9)
Arsénico (µg/L)	10	33 (13)	44 (20)	31 (16)	27 (16)	30 (18)	24 (8.4)
Cadmio (µg/L)	10	1.0 (1.1)	0.6 (0.2)	0.8 (0.5)	0.7 (0.2)	0.8 (0.5)	1.2 (1.7)
Cobre (µg/L)	10	3.0 (1.5)	4.7 (2.5)	5.7 (1.9)	6.2 (2.9)	5.1 (2.3)	5.5 (1.7)
Cromo (µg/L)	10	1.6 (0.5)	1.7 (0.7)	1.7 (0.7)	2.2 (1.8)	1.6 (0.5)	13.5 (14.9)
Plomo (µg/L)	10	2.3 (2.1)	2.2 (1.8)	3.1 (1.5)	3.4 (1.8)	2.6 (1.4)	3.0 (2.9)
Zinc (µg/L)	10	26 (38)	22 (27)	21 (19)	22 (31)	13 (5.7)	27 (20)

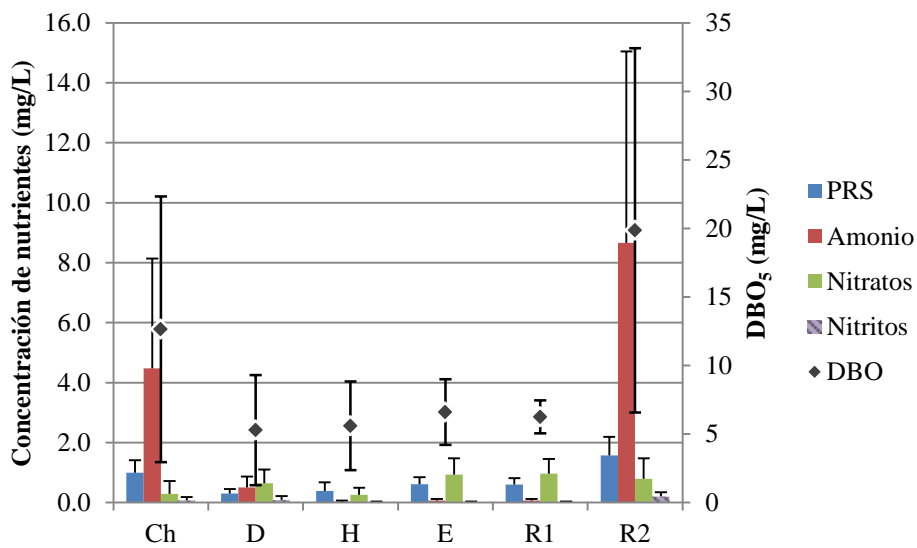
**Tabla 4.2.** Valores promedio y desviaciones estándar (entre paréntesis) de las variables medidas en cada sitio de muestreo entre agosto de 2009 y noviembre de 2011.

Cuando avanzamos aguas abajo del río Reconquista (sitio Reconquista 2), se observa que hay una disminución del MPS y del oxígeno disuelto, y un aumento pronunciado en las concentraciones de nitrógeno y fósforo inorgánicos y totales. Asimismo, se observa una tendencia al aumento en los valores de DBO<sub>5</sub>, DQO, conductividad, cloruros, dureza total y cromo.



Respecto de los metales estudiados, las concentraciones halladas fueron en general muy bajas y no mostraron diferencias significativas entre los sitios.

En la figura 4.2 se muestran los promedios y desvíos estándar de algunas variables relacionadas con la eutroficación y la materia orgánica para cada uno de los sitios. Allí puede observarse claramente que los sitios que presentan los mayores signos de contaminación son La Choza y Reconquista 2. Un análisis de correlación entre las variables graficadas de todos los sitios mostró una correlación significativa ( $p < 0,05$ ) entre las concentraciones de amonio, nitritos, PRS y  $DBO_5$ , mientras que los nitratos no mostraron correlación con ninguna de ellas.



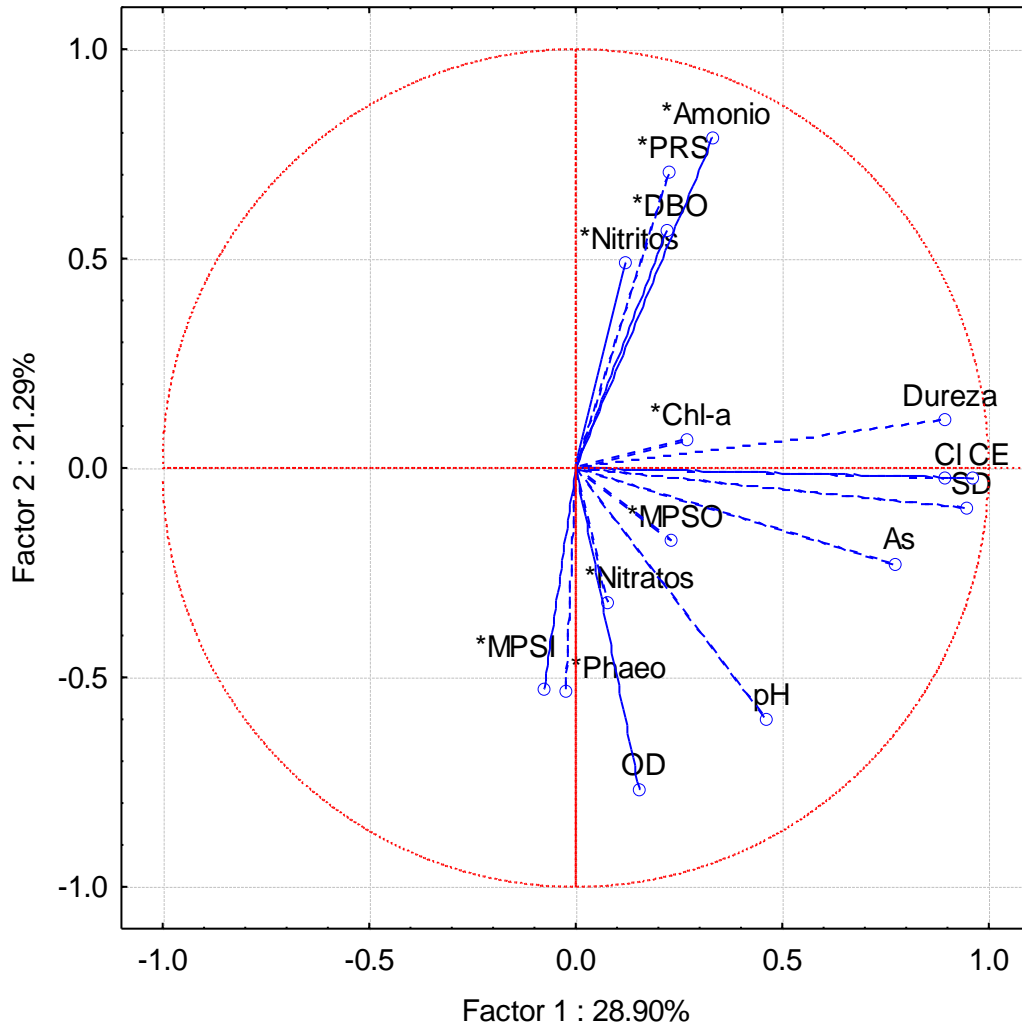
**Figura 4.2.** Promedios y desvío estándar de las concentraciones de nutrientes y  $DBO_5$  en función de los sitios estudiados. Referencias: Ch: La Choza, D: Durazno, H: La Horqueta, E: Embalse, R1: Reconquista 1, R2: Reconquista 2.

Se llevó a cabo un análisis de componentes principales con 16 variables. El análisis mostró que los cuatro primeros factores explican un 76,1 % de la varianza. Como se observa en la tabla 4.3, el primer factor se asoció con sustancias disueltas en el agua siendo las de mayor peso los sólidos disueltos, conductividad eléctrica, dureza total, cloruros y arsénico, el segundo factor se asoció positivamente con el PRS y el amonio, y negativamente con el oxígeno disuelto, el tercer factor con las fracciones orgánica e inorgánica del material particulado en suspensión, y el cuarto factor con la clorofila *a*. Así, los factores más importantes se relacionan con las características geológicas de cada sitio y con la calidad del agua, llegando a explicar el 50% de la

varianza (Figura 4.3), mientras que los factores vinculados a las propiedades ópticas del agua y a aspectos biológicos, tienen una importancia secundaria y probablemente se hallen condicionados por los primeros. En relación a las propiedades ópticas, resulta importante mencionar que a partir de las observaciones directas del agua se puede afirmar que si bien el MPSI puede contener partes inorgánicas de organismos como frústulos de diatomeas vacías, tecas de amebas, fragmentos de valvas, entre otros, esta fracción está constituida principalmente por limos y arcillas.

	<b>Factor 1</b>	<b>Factor 2</b>	<b>Factor 3</b>	<b>Factor 4</b>
<b>pH</b>	0.463509	-0.599812	0.014513	-0.063572
<b>OD (Oxígeno disuelto)</b>	0.155712	<b>-0.766230</b>	-0.294611	-0.039305
<b>CE (Conductividad eléctrica)</b>	<b>0.963071</b>	-0.025632	-0.155411	-0.008002
<b>Dureza total</b>	<b>0.895865</b>	0.114282	-0.110714	0.006992
<b>Cl (Cloruros)</b>	<b>0.891487</b>	-0.025652	-0.147098	0.099360
<b>log Amonio</b>	0.329295	<b>0.788623</b>	0.117378	0.247668
<b>log Nitratos</b>	0.078974	-0.319996	0.420129	0.550453
<b>log Nitritos</b>	0.120975	0.490334	0.169974	0.422350
<b>log PRS</b>	0.226902	<b>0.707173</b>	0.478014	-0.070426
<b>log DBO<sub>5</sub></b>	0.219544	0.568875	0.389139	-0.490460
<b>log Chl-a (clorofila a)</b>	0.268251	0.068634	0.074493	<b>-0.831046</b>
<b>log Phaeo (feopigmentos)</b>	-0.022212	-0.533587	0.497281	-0.385251
<b>log MPSO</b>	0.231847	-0.173317	<b>0.892708</b>	-0.005846
<b>log MPSI</b>	-0.075516	-0.526268	<b>0.780975</b>	0.192357
<b>SD (Sólidos disueltos)</b>	<b>0.948531</b>	-0.095112	0.031885	0.134142
<b>As (Arsénico)</b>	<b>0.774292</b>	-0.227551	-0.070161	-0.001289
<b>Autovalor</b>	4.624057	3.406971	2.409784	1.697887
<b>% explicado de la varianza total</b>	28.900357	21.293567	15.061151	10.611793

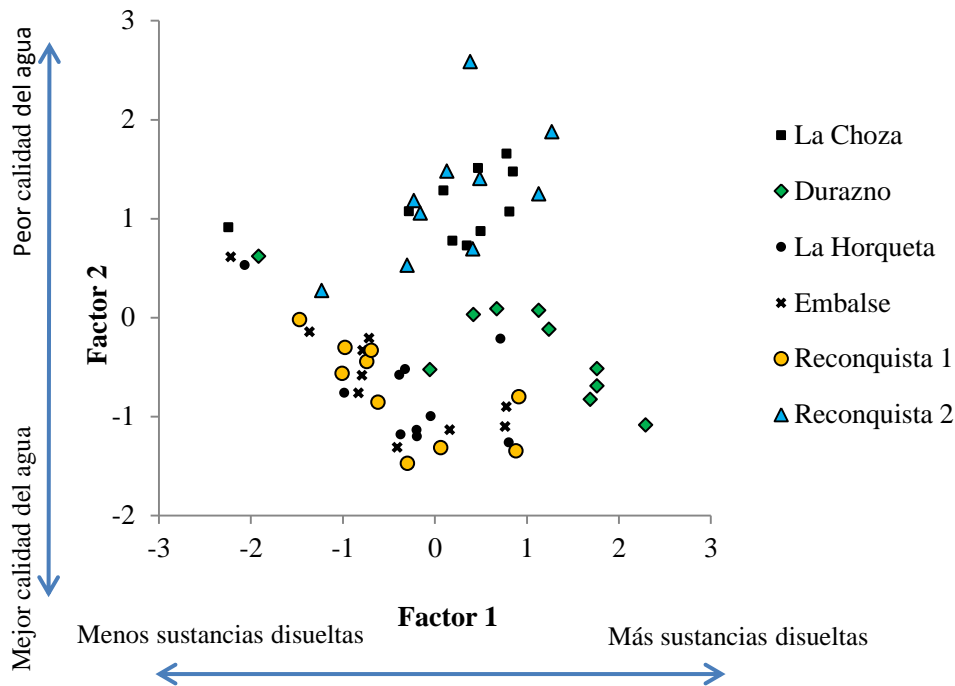
**Tabla 4.3.** Resultados del PCA: Peso de las variables, autovalores y porcentaje explicado de la varianza total para los cuatro primeros factores. Las variables cuyo nombre comienza con *log* fueron transformadas con la función  $\text{Log}_e(x+1)$ . Los valores resaltados tienen un peso mayor a 0,70.



**Figura 4.3.** Resultado del PCA: Proyección de las variables teniendo en cuenta los dos primeros factores. El factor 1 se relaciona con la salinidad y el factor 2 con la contaminación. Referencias: As, Arsénico; CE, Conductividad eléctrica; Chl-a, Clorofila *a*; Cl, Cloruros; DBO, Demanda biológica de oxígeno en 5 días; Dureza, dureza total; MPSO y MPSI, Material particulado en suspensión orgánico e inorgánico, respectivamente; OD, Oxígeno disuelto; Phaeo, Feopigmentos; PRS, Fósforo reactivo soluble; SD, Sólidos disueltos; las variables a cuyo nombre se antepone un asterisco fueron transformadas con la función  $\text{Log}_e(x+1)$ .

Se realizó un gráfico de dispersión con los puntajes (*scores*) del primer y segundo factor para cada sitio y muestreo (Figura 4.4). Se encontró que las muestras de La Choza y de Reconquista 2, se agrupan en la parte superior del gráfico —región que se asocia a una baja calidad del agua—, mientras que sitios La Horqueta, Embalse y Reconquista 1, se encuentran en la zona inferior, asociados a aguas bien oxigenadas y a menores concentraciones de nutrientes. Las muestras provenientes del arroyo Durazno, se ubican en una zona central respecto del factor 2 pero desplazada hacia la derecha, lo cual estaría indicando una calidad de agua entre buena e intermedia y una mayor

cantidad de sustancias disueltas. En la zona izquierda del gráfico se observa que se agrupa una muestra proveniente de cada sitio; estas muestras corresponden al muestreo de verano de 2010 el cual se realizó luego de una fuerte crecida que produjo un efecto de dilución en los ríos y arroyos de la región, disminuyendo las concentraciones de sustancias en el agua y por lo tanto produciendo una homogenización en los valores de los parámetros medidos entre los diferentes sitios.



**Figura 4.4.** Gráfico de dispersión con los puntajes de cada sitio y variable para los dos primeros factores del PCA. El factor 1 se relaciona con la salinidad y el factor 2 con la calidad del agua.

## 4.4. Estructura de las comunidades del fitoplancton y perifiton, y su relación con la calidad del agua

### 4.4.1. Materiales y métodos

Desde mayo de 2010 hasta noviembre de 2011, se tomaron muestras de fitoplancton a 10 cm de profundidad en los arroyos La Choza, Durazno, La Horqueta, en el interior del embalse y en el nacimiento del río Reconquista. Las muestras se tomaron de manera directa (sin red de fitoplancton) e inmediatamente se las colocó a 4 °C y oscuridad; una vez en el laboratorio, se fijaron con formol (concentración final: 1%) para su posterior observación cualitativa al microscopio. Como estimadores de la

biomasa y necromasa de los organismos fitoplanctónicos se utilizaron las concentraciones de clorofila *a* y de feopigmentos, respectivamente, en la columna de agua.

Simultáneamente, se tomaron muestras de perifiton adherido a macrófitas (epifiton) en los tres arroyos afluentes y en el río; no se tomaron muestras de perifiton en el embalse debido a que las macrófitas se hallaban únicamente en regiones costeras y muy someras, lo cual favorece la generación de microclimas donde los procesos físicos, químicos y biológicos no son representativos de lo que ocurre en el resto del embalse (Likens, 2010). Se decidió utilizar sustratos naturales debido a que ofrecen mayor realismo para la evaluación del perifiton ya que la comunidad mantiene la heterogeneidad propia del lugar, incluyendo la variabilidad poblacional y ambiental del mismo. Además, los sustratos naturales no son blancos de actos vandálicos, por lo que resultan convenientes para estudiar el perifiton en sitios de uso recreativo o de paso frecuente de personas, como es el caso de algunos de los sitios estudiados en este trabajo.

Las macrófitas más conspicuas de las presentes en los sitios de estudio fueron *Schoenoplectus californicus* (junco) e *Hydrocotyle ranunculoides*, sin embargo, ninguna de estas especies estuvo presente en todos los sitios a lo largo de todo el período estudiado, de modo que la toma de muestras quedó supeditada a la disponibilidad de macrófitas en cada sitio y muestreo ya que ha sido demostrado que en ambientes someros y sin limitación de nutrientes, los diferentes sustratos no producen una influencia relevante sobre la estructura de la comunidad perifítica que crece en ellos (Blindow, 1987; Cejudo-Figueiras *et al.*, 2010). En cada sitio, se cortaron cuatro trozos de aproximadamente 10 cm de longitud de junco sumergido, o de *H. ranunculoides* cuando el junco estaba ausente en el sitio de estudio. Las muestras fueron llevadas al laboratorio sumergidas en agua del sitio y en condiciones de frío y oscuridad. Una vez en el laboratorio, se procedió a raspar un tallo de macrófita proveniente de cada sitio con un cepillo de cerda suave y lavarlo en un volumen conocido de agua de canilla libre de cloro, hasta obtener una suspensión de la comunidad perifítica. Por otro lado, se midió cada tallo (largo y perímetro) para poder referir las mediciones realizadas a la superficie ocupada por el perifiton. En cuanto a la suspensión de algas resultante, una alícuota se fijó con formol (concentración final: 1%) para su posterior observación al microscopio, y el resto se dividió en dos alícuotas que se filtraron utilizando filtros de

fibra de vidrio de 0,7  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro: una para determinar clorofila *a* y feopigmentos, y la segunda para determinar el peso seco (PS) y el peso seco libre de cenizas (PSLC); las determinaciones de estos parámetros se realizaron de acuerdo a lo descrito en el capítulo 2. Con el objetivo de expresar los resultados en función de la superficie ocupada, se multiplicó cada uno de los resultados obtenidos por el volumen de agua utilizado para realizar la resuspensión y se los dividió por la superficie colonizada estimada. Esta estimación se hizo teniendo en cuenta las medidas de los sustratos y la forma de su sección transversal.

Los tres trozos restantes de macrófitas se reservaron para realizar estimaciones de metabolismo de la comunidad en el laboratorio (ver sección 4.5.).

Las muestras fijadas con formol, se utilizaron para realizar observaciones en el microscopio óptico compuesto con magnificación de 400 aumentos con el propósito de saber cuáles eran las proporciones de los grandes grupos algales (nivel de división o clase) en cada muestra. Los criterios utilizados para realizar los conteos fueron los siguientes:

- Se contaron 300 individuos por muestra o 3 preparados (5 transectas por preparado), lo que se completó primero.
- Los organismos filamentosos o coloniales se contaron por unidad (un filamento o colonia = un organismo. Ejemplo: *Oscillatoria* spp., *Scenedesmus* spp.).
- Los organismos unicelulares o pseudofilamentosos (ej.; *Fragilaria* spp.), se contaron por célula (una célula = un organismo).
- Se registró la especie o género dominante, cuando lo hubo.

Las determinaciones taxonómicas se hicieron de acuerdo con los criterios de Komárek & Anagnostidis (2005) para la división Cyanophyta, Patrick & Reimer (1966) para las Chlorophyta, Graham & Wilcox (2000) para las Bacillariophyceae, y Tell & Conforti (1986) para las Euglenophyceae. Se siguió el criterio de clasificación propuesto por Ruggiero *et al.* (2015a b).

Con las medidas de clorofila, peso seco y peso libre de cenizas del perifiton, se aplicaron algunos índices que dan una idea del estado trófico de la comunidad:

- El Índice Autotrófico (IA) (APHA/AWWA, 2005): evalúa la biomasa algal presente respecto de la biomasa total perifítica ya que compara la proporción autotrófica con

la masa heterotrófica representada por bacterias, hongos, protozoarios, pequeños animales y restos orgánicos en degradación depositados. Se calcula como:

$$IA = \frac{\text{Peso seco libre de cenizas}}{\text{Clorofila } a}$$

Donde valores mayores a 200 indican una comunidad heterotrófica (APHA/AWWA, 2005).

- Los índices de Lakatos (1989) respecto del contenido de cenizas y clorofila *a*: caracterizan el perifiton de acuerdo a los siguientes criterios:

Contenido de cenizas		Contenido de clorofila <i>a</i>	
% de cenizas	Clasificación	% de Clorofila <i>a</i>	Clasificación
> 75	Tipo I. Inorgánico	> 0,60	Tipo I. Autotrófico
50-75	Tipo II. Inorgánico-orgánico	0,25-0,60	Tipo II. Auto-heterotrófico
25-50	Tipo III. Orgánico-inorgánico	0,10-0,25	Tipo III. Hetero-autotrófico
< 25	Tipo IV. Orgánico	< 0,10	Tipo IV. Heterotrófico

Con el objetivo de detectar patrones temporales y espaciales, se compararon los resultados de clorofila *a* y feopigmentos del fitoplancton y del perifiton entre cada estación del año y entre cada sitio a través de un ANOVA, previa transformación de las variables con la función  $\text{Log}_e(x+1)$  para cumplir con los supuestos de la prueba estadística; cuando los resultados del ANOVA mostraron diferencias significativas, se realizó un test de Tukey. Además, se realizaron correlaciones lineales con datos de material particulado en suspensión inorgánico, nutrientes y DBO<sub>5</sub> para comprender la influencia de algunas variables ambientales sobre la biomasa y necromasa de las comunidades algales. Cuando fue necesario, se transformaron los datos para cumplir los supuestos de normalidad y/o homogeneidad de varianzas.

Además, la información de la composición de las comunidades de fitoplancton y perifiton se analizó con el software PRIMER 6 (Plymouth, Estados Unidos). Dado que el objetivo del trabajo fue comparar la composición relativa de las comunidades de los diferentes sitios, en primer lugar se estandarizó cada muestra de acuerdo a las abundancias totales de cada una de ellas (Clarke & Warwick, 2001; McCune & Grace, 2002). A continuación, se realizó una matriz cuadrada con los coeficientes de similitud de Bray-Curtis para las comunidades fitoplanctónicas y perifíticas discriminadas por

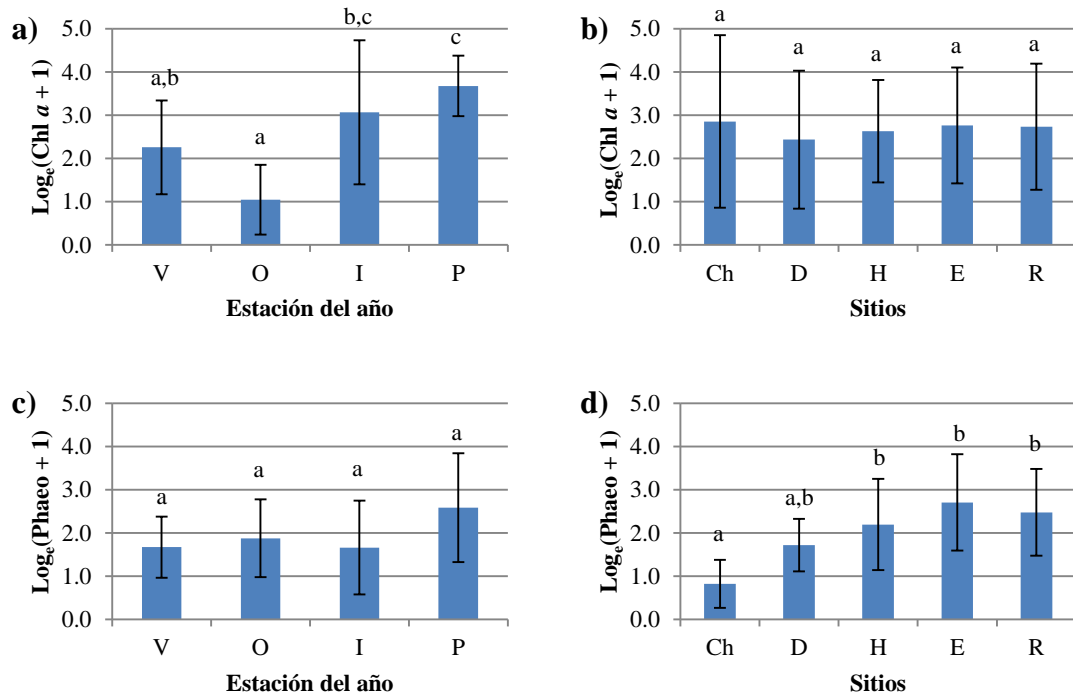
sitio y fecha de muestreo. A partir de cada una de esas matrices, se realizó un Análisis de Similitud (ANOSIM) utilizando los sitios de muestreo como factor de agrupamiento. El número de permutaciones realizadas en todos los casos fue de 999. Además, sobre los datos estandarizados, se llevó a cabo un Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) para cuantificar la contribución relativa de cada grupo a las disimilitudes observadas entre los sitios para aquellos casos en que el análisis ANOSIM resultó significativo. Finalmente, se realizó una representación gráfica de estos resultados a través de un Escalamiento no métrico Multidimensional (MDS, por su sigla en inglés).

#### **4.4.2. Resultados**

La biomasa algal estimada a través de la clorofila *a* fue mayor en la primavera y menor en otoño, tomando valores intermedios en invierno y verano (Figura 4.5a). Cuando se indagó acerca de la existencia de patrones espaciales comparando la clorofila *a* entre los diferentes sitios, no se encontraron diferencias significativas (ANOVA,  $p > 0,05$ ) (Figura 4.5b). Tampoco se hallaron correlaciones significativas entre la clorofila *a* y las variables ambientales testeadas (Tabla 4.4), con excepción de la DBO<sub>5</sub> que, aunque el test arrojó una correlación positiva y significativa, el hecho de que sea un caso aislado del resto de las correlaciones lleva a que carezca de sentido biológico.

En cuanto a los feopigmentos no se observaron diferencias significativas a lo largo del año (ANOVA,  $p > 0,05$ ) (Figura 4.5c). Una comparación entre sitios reveló que las concentraciones de feopigmentos son significativamente menores en el arroyo La Choza que en los sitios La Horqueta, Embalse y Reconquista (Tukey,  $p < 0,05$ ) (Figura 4.5d), lo cual podría relacionarse con las diferencias en el MPSI registrada entre esos sitios (Figura 4.6b), ya que este último causaría cambios en el ambiente lumínico en los diferentes sitios. Al realizar correlaciones se encontró que la concentración de feopigmentos se correlaciona positivamente con la fracción inorgánica del material particulado en suspensión (Tabla 4.4). También se encontró una correlación negativa y significativa de los feopigmentos con el amonio que nuevamente sería una correlación carente de sentido biológico. Como puede observarse en la figura 4.6a, no se observaron diferencias significativas en la cantidad de MPSI en las diferentes estaciones del año, lo cual coincide con lo observado con los feopigmentos.

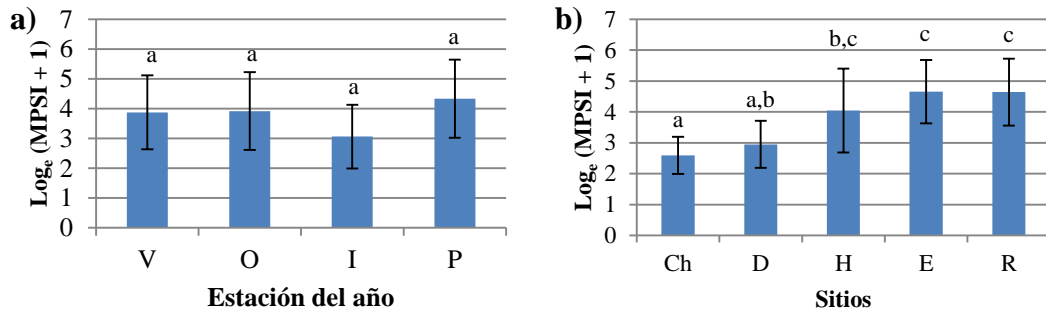




**Figura 4.5.** Promedios de la concentraciones fitoplanctónicas de clorofila *a* halladas en a) las diferentes estaciones del año y b) los diferentes sitios; y promedios de la concentraciones fitoplanctónicas de feopigmentos halladas en c) las diferentes estaciones del año y d) los diferentes sitios. Las barras de error muestran la desviación estándar. Los grupos que comparten letra dentro de un mismo gráfico, no muestran diferencias significativas entre sí (Tukey,  $p > 0,05$ ). Referencias: Ch: La Choza; D: Durazno; H: La Horqueta; E: Embalse; R: río Reconquista; O: otoño; I: invierno; P: primavera; V: verano.

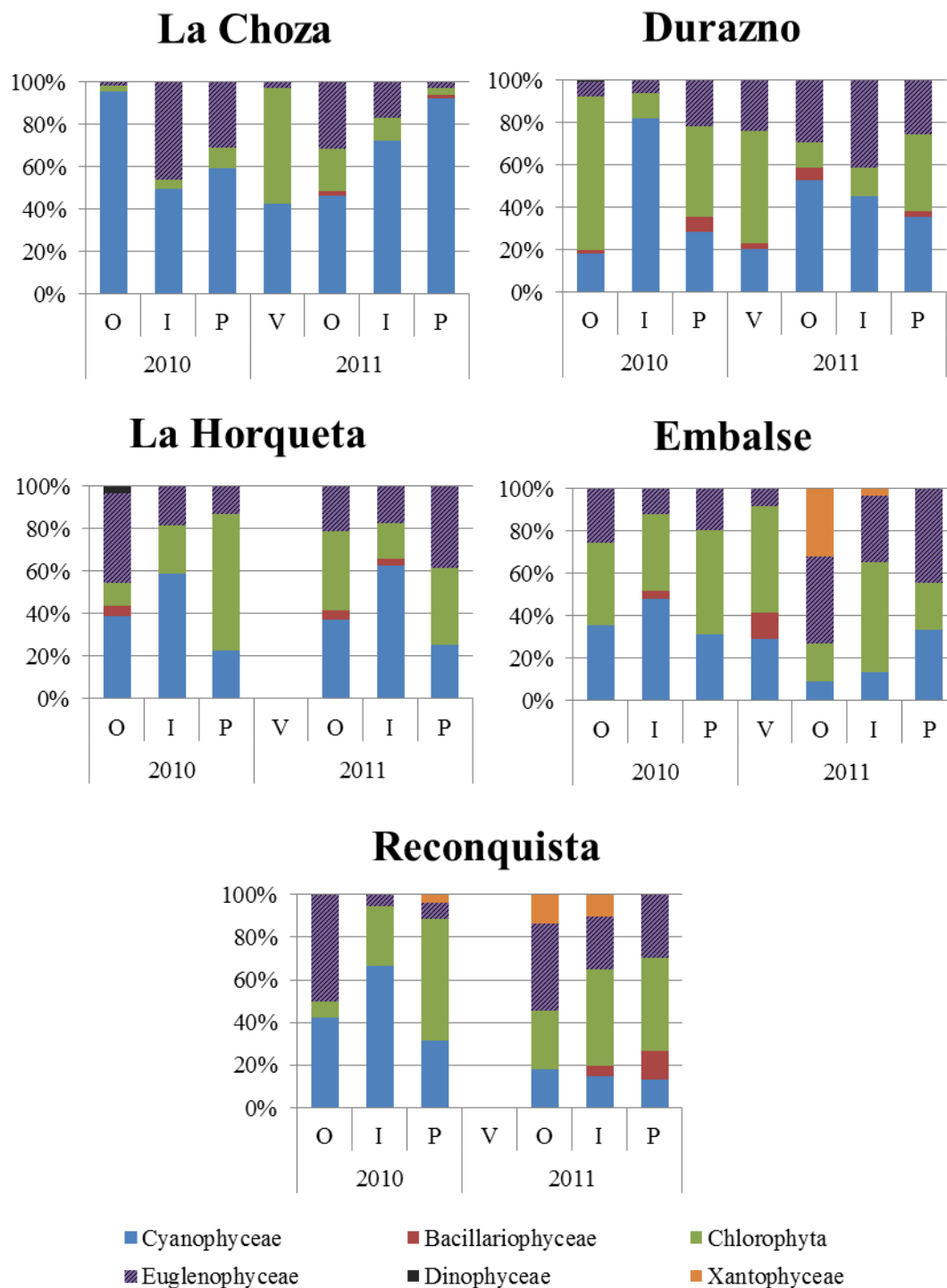
	MPSI	PRS	Amonio	Nitratos	Nitritos	NT	PT	DBO <sub>5</sub>
Clorofila <i>a</i>	-0.085 $p=0.559$	0.123 $p=0.394$	-0.079 $p=0.586$	-0.261 $p=0.067$	-0.108 $p=0.453$	-0.109 $p=0.452$	0.019 $p=0.181$	<b>0.495</b> $p=0.000$
Feopigmentos	<b>0.546</b> $p=0.000$	-0.228 $p=0.111$	<b>-0.567</b> $p=0.000$	0.174 $p=0.226$	-0.231 $p=0.106$	-0.166 $p=0.251$	-0.239 $p=0.094$	0.062 $p=0.668$

**Tabla 4.4.** Coeficientes de correlación y nivel de significancia para las comparaciones realizadas entre la clorofila *a* y los feopigmentos versus algunas variables ambientales. Todas las variables utilizadas en las comparaciones fueron transformadas con  $\text{Log}_e(x+1)$



**Figura 4.6.** Promedio de la concentración de la fracción inorgánica del material particulado en suspensión (MPSI) halladas en a) las diferentes estaciones del año, y b) los diferentes sitios. Los grupos que comparten letra dentro de un mismo gráfico, no muestran diferencias significativas entre sí (Tukey,  $p > 0,05$ ). Referencias: Ch: La Chozza; D: Durazno; H: La Horqueta; E: Embalse; R: río Reconquista; O: otoño; I: invierno; P: primavera; V: verano.

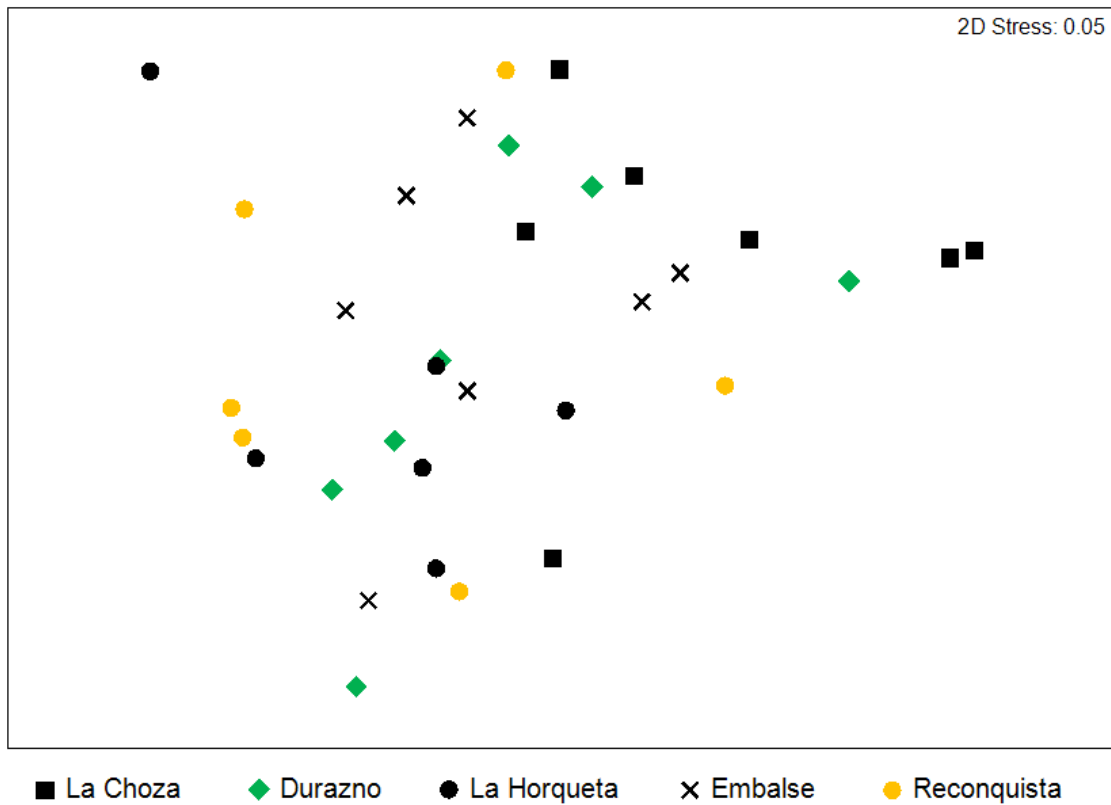
En la figura 4.7 se muestran las abundancias relativas porcentuales de las comunidades del fitoplancton de los sitios estudiados. Lamentablemente, las muestras de La Horqueta y Reconquista correspondientes a verano de 2011 se perdieron durante la etapa del almacenamiento. Los grupos dominantes del fitoplancton en cuanto a abundancia fueron Cyanophyceae, Chlorophyta y Euglenophyceae, siendo las Bacillariophyceae, Xanthophyceae y Dinophyceae grupos muy escasamente representados en todos los sitios, con excepción de algunos casos particulares como ocurrió en el embalse en octubre de 2011 donde el 31 % de los individuos pertenecían a la división Xanthophyceae (Figura 4.7). Las Cyanophyceae del género *Lyngbya* fueron el grupo predominante en el sitio La Chozza, mientras que en el resto de los sitios los grupos que aparecieron como dominantes fueron variables y limitados en tiempo y espacio, como por ejemplo *Euglena* spp. que fueron dominantes en el embalse y en el río Reconquista en primavera de 2011 y en otoño de 2010, respectivamente (ver Anexo). A nivel temporal, tampoco se encontraron patrones de predominancia con excepción del invierno de 2010 donde en los sitios Durazno, La Horqueta, Embalse y Reconquista predominaron algas del orden Chroococcales (clase Cyanophyceae).



**Figura 4.7.** Abundancias relativas porcentuales de los grupos algales del fitoplancton en cada uno de los sitios a lo largo del período estudiado. Referencias: O: otoño; I: invierno; P: primavera; V: verano.

De acuerdo al ANOSIM no existen diferencias en cuanto a la estructura del fitoplancton de los sitios ( $R$  global = 0,062,  $p$  = 0,129). El ordenamiento mediante escalamiento no-métrico multidimensional (MDS) permitió obtener una buena representación de los datos, sin perspectiva real de hacer una interpretación errónea,

dato el valor de stress de 0,05 (Clarke & Warwick, 2001) (Figura 4.8). En este ordenamiento, se observa una gran dispersión, sin signos de agrupamiento de las muestras provenientes de un mismo sitio. Los resultados del análisis SIMPER (Tabla 4.5) muestran que existe un grado de similitud semejante tanto entre muestras de un mismo sitio como entre muestras de sitios diferentes.

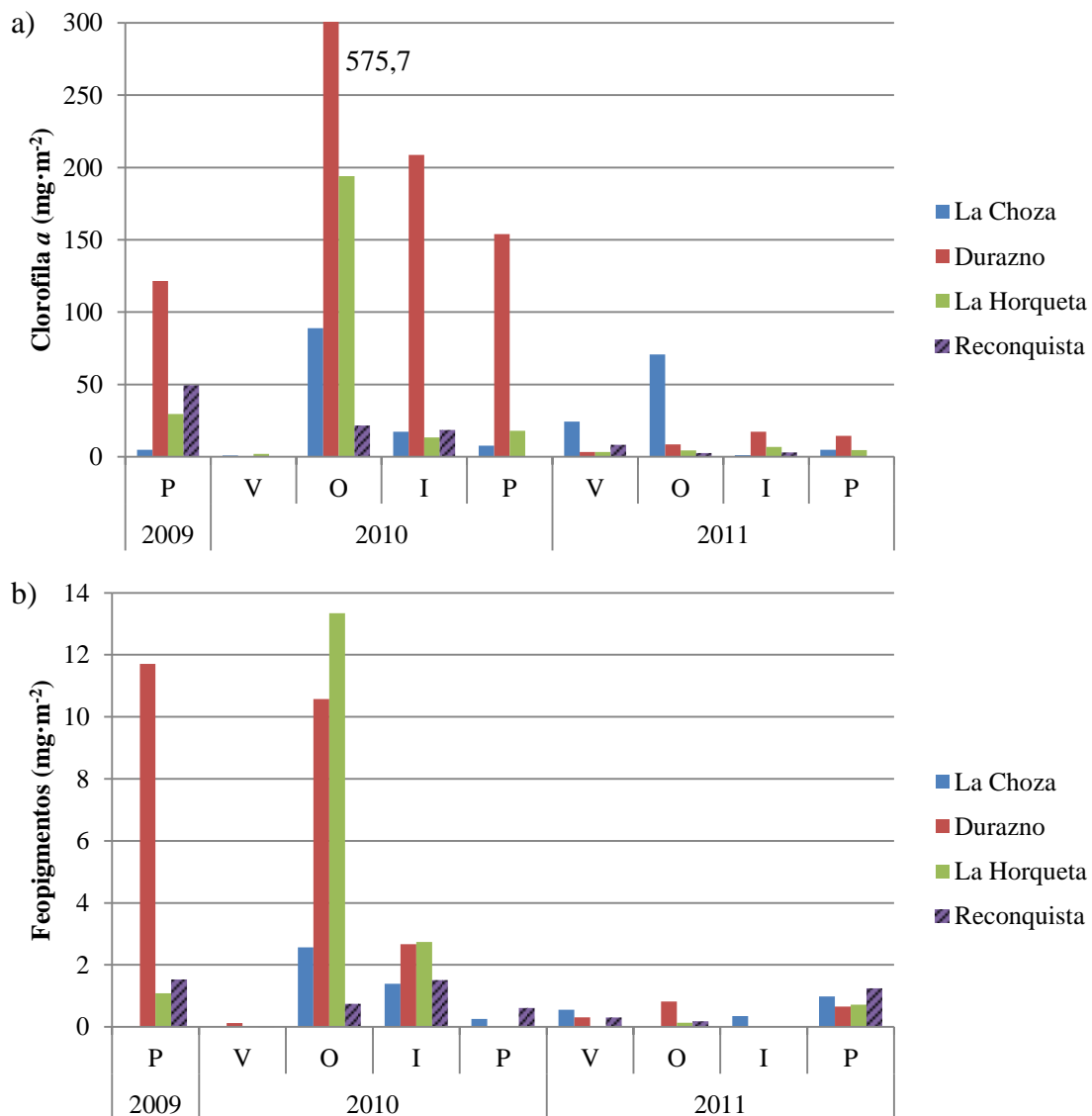


**Figura 4.8.** Ordenamiento de las comunidades fitoplanctónicas obtenido mediante el escalamiento no métrico multidimensional (MDS) utilizando como variables las abundancias relativas de cada grupo taxonómico de cada comunidad.

	La Choza	Durazno	La Horqueta	Embalse	Reconquista
La Choza	<b>66,05</b>				
Durazno	60,97	<b>63,83</b>			
La Horqueta	53,34	67,30	<b>68,22</b>		
Embalse	63,40	69,73	69,10	<b>71,02</b>	
Reconquista	54,25	64,51	67,69	66,77	<b>60,28</b>

**Tabla 4.5.** Resultados del análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) para las comunidades de fitoplancton. Valores cercanos a 100 indican que las comunidades comparadas tienen una estructura con un alto grado de similitud. Los valores que están sobre la diagonal, muestran el grado de similitud dentro de cada grupo y los valores que están sobre el cuadrante inferior, el porcentaje de similitud entre grupos.

En cuanto al perifiton, en primavera de 2009 y en otoño, invierno y primavera de 2010, la biomasa autotrófica del sitio Durazno fue mucho mayor que la del resto de los sitios (Figura 4.9a). Además, se observa que durante 2011 el desarrollo de la comunidad perifítica fue escaso en general siendo el máximo valor registrado de 70,7 mg·m<sup>-2</sup> de clorofila *a* en el arroyo La Choza. Cuando se realizó una comparación entre sitios a través del test de Tukey no se encontraron diferencias significativas en la biomasa autotrófica del perifiton.



**Figura 4.9.** a) Concentraciones de clorofila *a* y, b) de feopigmentos del perifiton en función del tiempo. Nótese el cambio de escala en ambos gráficos. Referencias: O: otoño; I: invierno; P: primavera; V: verano.

Por su parte, los feopigmentos permiten inferir que la necromasa fue en general baja para esta comunidad (Figura 4.9b). Al igual que en el caso de la clorofila *a*, no se

hallaron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes sitios y tampoco se detectaron patrones espaciales, aunque es posible observar que la concentración de feopigmentos acompaña los cambios de concentración de clorofila *a* del perifiton, y que en 2010 los valores fueron en general más altos que en 2011.

El índice autotrófico (IA), mostró valores correspondientes a comunidades heterotróficas en casi un 80 % de los casos para los sitios La Horqueta y Reconquista, seguida por el arroyo La Chozza donde también se observa una predominancia del estado heterotrófico de la comunidad perifítica (Tabla 4.6). Por otra parte, en el arroyo Durazno se observa que en la mayoría de los muestreos el perifiton se clasificó como predominantemente autotrófico. Estos resultados están en concordancia con lo hallado a través del índice de Lakatos clorofila, donde se observa que el perifiton con mayor grado de heterotrofia se encuentra en el río Reconquista con 5 muestras clasificadas como perifiton heterotrófico (tipo IV), seguido por el arroyo La Horqueta con un perifiton predominantemente hetero-autotrófico (tipo III), luego La Chozza con perifiton que oscila entre heterotrófico (tipo IV) y auto-heterotrófico (tipo II) y por último el arroyo Durazno que tiene un predominio de perifiton tipo III a la vez que es el sitio con una mayor frecuencia de perifiton autotrófico (tipo I).

		Número de casos en cada categoría			
Índice	Categoría	La Chozza	Durazno	La Horqueta	Reconquista
Índice autotrófico	< 200	4	5	2	2
	> 200	5	4	7	7
Lakatos % de clorofila <i>a</i>	Tipo I	0	2	1	0
	Tipo II	3	2	1	2
	Tipo III	3	4	4	2
	Tipo IV	3	1	3	5
Lakatos % de cenizas	Tipo I	1	1	0	0
	Tipo II	3	3	5	3
	Tipo III	4	5	4	5
	Tipo IV	1	0	0	1

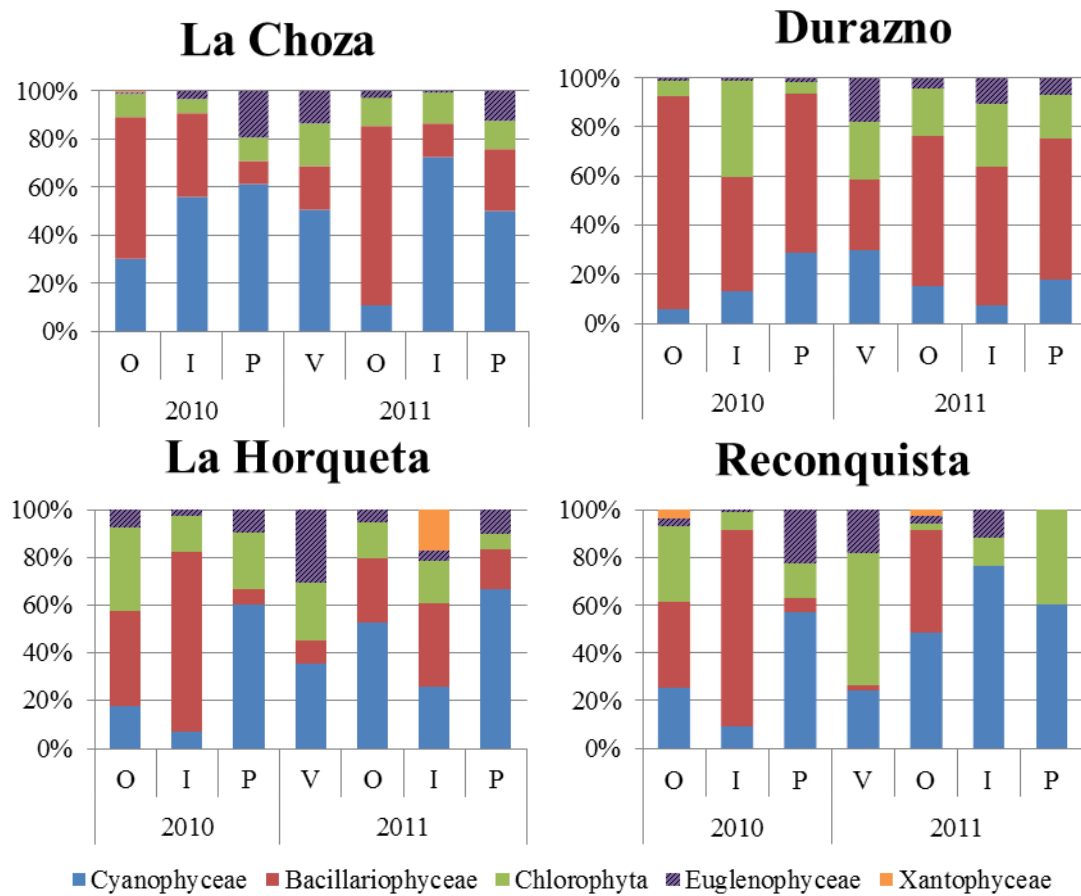
**Tabla 4.6.** Clasificación del perifiton de cada sitio de acuerdo a los índices calculados. La tabla muestra la frecuencia con que se clasificó al perifiton dentro de cada categoría.

El análisis del índice de Lakatos según el porcentaje de cenizas muestra que las comunidades perifíticas se clasifican en general como inorgánicas-orgánicas (Tabla

4.6). En los arroyos La Choza y Durazno se observa una gran variabilidad, en el arroyo La Horqueta el perifiton tiene características intermedias entre inorgánico y orgánico, y el río Reconquista tiene una mayor tendencia a ser orgánico-inorgánico.

El análisis de la composición indicó que los grupos con mayor abundancia de individuos en la comunidad perifítica fueron Cyanophyceae y Bacillariophyceae, mientras que en general Chlorophyta fue un grupo minoritario y Euglenophyceae estuvo restringido tanto espacial como temporalmente, llegando a porcentajes de alrededor del 20% de los individuos sólo en cinco muestras de un total de 28 (Figura 4.10). El arroyo La Choza tuvo una predominancia de Cyanophyceae filamentosas de los géneros *Lyngbya* y *Oscillatoria* en cuatro de los siete muestreos (ver Anexo). En el resto de los sitios, se registraron grupos predominantes de manera aislada, de manera que la situación regular fue la ausencia de grupos dominantes o codominantes, como por ejemplo en el arroyo Durazno en que diatomeas del género *Gomphonema* fueron dominantes en otoño de 2010 y codominantes en primavera de 2011 junto con *Navicula* spp. No se registró ningún patrón temporal en el conjunto de los sitios a lo largo del período estudiado.

La comparación de las comunidades del perifiton de los diferentes sitios a través del test ANOSIM arrojó un R global igual a 0,133 ( $p < 0,05$ ) (Tabla 4.7), lo cual indica que existen ligeras diferencias que son estadísticamente significativas. En la tabla 4.7 también se muestra la comparación entre pares de sitios donde se observa que la comunidad perifítica del sitio Durazno es diferente del resto de las comunidades ( $p < 0,05$ ), mientras que no fue posible detectar diferencias entre las de los sitios La Choza, La Horqueta y Reconquista. Al realizar un ordenamiento a través del escalamiento no-métrico multidimensional (MDS), al igual que en el caso del fitoplancton, se obtuvo una buena representación de los datos ya que el nivel de stress fue de 0,07 (Clarke & Warwick, 2001) (Figura 4.11). Allí se observa que los ensambles del arroyo Durazno se encuentran relativamente agrupados, mientras que los del resto de los sitios tienen un elevado grado de dispersión.

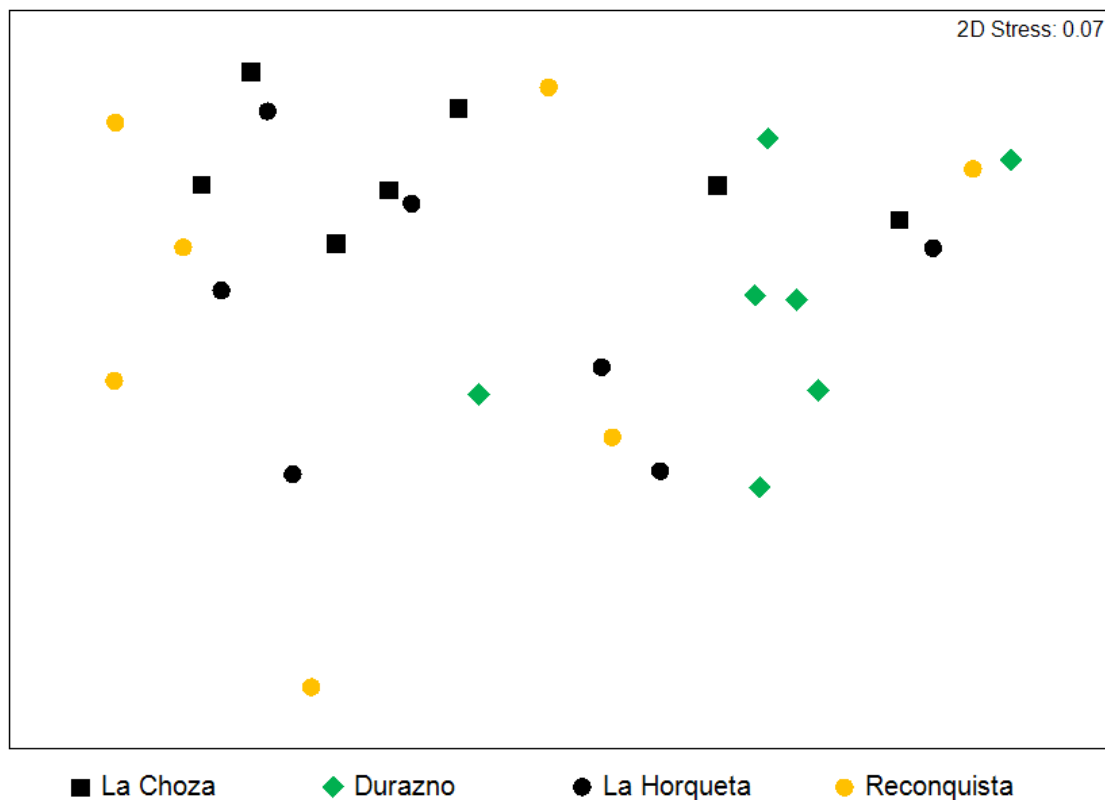


**Figura 4.10.** Abundancias relativas porcentuales de los grandes grupos algales del perifiton de cada sitio y muestreo. Referencias: O: otoño, I: invierno, P: primavera, V: verano.

Sitios comparados	Estadístico R	Valor de p
<b>R global</b>	<b>0,133</b>	<b>0,044</b>
La Choza-Durazno	<b>0,378</b>	<b>0,014</b>
La Choza-La Horqueta	-0,047	0,599
La Choza-Reconquista	-0,015	0,444
Durazno-La Horqueta	<b>0,245</b>	<b>0,041</b>
Durazno-Reconquista	<b>0,306</b>	<b>0,026</b>
La Horqueta-Reconquista	-0,078	0,761

**Tabla 4.7.** Resultados del ANOSIM (R global y nivel de significación) y prueba de pares para la estructura de la comunidad perifítica de cada sitio (valor de R y nivel de significación para cada comparación entre pares de sitios). Los resultados significativos ( $p < 0,05$ ), se indican en negrita.





**Figura 4.11.** Ordenamiento de las comunidades de algas periféricas obtenido mediante el escalamiento no-métrico multidimensional (MDS) utilizando como variables las abundancias relativas de cada grupo taxonómico de cada comunidad.

A través del análisis SIMPER, se pudo observar que el perifiton del arroyo Durazno tiene una mayor proporción de Bacillariophyceae y una menor proporción de Cyanophyceae, siendo estos grupos algales los mayores responsables de las disimilitudes halladas entre los sitios (Tabla 4.8).

<b>SIMPER</b>				
Sitios: Durazno y La Choza			% Disimilitud: 41,37	
Taxa	Abundancia relativa promedio		% Contribución relativa	% Contribución acumulada
	Durazno	La Choza		
Cyanophyceae	17,01	47,8	39,6	39,6
Bacillariophyceae	57,34	33,52	37,75	77,35
Chlorophyta	19,54	11,28	13,99	91,33

Sitios: Durazno y La Horqueta			% Disimilitud: 40,21	
Taxa	Abundancia relativa promedio		% Contribución relativa	% Contribución acumulada
	Durazno	La Horqueta		
Bacillariophyceae	57,34	29,89	42	42
Cyanophyceae	17,01	37,96	31,24	73,24
Chlorophyta	19,54	19,68	13,79	87,03
Euglenophyceae	6,12	9,98	9,88	96,91

Sitios: Durazno y Reconquista			% Disimilitud: 48,56	
Taxa	Abundancia relativa promedio		% Contribución relativa	% Contribución acumulada
	Durazno	Reconquista		
Bacillariophyceae	57,34	24,2	42,63	42,63
Cyanophyceae	17,01	42,85	30,01	72,64
Chlorophyta	19,54	23,37	18,02	90,66

**Tabla 4.8.** Resultados del análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) para las comunidades de perifiton que mostraron ser significativamente diferentes de acuerdo al ANOSIM. Se indica el porcentaje de disimilitud promedio, las abundancias relativas promedio de cada taxa y el porcentaje de contribución de cada taxa a las diferencias encontradas.

## 4.5. Metabolismo del perifiton

### 4.5.1. Materiales y métodos

Entre noviembre de 2009 y noviembre de 2011, con frecuencia trimestral, se realizaron estimaciones de producción neta (PN) y de respiración (R) de la comunidad perifítica de los arroyos La Choza, Durazno, La Horqueta y del río Reconquista (sitio 1) a través del método de las cámaras claras y oscuras (Vilches, Giorgi & Casco, 2013), utilizando cajas plásticas herméticas como cámaras de metabolismo (unidad experimental). Las determinaciones se realizaron en una habitación cerrada con temperatura controlada ( $20 \pm 2,0$  °C) donde se expusieron las cámaras a luz artificial

( $100 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) por el lapso de 1 hora, y se las mantuvo durante 2 horas en oscuridad total. En cada cámara, se colocó una porción de aproximadamente 10 centímetros de sustrato natural (macrófita) colonizado, junto con agua corriente no clorada y se midió el oxígeno disuelto al inicio y al final de las incubaciones. Las comunidades se colectaron en el campo el día previo a la incubación y fueron mantenidas a  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$  y a la oscuridad con agua del sitio de extracción. Las mediciones de oxígeno se realizaron con un oxímetro *Hach Hd40 multi* con sonda óptica de la serie LDO101 (sensibilidad:  $0,01 \text{ mg O}_2/\text{L}$ ). En cada oportunidad, se incluyó un blanco de agua corriente no clorada para corregir las estimaciones de PN y R. Las incubaciones para cada uno de los sitios y el control se llevaron a cabo por triplicado. La producción neta se estimó a partir de las cámaras incubadas en la luz mientras que la respiración se estimó con las incubadas a la oscuridad. La producción bruta (PB), se calculó como la suma de la producción neta y la respiración en cada una de las cámaras. El cálculo de PN y R se hizo de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$PN \text{ o } R \left( \text{mg O}_2 \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1} \right) = \left[ \left( \frac{\Delta[\text{O}_2] \times V}{t} \right)_{\text{Perifiton}} - \left( \frac{\Delta[\text{O}_2] \times V}{t} \right)_{\text{Control}} \right] \times \text{Sup}^{-1}$$

donde,

$\Delta[\text{O}_2]$  es la diferencia de la concentración de oxígeno disuelto al inicio y al final de la incubación, en  $\text{mg/L}$ ;

$V$  es el volumen de agua del recipiente plástico hermético, en litros;

$t$  es el tiempo, en horas; y,

$\text{Sup}$  es la superficie del sustrato colonizado por perifiton, en  $\text{m}^2$ .

Finalmente, se evaluó la respuesta del perifiton a través del parámetro P/R, donde P es la producción bruta y R la respiración. Este cociente nos permite saber, desde un punto de vista metabólico, si la comunidad: a) está en proceso de crecimiento ( $\text{P/R} > 1$ ), b) está atravesando un proceso de retracción o es sostenida por fuentes de energía externa como la materia orgánica disuelta ( $\text{P/R} < 1$ ), o c) está en un estado de equilibrio ( $\text{P/R} = 1$ ).

La información obtenida se utilizó para hacer una comparación del metabolismo del perifiton entre sitios. Para ello, se realizó una prueba de normalidad y homogeneidad

de varianzas con los test de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente. Dado que ninguna variable se ajustó a la distribución normal y sólo la PN tenía homogeneidad de varianzas, se procedió a transformar la variable Respiración con la función  $\text{Log}_e(x+1)$ , lográndose homocedasticidad en el conjunto de datos. En consecuencia, se realizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis sobre las variables PN y  $\text{Log}_e(\text{Respiración}+1)$ . Además, se realizó un análisis temporal de la evolución de las medidas metabólicas utilizando gráficos ya que el número de réplicas utilizadas no eran suficientes para llevar a cabo un análisis estadístico (para Primavera,  $n = 3$ ; para el resto de las estaciones del año,  $n=2$ ).

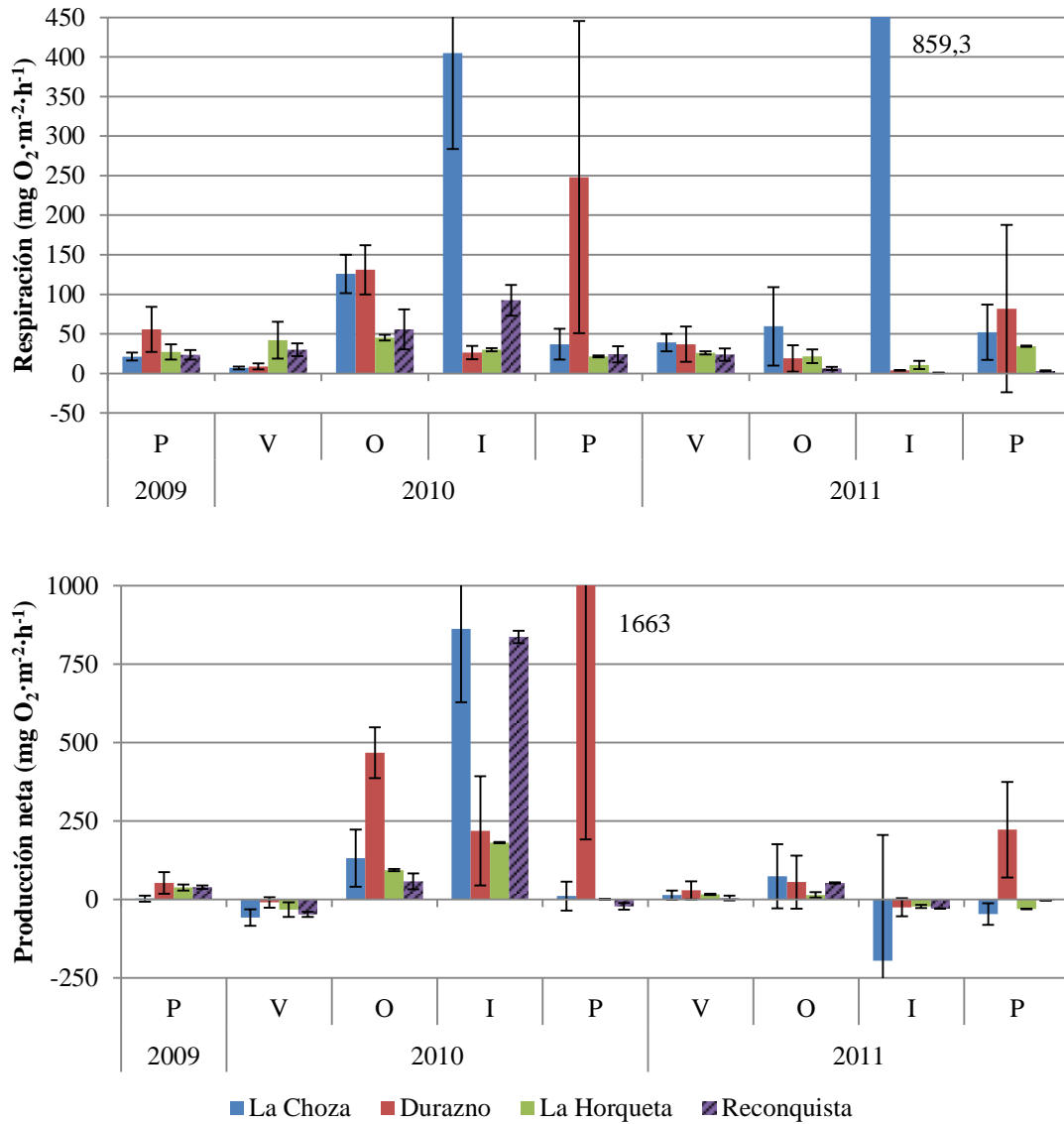
#### **4.5.2. Resultados**

En el arroyo La Choza, la respiración fue mayor durante el invierno, mientras que en el resto de los sitios no se observa ningún patrón temporal respecto de ese parámetro (Figura 4.12). Por otra parte, la producción neta no mostró ningún patrón estacional, aunque es posible observar que hubo una disminución notable de la producción a partir del verano de 2011 en todos los sitios, la cual en los primeros muestreos resultó positiva (excepto en verano de 2010), y luego fue muy baja o negativa.

Haciendo una comparación entre sitios, si bien en apariencia existen diferencias tanto en las tasas respiratorias como en la producción neta, las mismas no son estadísticamente significativas (ANOVA,  $p > 0,05$ ).

Al evaluar el cociente P/R, se encontró que el perifiton del Durazno es el que posee los mayores valores del cociente y sólo mostró valores menores a uno en verano de 2010 y en invierno de 2011 (Tabla 4.9). El primero coincide con el evento de crecida y el segundo con el momento de menor radiación solar incidente. Por otra parte, en La Horqueta y Reconquista casi el 50 % de las mediciones arrojaron valores del cociente menores a uno, lo cual indica que en estos sitios el perifiton tiene un desarrollo limitado con períodos de crecimiento y de retracción, o bien alterna entre períodos de predominancia de autotrofia o de heterotrofia. En cuanto al arroyo La Choza, se observa que los valores del cociente son elevados, siendo el máximo registrado de 3,13, aunque en general son menores que los encontrados para el resto de los sitios. Esto se podría relacionar con la baja calidad del agua del sitio ya que pese a tener un ambiente

lumínico favorable para el desarrollo de las comunidades perifíticas, pero la gran cantidad de materia orgánica presente en el agua favorecería el desarrollo de heterótrofos en el perifiton, produciendo un aumento en las tasas respiratorias.



**Figura 4.12.** Tasa respiratoria y producción neta de la comunidad perifítica de los arroyos afluentes a la represa Roggero y del río Reconquista a lo largo del período muestreado. Las barras de error muestran la desviación estándar. Nótese el cambio de escala en ambos gráficos.

		La Choza	Durazno	La Horqueta	Reconquista
2009	<b>Primavera</b>	1.10	1.94	2.40	2.64
2010	<b>Verano</b>	<b>-7.37</b>	<b>-0.12</b>	<b>0.22</b>	<b>-0.60</b>
	<b>Otoño</b>	2.05	4.56	3.06	2.02
	<b>Invierno</b>	3.13	9.31	7.02	10.05
	<b>Primavera</b>	1.28	7.70	0.99	<b>0.08</b>
2011	<b>Verano</b>	1.34	1.77	1.61	1.17
	<b>Otoño</b>	2.24	3.89	1.65	9.18
	<b>Invierno</b>	<b>0.77</b>	<b>-5.53</b>	<b>-1.12</b>	<b>-41.95</b>
	<b>Primavera</b>	<b>0.10</b>	3.71	<b>0.10</b>	<b>0.04</b>

**Tabla 4.9.** Cociente P/R para el perifiton de cada sitio y muestreo. Los valores resaltados son aquellos que corresponden a un cociente menor a uno.

#### 4.6 Discusión y conclusiones

Scheffer (2004) considera como someros a aquellos lagos cuya profundidad media es menor a 3 metros (sin importar su superficie), los cuales pueden ser extensamente colonizados por macrófitas y no se estratifican por largos períodos pues con frecuencia se produce la mezcla de la totalidad de la columna de agua. De acuerdo a esta descripción, el embalse Roggero se podría asemejar a un lago somero ya que los resultados de los perfiles mostraron que no existe estratificación vertical o ésta es limitada temporalmente. Esto último se evidencia a través de los perfiles de temperatura ya que, aunque en algunas oportunidades se registraron diferencias entre la superficie y el fondo del embalse, las mismas no representan situaciones de estabilidad pues o bien la diferencia térmica es escasa, o bien el agua con mayor temperatura (menos densa) se encuentra debajo del agua más fría (más densa) como es el caso de otoño y primavera de 2011. Por otra parte, los cambios en el oxígeno disuelto observados a lo largo de la columna de agua no pueden explicarse únicamente por las variaciones en la temperatura de la misma, y tampoco se condicen con la presencia de estratificación en la columna de agua, de modo que podrían estar relacionados con otros factores como un mayor consumo de oxígeno en determinadas regiones debido a la actividad biológica asociada a mayores densidades de microcrustáceos y rotíferos con ciclos de migración diaria dentro de la columna de agua (Ringelberg, 2010). Otra posibilidad es que estén asociados a la ocurrencia de fenómenos de circulación como el descrito por Langmuir

(Langmuir, 1938; Wetzel, 2001) que consiste en la generación de celdas de circulación helicoidal en el agua por acción del viento, de modo que la región central de la celda tiene un bajo nivel de mezcla mientras que el agua de la superficie y el fondo se mantiene mezclada.

La escasa variación de la concentración de clorofila *a* hallada a las distintas profundidades en los perfiles muestra nuevamente que el agua está en constante mezcla. Además, las concentraciones registradas estarían indicando que en general hay un escaso desarrollo fitoplanctónico en términos de biomasa algal, aunque puede haber excepciones como ocurrió en la primavera de 2010. Wetzel (2001) afirma que a medida que la latitud aumenta se observa una mayor variación en el nivel de desarrollo de las comunidades fitoplanctónicas como resultado de las variaciones de temperatura y condiciones lumínicas. Así, este autor explica que en regiones templadas y frías es normal que se produzca en primavera un aumento del fitoplancton en términos de número y biomasa como consecuencia del aumento de la temperatura y de las mejores condiciones lumínicas en el agua. De acuerdo a lo explicado, el aumento en la clorofila *a* en la primavera de 2010 tiene origen en los cambios estacionales. Por lo antes expuesto, también era de esperarse un aumento del fitoplancton en la primavera de 2011, el cual no ocurrió. Sin embargo, en la primavera de 2011 se registró la mayor concentración de MPS del período (Figura 4.1) y se observó una relación MPSI:MPSO significativamente mayor en primavera de 2011 respecto de la primavera de 2010 (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ), indicando una mayor proporción de partículas inorgánicas en suspensión esa fecha. Si bien cualquier tipo de partícula en suspensión produce dispersión de la luz, las partículas inorgánicas tienen un mayor efecto en la disminución de la penetración de la luz que las partículas que son células vivas (Kirk, 1994), de modo que una mayor proporción MPSI:MPSO producirá una disminución más pronunciada de la profundidad de la capa fótica y por lo tanto limitará en mayor medida la actividad fotosintética y el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica.

Los resultados de los perfiles de nutrientes fueron diferentes para cada especie química considerada, lo cual nuevamente es consistente con la ausencia de una estratificación estable, en cuyo caso se esperaría que en el embalse se encuentren bajas concentraciones de nutrientes en superficie y mayores en regiones más profundas (Thornton *et al.*, 1990). Esto refuerza la hipótesis de que en el embalse se producen movimientos de masas de agua que generan mezcla vertical, los cuales estarían

alternados con momentos de quietud que permitirían la formación de gradientes de concentración para aquellas variables que son más inestables o susceptibles al cambio como pueden ser nitritos, amonio y oxígeno. Este tipo de dinámica de mezcla podría explicar la coexistencia de concentraciones de oxígeno y amonio relativamente elevadas (como ocurrió en invierno de 2011), aunque esta situación sería limitada en el tiempo ya que el amonio en condiciones oxidantes es termodinámicamente inestable, y se transforma en nitratos (Conzonno, 2009). Así, la mezcla vertical recurrente, permitiría mantener oxigenada la totalidad de la columna de agua lo cual contribuye al mantenimiento de un buen estado ecológico en los cuerpos de agua.

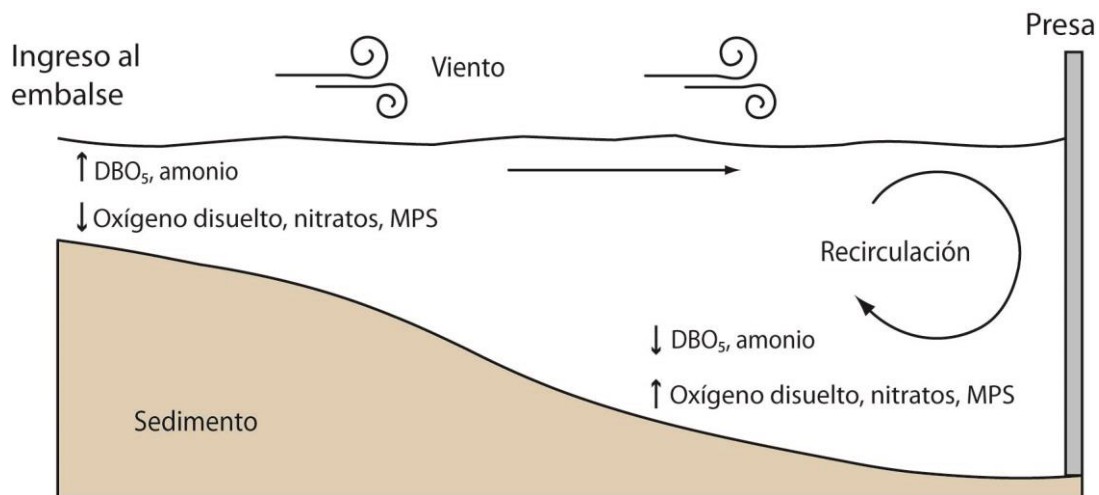
La calidad del agua de los arroyos afluentes al embalse Roggero es variable, destacándose entre ellos el arroyo La Chozza en el cual se encontró la peor calidad del agua con niveles muy bajos de oxígeno disuelto y elevados niveles de nutrientes inorgánicos, DBO<sub>5</sub> y DQO, los cuales son compatibles con la presencia de contaminantes ricos en materia orgánica y nutrientes. Basílico *et al.* (2013) estudiaron los efectos del ingreso de un efluente proveniente de un establecimiento de faena situado algunos kilómetros aguas arriba de nuestro sitio de estudio y encontraron resultados similares. Por otro lado, los arroyos Durazno y La Horqueta poseen una buena calidad del agua, con contenidos de oxígeno adecuados para la vida acuática y concentraciones de nutrientes habituales para esta región (Feijoó, Rigacci & Doyle, 2005).

El arroyo Durazno, presentó los mayores valores de cloruros y conductividad eléctrica, características que podrían tener origen en los tipos de suelos que conforman la microcuenca. Arreghini *et al.* (2005) reportaron valores aún más elevados de conductividad y cloruros que los registrados en este trabajo, a la vez que afirman que los suelos de la región son nátricos y que, por las características edáficas, se espera que se vea favorecido el escurrimiento de los iones presentes en el suelo por sobre la infiltración, a pesar de la baja pendiente del terreno en la región. Por otra parte, el arroyo La Horqueta tuvo valores de nitrógeno particularmente bajos, aunque las concentraciones de PRS y fósforo total fueron algo mayores que en el arroyo el Durazno lo cual podría tener relación con el elevado contenido de material particulado en suspensión inorgánico, ya que ambos elementos interaccionan a través de un equilibrio de adsorción-desorción (Wetzel, 2001; Conzonno, 2009). Lamentablemente, no se cuenta con información previa de este arroyo que permitan hacer una comparación con



la información aquí presentada.

Los arroyos vierten sus aguas al embalse donde se producen la mezcla y los procesos de transformación de las sustancias contenidas en ellas. Estos cambios conducen a una mejoría en la calidad del agua que se evidencia a través de la disminución de la DBO<sub>5</sub>, así como la oxidación de amonio a nitratos. Esto último, disminuye el riesgo de conversión del ion amonio a su forma no ionizada (amoníaco) altamente tóxico en el medio acuático y cuya concentración depende fundamentalmente de la concentración de los iones amonio, del pH, la temperatura y la fuerza iónica. Así, mientras que en los arroyos La Chozza y Durazno las concentraciones de nitrógeno amoniacal estuvieron casi siempre por encima de los niveles guía de calidad de agua para la protección de la vida acuática (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina, 2004), en el embalse, el nitrógeno amoniacal estuvo por debajo de esos niveles en todo momento. Por lo tanto, el embalse podría considerarse como una laguna facultativa donde el viento promueve la mezcla y la oxigenación de la columna de agua, contribuyendo a la degradación de la materia orgánica y a la transformación de compuestos químicos de sus formas reducidas a las oxidadas (Faleschini & Esteves, 2011). En la figura 4.13 se muestra una representación gráfica de los principales cambios que se producen en el agua del embalse.



**Figura 4.13.** Esquema de los principales cambios que se producen en el agua embalsada.

Cuando el agua proveniente de un sistema lótico ingresa a un embalse se produce una disminución de la velocidad del agua que conlleva a una reducción de la capacidad de transporte de partículas, incrementándose en consecuencia la

sedimentación del material particulado, de manera que se espera que el agua embalsada tenga una menor turbidez inorgánica comparada con sus afluentes. Sin embargo, en este trabajo se encontró que el embalse tiene un mayor contenido de MPS respecto de las entradas, lo cual resulta contrario a lo esperado. Algunos autores han demostrado que factores como el viento, la lluvia y la presencia de peces con hábitos bentónicos pueden ser responsables de la resuspensión de sedimentos finos como limos y arcillas, especialmente en ambientes someros donde se requiere relativamente poca energía para mezclar la totalidad de la columna de agua (Macintyre, Romero & Kling, 2002; Scheffer, 2004). En el capítulo 6 se hace un desarrollo más profundo de los posibles factores que podrían explicar los valores elevados de MPS encontrados en el embalse.

Todos los cambios observados en el agua del embalse se trasladan al nacimiento del río encontrándose una buena calidad del agua en el sitio Reconquista 1. Sin embargo, esta situación se modifica aguas abajo donde se observa que en el sitio Reconquista 2, hay un severo deterioro del sistema acuático producto de múltiples fuentes de contaminación entre las que se incluyen: residuos domiciliarios de tipo cloacal a través de conexiones clandestinas, industrias metalúrgicas y químicas, y el lixiviado de residuos sólidos urbanos que son arrojados en las márgenes del río. Esta situación de rápido deterioro anticipa la contaminación extrema que se produce aguas abajo, la cual ha sido estudiada y registrada por numerosos investigadores quienes, aguas abajo del sitio Reconquista 2, encuentran situaciones de anoxia permanente y concentraciones de metales pesados que están entre dos y tres órdenes de magnitud por encima de los valores recomendados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación para la protección de la vida acuática (de Cabo *et al.*, 2000; Salibián, 2006; Defensor del Pueblo de la Nación, 2007; Nader, Sanchez Proaño & Cicerone, 2013).

En cuanto a los metales determinados, no mostraron una relación con el resto de los parámetros ambientales medidos y no existen elementos que permitan relacionarlos con la actividad que se desarrolla aguas arriba de cada sitio de muestreo. En general, estuvieron por debajo de los niveles guía para la protección de la vida acuática recomendados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, con excepción a algunos valores de cromo encontrados en el sitio Reconquista 2 que fueron más elevados, los cuales podrían explicarse por la actividad industrial que se desarrolla en los alrededores. La segunda excepción detectada fueron las concentraciones de arsénico halladas que estuvieron siempre por encima de los valores guía mencionados; sin

embargo, las elevadas concentraciones de arsénico presentes en los suelos pampeanos se deben a su origen volcánico y no están necesariamente relacionados con la actividad antrópica (Rosso, Troncoso & Fernández Cirelli, 2011).

Las diferencias encontradas en la calidad del agua considerando las características físicas y químicas, se vieron reflejadas sólo parcialmente en los parámetros biológicos. En los arroyos de la región pampeana con velocidades de corriente menores a  $0,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , y en particular en aquellos con elevadas concentraciones de nutrientes, el desarrollo fitoplanctónico puede ser elevado llegando a superar densidades de  $10^4 \text{ células}\cdot\text{mL}^{-1}$  (Bauer, 2009). Las concentraciones de clorofila *a* halladas en este trabajo fueron en general bajas comparadas con los valores esperados para sitios con baja velocidad de corriente, escasa vegetación y elevada concentración de nutrientes (O'Farrell *et al.*, 2009). En términos generales, el desarrollo fitoplanctónico puede verse limitado fundamentalmente por dos motivos: uno es la concentración de nutrientes y el segundo es la cantidad de luz. En el caso de los nutrientes, es difícil establecer un criterio para determinar si existen o no limitaciones por nutrientes. Por un lado, Ryding & Rast (1989) sugieren que los niveles por debajo de los cuales el fósforo y nitrógeno biológicamente disponibles pueden ser limitantes para el desarrollo fitoplanctónico son  $5 \mu\text{g/L}$  y  $10 \mu\text{g/L}$ , respectivamente, y por el otro Reynolds (1984) afirma que a veces el nitrógeno puede limitar la producción del fitoplancton en lagos eutróficos de latitudes medias, en especial donde las concentraciones de fósforo son relativamente altas y la relación de N:P inorgánicos es baja, como ocurrió en varias ocasiones en los sitios estudiados. Además, se observó que de acuerdo a los criterios planteados por la relación de Redfield, los sitios estudiados tienen habitualmente una relación  $N_{\text{total}}:P_{\text{total}}$  menor a 16, lo que sugiere una limitación por N. Sin embargo, la ausencia de correlación entre la clorofila *a* y las distintas formas de nitrógeno y de fósforo, hace improbable que estos nutrientes sean limitantes en este sistema (Dzialowski *et al.*, 2005). Por otro lado, las concentraciones de clorofila *a* y de MPSI que se encontraron en la mayoría de los casos, fueron comparables a las halladas en sitios eutróficos donde la turbidez inorgánica es el factor limitante del crecimiento algal (Dzialowski *et al.*, 2005; Allende *et al.*, 2009; Sánchez *et al.*, 2013), siendo una excepción los valores medidos en primavera de 2009, donde los bajos niveles de MPSI posibilitaron un desarrollo fitoplanctónico —estimado a través de la clorofila *a*— comparable con el registrado en lagunas turbias orgánicas (González Sagrario *et al.*

2005; Allende et al. 2009; Pérez et al. 2013; Sánchez et al. 2013). La correlación hallada entre la concentración de feopigmentos y la de MPSI, estaría indicando una degradación de la clorofila *a*. Esta asociación podría deberse a que, en los sitios con mayor turbidez inorgánica, la posibilidad de realizar fotosíntesis por parte de las algas se ve limitada o impedida, produciéndose la degradación de la clorofila *a* en aquellos organismos que no son capaces de continuar realizando fotosíntesis en condiciones de baja luminosidad. En cuanto a los valores llamativamente bajos de pigmentos encontrados en el muestreo de febrero de 2010, es importante aclarar que en el verano de 2009-2010 se desarrolló en la región el fenómeno climático “El Niño”, produciendo un exceso hídrico en toda la cuenca que se tradujo en un aumento de caudal que causó un fuerte efecto de dilución en todos los sitios.

Si bien no se observaron diferencias en la biomasa algal (estimada a través de la clorofila *a*) entre los sitios, el análisis de la composición taxonómica indicó que en el arroyo La Choza las cianofitas filamentosas son con frecuencia el grupo predominante tanto en el fitoplacton como en el perifiton. Estas algas pueden verse favorecidas en ambientes eutróficos, ricos en materia orgánica y son tolerantes a condiciones de baja luminosidad (Bellinger & Sigeo, 2010). Se ha sugerido que es la baja intensidad lumínica, más que el elevado nivel de nutrientes, lo que conduce a la dominancia de cianofitas Oscillatoriales en situaciones de eutrofia (Scheffer, 2004). Además, en condiciones de limitación por N, las cianofitas pueden proliferar debido a su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, ya sea por tener heterocistos o por habitar en un ambiente carente de oxígeno; esto último se observa en cianofitas sin heterocistos en las que las enzimas que intervienen en la fijación del nitrógeno se ven inhibidas por la presencia de oxígeno en el medio acuático (Bergman *et al.*, 1997).

No obstante este predominio observado de cianofitas filamentosas en el arroyo La Choza, el análisis de similitud para el fitoplancton no mostró diferencias entre sitios, lo cual puede deberse a que las características físico-químicas del agua no fueron suficientemente diferentes como para que estas diferencias se trasladaran a la composición del fitoplancton.

Por otra parte se observó que la composición de la comunidad perifítica del arroyo Durazno es significativamente diferente a la del resto de los sitios debido a una mayor proporción de diatomeas y una menor proporción de cianofitas, características

ambas que denotan una mejor calidad ecológica del sitio. Si analizamos el resto de los sitios, el perifiton de La Choza se desarrolla en un ambiente rico en materia orgánica y nutrientes; el de La Horqueta, lo hace en un sitio con una gran cantidad de MPS por lo que estaría limitado por luz; y por último el perifiton del río Reconquista, no sólo tendría las mismas limitaciones en el ambiente lumínico que el arroyo La Horqueta, sino que además está sometido, en general, a mayores velocidades de corriente, asociadas a un mayor potencial erosivo (Horner *et al.*, 1990). Si bien es cierto que se esperaban encontrar mayores diferencias en el perifiton —especialmente para el arroyo La Choza—, Licursi, Gómez & Sabater (2015) en un estudio donde se incrementó experimentalmente 3 veces las concentraciones basales de nitrógeno y fósforo inorgánicos en un tramo cercano a la cabecera del arroyo La Choza, encontraron un efecto entre leve y moderado en el ensamble de diatomeas epipélicas, atribuyendo esta respuesta moderada a las características intrínsecas de esta comunidad pre-adaptada a ambientes ricos en nutrientes. Si bien el nivel taxonómico con que se analizaron las muestras en nuestro estudio no permitieron establecer diferencias marcadas entre sitios, éstas podrían surgir de un análisis cuantitativo o considerando menores niveles de jerarquía taxonómica, como género o especie.

La comunidad perifítica tuvo una gran variabilidad en su biomasa, con valores de clorofila *a* por superficie de sustrato que están dentro de los reportados por otros autores para esta región utilizando sustratos artificiales: Rodríguez (2008) encuentra un rango de valores entre 5 y 45 mg·m<sup>-2</sup> de clorofila *a*, Sánchez *et al.* (2013) reportaron valores de clorofila *a* de hasta 18 mg·m<sup>-2</sup> en sustratos a 10 cm de profundidad en lagunas de turbidez intermedia, y Vilches (2012) midió concentraciones de clorofila *a* entre 0,71 y 795 mg·m<sup>-2</sup>. Por otra parte, Ferreiro, Giorgi & Feijoó (2013) realizaron estimaciones de clorofila *a* sobre cuatro especies de macrófitas sumergidas y encontraron máximos de 50 mg·m<sup>-2</sup> de macrófita, de manera que algunos de los valores hallados en este trabajo estarían muy por encima de los reportados para la región. La densidad algal, la estructura y la fisonomía de la comunidad perifítica dependen en parte del ambiente lumínico (Hudon & Bourget, 1983). El menor desarrollo del perifiton de La Horqueta y del río Reconquista, pudo tener origen en la elevada turbidez de origen inorgánica de estos sitios. Por otra parte, en el caso del arroyo Durazno, se observó una gran variabilidad temporal en su biomasa autotrófica, la cual no se ajustó a un patrón estacional, aunque sí se pudieron identificar dos etapas: una de elevado desarrollo

durante 2009 y 2010, y una de desarrollo escaso durante 2011. Este comportamiento del perifiton podría deberse a que la cuenca se encuentra en una región donde se vio un importante incremento de la actividad agrícola, de manera que podría explicarse por un aumento en la cantidad de herbicidas aplicados en la región. En cuanto al arroyo La Choza, se pudo observar un patrón estacional de crecimiento con un mayor desarrollo durante el otoño. Este mismo patrón fue observado por Giorgi *et al.* (1998) quienes encontraron un mayor desarrollo del perifiton durante el otoño ya que, tanto en invierno como en primavera, las condiciones lumínicas resultaban adversas para el desarrollo perifítico (en invierno por razones estacionales y en primavera por el sombreado de las macrófitas), mientras que en verano el perifiton sufría una gran presión por el consumo de los herbívoros.

En el verano de 2010, al igual que en el fitoplancton, se observa una disminución notable tanto de la biomasa autotrófica como de la necromasa del perifiton, pero en este caso sería debido a un mayor efecto abrasivo que tiene el MPS producto del aumento de la velocidad del agua por el incremento en el nivel hidrométrico (Horner *et al.*, 1990). El mayor caudal provocó a su vez un aumento en el grado de heterotrofia de las comunidades de todos los sitios, lo cual coincide con lo reportado por Giorgi & Feijoó (2010) para arroyos de esta región. Estos autores sugieren que el aumento del grado de heterotrofia que se da en estos casos no necesariamente implica un cambio taxonómico, y explican que con el aumento del caudal aumentan también las partículas arrastradas por el agua, las cuales se depositarían sobre las macrófitas provocando un efecto de sombreado sobre el perifiton. Esta hipótesis del sombreado está en concordancia con el mayor grado de heterotrofia hallado en los sitios con mayor concentración de MPS en el agua.

Las medidas metabólicas de los diferentes sitios fueron consistentes con los resultados de los aspectos estructurales del perifiton. Vale la pena mencionar que en verano de 2010 la actividad metabólica del perifiton fue casi nula, lo cual podría relacionarse con la crecida registrada en esa fecha que pudo haber causado la ruptura y desprendimiento del perifiton. En otoño de ese mismo año se observa una recuperación de las comunidades, en especial del arroyo Durazno, a través del aumento de la producción neta y la respiración.

En cuanto a la producción neta, se observaron tasas muy bajas durante todo 2011, lo cual coincide con la baja biomasa autotrófica encontrada para el perifiton

durante ese periodo. Estos resultados refuerzan la idea planteada anteriormente acerca del aumento del ingreso de herbicidas a la cuenca ya que la disminución en la producción neta (y la bruta) osciló entre un 50 y un 90 % respecto de los valores estimados para el año anterior en todos los sitios.

Como conclusión podemos decir que la represa Roggero es receptor de diferentes calidades de agua a través de sus afluentes. Por un lado, el arroyo La Choza ingresa con claros signos de deterioro debido a vertidos de tipo orgánico, y por el otro, los arroyos Durazno y La Horqueta aportan agua propia de sitios con un bajo grado de impacto antrópico. El embalse no sólo propicia la mezcla del agua de estos tres arroyos sino que mejora la calidad ecológica del sistema. En el embalse, no es habitual que ocurra estratificación y cuando ésta se produce, es leve y carente de estabilidad. Esto facilita el mantenimiento de una buena calidad del sistema acuático ya que se evitan las situaciones de anoxia asociadas a la estratificación estable de la columna de agua.

El río Reconquista en su nacimiento tiene una buena calidad del agua, con concentraciones de nutrientes y oxígeno disuelto típicas para cuerpos de agua superficiales de esta región sin signos de deterioro. Sin embargo, pocos kilómetros aguas abajo es posible evidenciar el desmejoramiento del ecosistema acuático producto de actividades antrópicas asociadas al incremento de habitantes e industrias.

Las comunidades estudiadas sirvieron parcialmente para diferenciar la calidad ecológica de los sitios. La composición del fitoplancton no arrojó diferencias entre los sitios con el nivel taxonómico analizado, aunque sí se pudo relacionar la necromasa de esta comunidad con la calidad del ambiente lumínico. Por otra parte, el análisis de la composición de la comunidad perifítica a nivel de grandes grupos algales reveló que el arroyo Durazno tiene la mejor calidad ecológica. Sin embargo, un análisis taxonómico más fino podría aportar más información acerca de los sistemas estudiados. El análisis de otros parámetros estructurales como los índices de autotrofia y Lakatos, fueron consistentes con los resultados a través de la composición relativa de la comunidad. Finalmente, las medidas funcionales permitieron complementar los estudios estructurales, revelando una mayor tendencia a la heterotrofia del perifiton de los arroyos La Choza y La Horqueta, y del río Reconquista.

# Capítulo 5. Retención y exportación de materiales y nutrientes

---

## 5.1. Introducción

Los embalses son sistemas que fueron diseñados para mejorar el aprovechamiento del agua con uno o varios propósitos. Debido a esto, la mayoría de las investigaciones se han enfocado en estudiar si la calidad del agua embalsada se adecua a los usos específicos previstos —especialmente cuando se utiliza como fuente de abastecimiento para el consumo humano (Rodríguez *et al.*, 2000; Echenique *et al.*, 2006; Cruz-López, 2014; Pires *et al.*, 2015)—, o en estudiar los procesos de sedimentación y en función de ello diseñar planes de manejo orientados a aumentar la vida útil de los embalses para riego o generación de energía hidroeléctrica (Strand & Pemberton, 1982; Brandt & Swenning, 1999; White, 2012; Schellenberg *et al.*, 2017).

Desde un punto de vista ecológico, la presencia de una represa representa una interrupción del cauce fluvial produciendo numerosas consecuencias sobre el sistema que van desde la modificación de la carga de material transportado, la alteración de los ciclos biogeoquímicos y la transición de las comunidades que se encuentran adaptadas a ambientes lóticos hacia comunidades propias de ambientes lénticos, hasta la alteración de la integridad de la llanura aluvial debido a la disminución o la eliminación de los pulsos de inundación (Petts, 1984; Ward & Stanford, 1995; Friedl & Wüest, 2002).

Sin embargo, la evaluación de los embalses como fuentes o sumideros de nutrientes ha sido menos explorada en la literatura científica (Garnier *et al.*, 1999; Wetzel, 2001). Esta visión permite obtener información acerca del comportamiento de los embalses considerando los aportes de sus tributarios, hacer previsiones acerca de algunas características del agua debajo de la presa, a la vez que permite plantear hipótesis de los procesos que ocurren en él (Puig *et al.*, 1987; Armengol *et al.*, 1999; Armengol, 2000). Además, como se mencionó en el capítulo 1, la presencia de embalses en ríos que han sufrido algún grado de impacto por el ingreso de nutrientes y/o de materia orgánica, puede favorecer la ocurrencia de procesos de autodepuración, principalmente a través de un incremento en el tiempo de residencia del agua (Margalef, 1991). Estos procesos de autodepuración se pueden evidenciar a través de la disminución de las concentraciones de nutrientes y de materia orgánica, y también a



través de diferencias entre la cantidad de materiales que ingresa y que egresa del sistema.

La capacidad de algunos sistemas terrestres, semiacuáticos y acuáticos de desnitrificar (Seitzinger, 1988, 1994), ha llevado a que se ponga un gran interés en lagunas, lagos y embalses como posibles sitios de remoción de nitrógeno. Además, en el caso particular de los embalses, no sólo podrían ser importantes en la disminución del nitrógeno, sino que se espera que tengan una gran capacidad de retención de fósforo (Straškraba, 1996; Wetzel, 2001). Por otra parte, el procesamiento de la materia orgánica fácilmente degradable se produce en un amplio rango de condiciones (*i.e.* sistemas lóticos, lénticos y marinos, con presencia o ausencia de oxígeno; en el agua o el sedimento, etc.), siendo el tiempo un factor común en todos los procesos. Así, cualquier aumento en el tiempo de residencia del agua, propiciará la disminución de la materia orgánica particulada y disuelta en el agua. Si bien los mecanismos a través de los cuales se produce el procesamiento de nutrientes en los sistemas se encuentran descritos en la bibliografía, estudiarlos y cuantificarlos individualmente con el objetivo de conocer la capacidad de autodepuración de un sistema, sería muy costoso desde todo punto de vista.

Los sistemas pueden ser estudiados a través de diferentes enfoques y a diferentes escalas de acuerdo a los objetivos planteados, y en ocasiones puede ser útil abordar su estudio considerando una parte del sistema como una caja negra. La teoría general de sistemas denomina *caja negra* a aquel elemento que se estudia desde el punto de vista de sus entradas y salidas, sin tener en cuenta su funcionamiento y los procesos que ocurren en su interior (von Bertalanffy, 1989) (Figura 5.1).



**Figura 5.1.** Esquema que representa un sistema considerándolo una caja negra. Sólo se estudian las entradas y salidas del sistema sin describir en detalle en los procesos que ocurren en él.

La ventaja de utilizar este tipo de enfoque es que permite realizar estudios y balances globales, sin realizar un estudio minucioso de cada uno de los procesos por

separado. En el caso de un embalse, se podría conocer el efecto que tiene su presencia sobre el sistema lótico a nivel biogeoquímico, evitando realizar estimaciones individuales de pérdida de nitrógeno, fósforo y carbono a través de los numerosos mecanismos involucrados.

El objetivo principal de este capítulo es estudiar la capacidad de autodepuración del embalse Roggero, el cual recibe agua con un elevado nivel de contaminación orgánica y de nutrientes a través de uno de sus afluentes. Para ello se evaluaron las entradas y las salidas de materiales y de nutrientes sin indagar, en principio, acerca de los procesos que intervienen en su retención o liberación en el interior del embalse, es decir, considerando a la represa como una caja negra.

## 5.2. Materiales y métodos

Para evaluar la capacidad de autodepuración de la represa, se compararon las cargas de entrada y salida de materiales y nutrientes del sistema.

La “carga” se define como la masa de sustancia que pasa por un punto del río en cierto lapso. Para calcularlo, se debe multiplicar el caudal del río o arroyo por la concentración del parámetro a estudiar:

$$\text{Carga}_i \text{ (toneladas} \times \text{día}^{-1}\text{)} = Q \times C_i \times 0,0000864$$

donde,

$Q$  es el caudal expresado en  $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ ,

$C_i$  es la concentración del parámetro  $i$  expresada en  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , y

$0,0000864$  es un factor de conversión para expresar el resultado en  $\text{toneladas} \cdot \text{día}^{-1}$

En este caso, se calcularon las cargas de material particulado en suspensión total, orgánico e inorgánico (abreviados MPS, MPSO y MPSI, respectivamente), sólidos disueltos (SD), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), amonio, nitratos, nitritos, nitrógeno inorgánico total (NiT), nitrógeno total (NT) y carbono orgánico disuelto (COD), de los arroyos La Choza, Durazno y La Horqueta —todos ellos afluentes a la represa Roggero—, y para el río Reconquista —que representa su única

salida—. En el capítulo 2, se detalló la metodología utilizada para tomar las muestras, realizar las determinaciones de cada uno de los parámetros mencionados y hacer las mediciones necesarias para estimar el caudal en cada sitio. Para la toma de muestras, se conformaron dos equipos de trabajo permitiendo la toma de muestras en un mismo día entre las 10 y las 15 hs, es decir casi simultáneamente en todos los sitios. Los muestreos se realizaron con frecuencia estacional, entre agosto de 2009 y noviembre de 2011 (10 muestreos en total).

A partir de las cargas calculadas para cada fecha de muestreo, se evaluó la capacidad del embalse para retener materiales a través de un balance de entradas y salidas, el cual fue calculado para cada parámetro como:

$$\text{Balance de masa}_i \text{ (toneladas} \times \text{día}^{-1}\text{)} = \text{Carga}_{i, \text{Entrada}} - \text{Carga}_{i, \text{Salida}} \times \frac{[Cl^-]_{\text{Entrada}}}{[Cl^-]_{\text{Salida}}}$$

donde,

$\text{Carga}_{i, \text{Entrada}}$  es la suma de las cargas del parámetro  $i$  de los arroyos La Choza, Durazno y La Horqueta,

$\text{Carga}_{i, \text{Salida}}$  es la carga del parámetro  $i$  del río Reconquista,

$[Cl^-]_{\text{Entrada}}$  es el promedio de las concentraciones de cloruros de los arroyos afluentes al embalse ponderados por su caudal,

$[Cl^-]_{\text{Salida}}$  es la concentración de cloruros del río Reconquista.

Dado que el ión cloruro es conservativo, se utilizó el cociente entre las concentraciones de cloruros entrantes y salientes como coeficiente de corrección de los procesos de dilución o concentración que pudieran ocurrir en el sistema y que no fueron cuantificados (ingreso de agua por escorrentía superficial o subsuperficial, intercambios a través de la napa freática, evaporación en el embalse, etc.) (Gordon *et al.*, 2004).

A continuación, se calculó el porcentaje de retención de cada parámetro a través de la relación entre el *Balance de masa* y la *Carga de entrada*, y multiplicando el resultado por 100. Así, los porcentajes de retención que se calcularon, se obtuvieron siempre en referencia a las cargas de entrada.

Por la naturaleza del cálculo, tanto el Balance de masa como el Porcentaje de retención pueden tomar valores positivos, negativos o ser iguales a cero. Un valor positivo, denota retención por parte de la represa ya que los ingresos superan a los egresos; un valor negativo implica exportación desde la represa debido a que ingresa menos de lo que sale; un resultado igual a cero indica que los ingresos y egresos de la represa son similares, de manera que la presencia de la represa no tendría ningún efecto sobre ese material o nutriente.

### 5.3. Resultados

Las estimaciones realizadas de los caudales muestran que los mayores aportes de agua al embalse Roggero provienen de los arroyos La Choza y Durazno, siendo el arroyo La Horqueta de importancia minoritaria en términos de caudal aportado al embalse (tabla 5.1). En cuanto a las variaciones observadas a lo largo del tiempo, se puede observar una coincidencia entre las precipitaciones registradas en la región (Figura 2.2) y los caudales medidos.

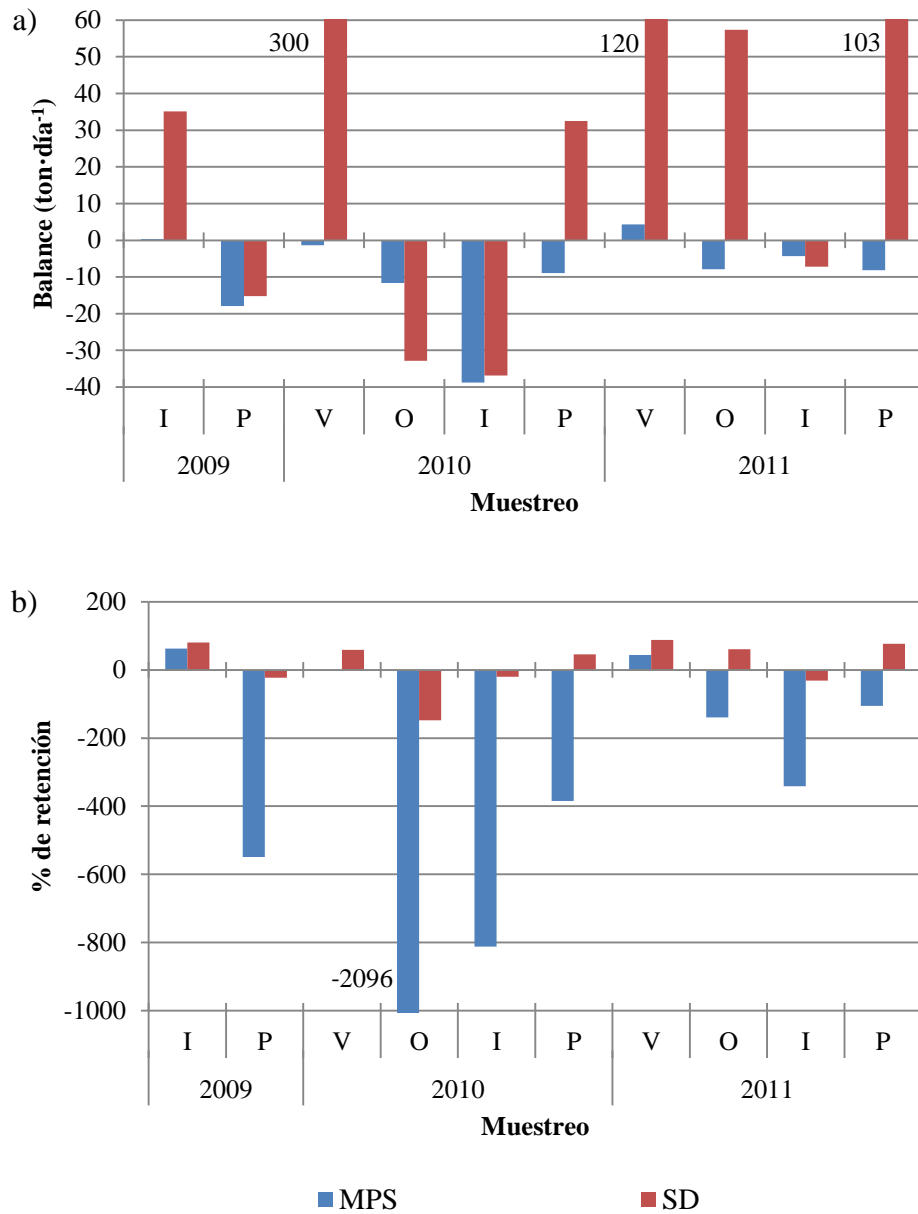
Muestreo	La Choza	Durazno	La Horqueta	Reconquista
Invierno 09	374	181	52.6	102
Primavera 09	773	192.3	82.1	738
Verano 10	24660	5200	8136	34371
Otoño 10	138	42.7	144	801
Invierno 10	696	1609	111	1832
Primavera 10	549	275	33.8	367
Verano 11	579	1467	32.0	201
Otoño 11	582	792	137	367
Invierno 11	161	208	21.0	386
Primavera 11	528	895	92.4	234

**Tabla 5.1.** Caudales de los arroyos La Choza, Durazno y La Horqueta (afluentes al embalse), y del río Reconquista. Los caudales están expresados en litros·s<sup>-1</sup>.

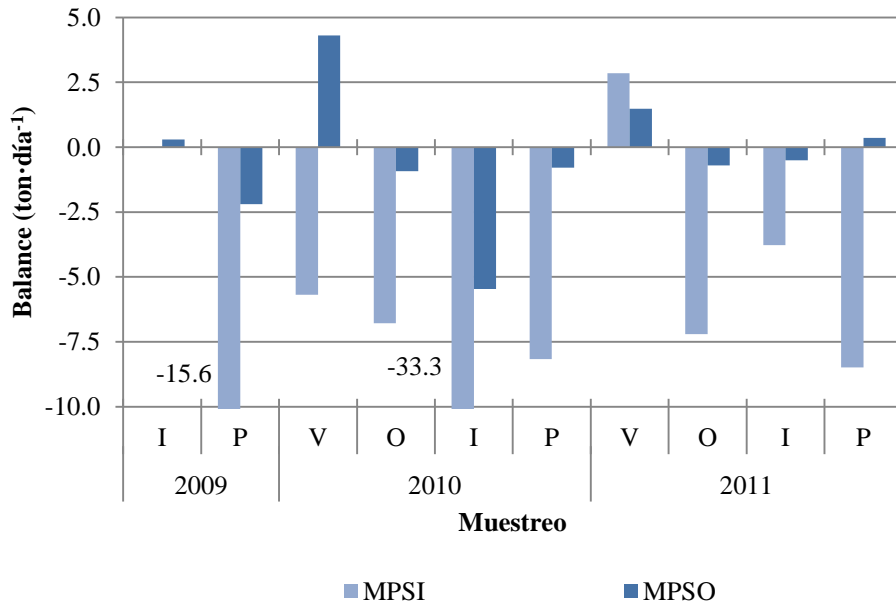
De acuerdo a los resultados obtenidos para los balances de masa, se observa que en el 80 % de los muestreos el embalse funciona exportando MPS en cantidades que oscilan entre 1,38 y 38,8 toneladas·día<sup>-1</sup> (Figura 5.2a), con un promedio para todo el período de 9,44 ton·día<sup>-1</sup>. En términos de porcentajes, el embalse regularmente funciona como una fuente de MPS, llegando en condiciones extraordinarias a exportar más de 20

veces la cantidad de material que ingresa (Figura 5.2b), siendo la exportación global del período completo del 110 %. En cuanto a los sólidos disueltos, se observa un leve predominio de la retención con máximos de retención y exportación de 300,1 y 36,9  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ , respectivamente, y con un valor promedio de retención de 55,6  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ . Si observamos los porcentajes, al considerar únicamente los muestreos en que se retuvo sólidos disueltos, observamos que los porcentajes de retención oscilan entre el 45,9 y el 80,1 %, mientras que cuando consideramos sólo las fechas en que se produjo exportación, en general los porcentajes son más bajos, con la única excepción del pico de otoño de 2010 (mediana de retención: 68,8 %; mediana de exportación: 27,3 %). Haciendo un balance global de todo el período, encontramos que el embalse funciona reteniendo un 43,1 % de los sólidos disueltos que ingresan al sistema. El detalle de los balances y los porcentajes de retención hallados para cada sitio y fecha de muestreo se encuentran en el anexo.

Al analizar el material particulado en suspensión discriminando la fracción inorgánica (MPSI) de la orgánica (MPSO) se observa que el comportamiento de ambas difiere entre sí, siendo la fracción inorgánica la que se exporta en mayor medida (Figura 5.3). Así, mientras que el MPSI tiene un comportamiento similar al del MPS total y se exporta en promedio a una velocidad estimada de 8,63  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$  con máximos de 33,3  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ , el MPSO lo hace en promedio a razón de 0,415  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$  con máximos de 5,47  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ , mostrando mayor variación en su comportamiento y siendo retenido —o transformado— con mayor frecuencia, alcanzando una velocidad retención máxima de 4,31  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ . Estas diferencias en el comportamiento se relacionan directamente con la naturaleza de las fracciones: mientras que el único mecanismo a través del cual el MPSI podría ser retenido es a través de la sedimentación, el MPSO podría además disminuir su carga mediante procesos biológicos.

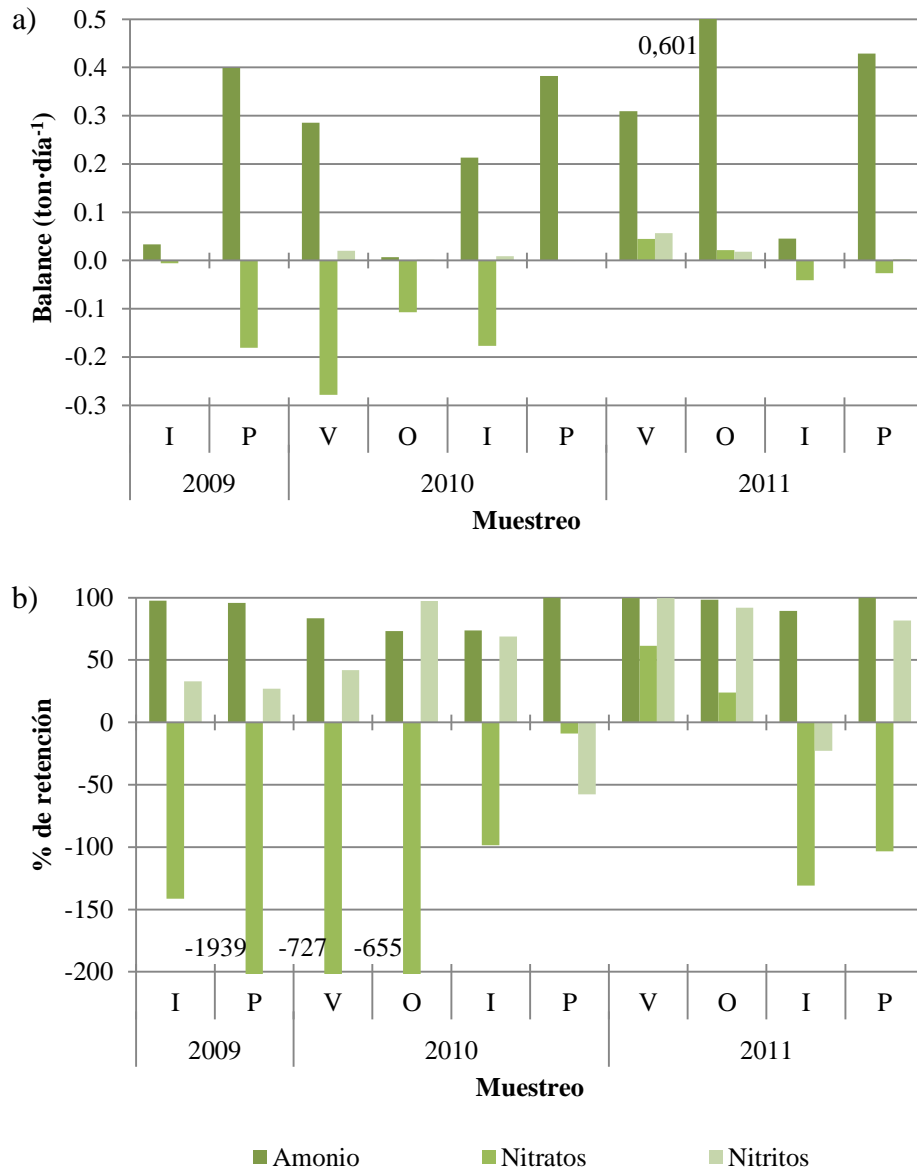


**Figura 5.2.** a) Balance de masa, y b) Porcentajes de retención y exportación para el material particulado en suspensión (MPS) y sólidos disueltos (SD). Referencias: I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño.



**Figura 5.3.** Balance de masa de las fracciones inorgánica (MPSI) y orgánica (MPSO) del material particulado en suspensión a lo largo de los muestreos. Referencias: I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño.

En cuanto a los nutrientes, los balances netos de las formas inorgánicas de nitrógeno permiten observar claramente que el embalse funciona como un sumidero de nitrógeno amoniacal, con velocidades de retención habituales que oscilan entre los 0,213 y 0,601 ton·día<sup>-1</sup> (Figura 5.4a), y con un promedio para el período de 0,270 ton·día<sup>-1</sup>. Al mismo tiempo, la represa es frecuentemente una fuente de nitrógeno como nitratos con una exportación promedio de 0,0751 ton·día<sup>-1</sup> y máximos que llegan a los 0,278 ton·día<sup>-1</sup>. En cuanto a los nitritos, también se observa que hay una predominancia de la retención por sobre la exportación, siendo el promedio de los valores estimados de 0,0110 toneladas de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> retenido por día.



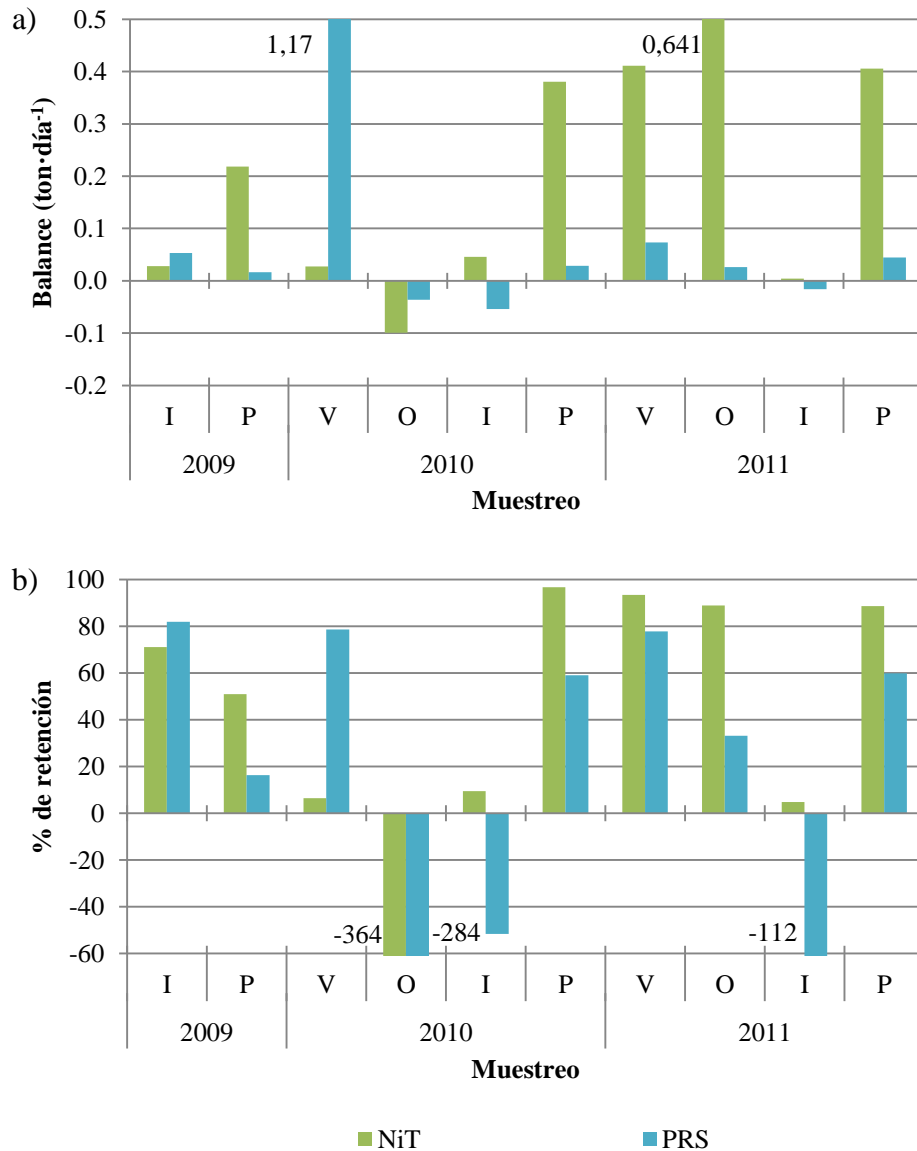
**Figura 5.4.** a) Balances de masa, y b) Porcentajes de retención para las formas inorgánicas de nitrógeno en función del tiempo. Los balances se refieren al elemento N en cada una de sus especies químicas. Referencias: I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño.

Si analizamos esta misma información en función de los porcentajes de retención se observa que en primavera de 2009 el embalse exportó una cantidad de nitratos equivalente a casi 20 veces sus ingresos (Figura 5.4b). Este resultado es producto de que en esa ocasión se registraron cargas de ingreso de nitratos al embalse muy bajas ( $0,00934 \text{ ton}\cdot\text{día}^{-1}$ ) y una carga de egreso elevada ( $0,0826 \text{ ton}\cdot\text{día}^{-1}$ ) (ver anexo). En la figura 5.4b también se observa que el amonio es retenido en todo momento y con eficiencias cercanas al 100 % en la mayoría de los casos, resultando en



una retención para todo el período de 94,1 %. Por otra parte, aunque en el balance de masa el nitrito no tiene un cambio apreciable comparado con las otras especies nitrogenadas, se observa que los porcentajes de retención son en general elevados, siendo el balance global del período de 72,1 %. Haciendo un análisis global de las especies inorgánicas del nitrógeno, el embalse se comportaría como un sumidero de las formas más reducidas de nitrógeno (amonio y nitritos), y como una fuente de nitrógeno en su forma más oxidada (nitratos). Este análisis necesariamente nos abre un interrogante acerca de si el embalse funciona reteniendo o exportando nitrógeno inorgánico de manera global, es decir, independientemente de su especie química. Para dar respuesta a esto, se analizó el nitrógeno inorgánico total (NiT) y se encontró que el embalse se comporta como un sumidero de nitrógeno inorgánico, teniendo en general elevados porcentajes de retención (Figura 5.5b). Esto permite suponer que el embalse funciona como un reactor que promueve la pérdida de nitrógeno a través de procesos como la desnitrificación y/o la oxidación anaeróbica del ión amonio.

En cuanto al fósforo reactivo soluble (PRS), el embalse funciona mayormente como sumidero, reteniendo o transformando fósforo. De acuerdo al balance de masa, el promedio de retención de fósforo es  $0,131 \text{ ton}\cdot\text{día}^{-1}$ , aunque es necesario remarcar que ese promedio está sesgado por lo que ocurre en el verano de 2010 y regularmente, cuando se retiene fósforo, ocurre a velocidades que oscilan entre los  $0,016$  y  $0,073 \text{ ton}\cdot\text{día}^{-1}$  (Figura 5.5a). Si analizamos los porcentajes de retención, se observa que en la mitad de las ocasiones, se produjo una retención mayor al 50 % del fósforo que ingresó al embalse. En cuanto a los eventos de exportación observados en otoño e invierno de 2010, e invierno de 2011, los elevados porcentajes observados están influenciados por las bajas cargas de entrada que hubo en esas fechas, ya que al efectuar un cociente con un denominador muy pequeño, se tendrá como resultado un número muy grande. Una estimación para el período completo da como resultado 62 % de retención de PRS.



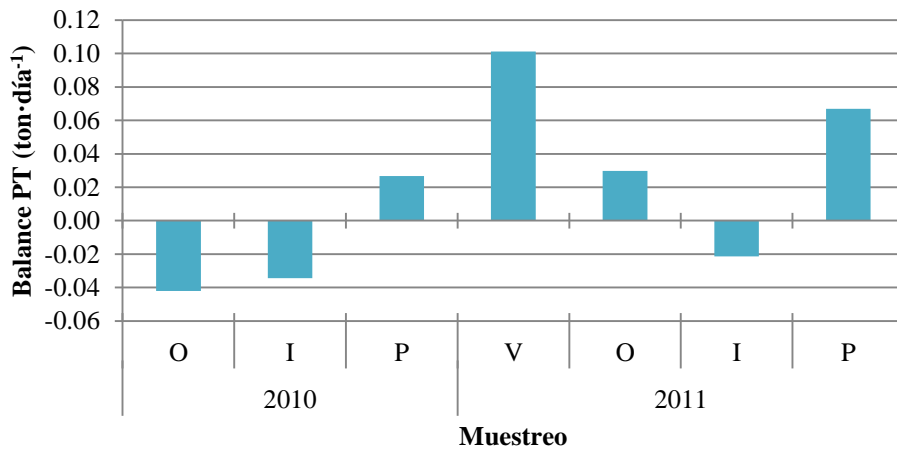
**Figura 5.5.** a) Balances de masa, y b) Porcentajes de retención del nitrógeno inorgánico total en términos de ton de N (NiT = amonio + nitratos + nitritos) y de fósforo reactivo soluble (PRS) en el embalse. Referencias: I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño.

Finalmente, analizando las cargas de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y carbono orgánico disuelto (COD), se puede observar que en ningún caso existe una tendencia clara a la retención o exportación de materiales. Si comparamos estos resultados con las formas inorgánicas de los nutrientes, se puede notar que, en el período que va desde el otoño de 2010 a la primavera de 2011, únicamente el PT tiene un patrón de retención similar al del PRS (Figura 5.6a), mientras que los balances para el NT muestran algunas variaciones en su comportamiento respecto del NiT (Figura 5.6b).

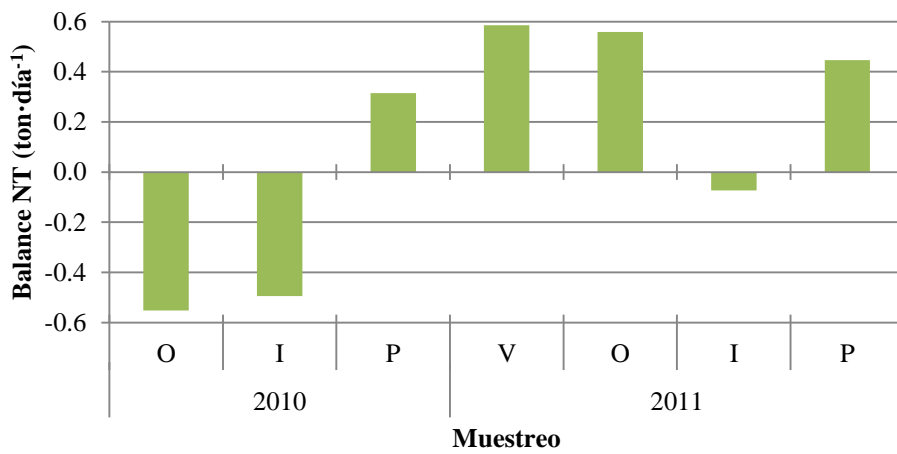
Haciendo un análisis similar al realizado en los casos anteriores, los resultados muestran que el PT tuvo un máximo de retención en verano de 2011 y un máximo de exportación en otoño de 2010, con valores de 0,101 y 0,0421  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ , respectivamente, siendo predominante la retención durante el período completo a una velocidad promedio de 0,0181  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ . De manera similar, el embalse también mostró ser un sumidero de NT a pesar de que se registraron cambios importantes en el sistema, ya que pasó de ser exportador en otoño e invierno de 2010 a funcionar reteniendo importantes cantidades de NT en verano y otoño de 2011. No obstante esas importantes oscilaciones, la velocidad promedio a la que se produjo la retención de material para todo el período fue de 0,112  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ . Finalmente, el embalse se comportó de manera variable en cuanto su funcionamiento como fuente o sumidero de COD. Esto se encuentra ejemplificado en la fuerte exportación que se produjo en invierno de 2010 con velocidades de 3,75  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ , en contraste con los más de 2  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$  retenidos en verano y otoño de 2011 (Figura 5.6c). El balance global para el período completo, reveló que el embalse exporta COD a una velocidad promedio de 0,0218  $\text{ton}\cdot\text{día}^{-1}$ .

En todos los casos se observa exportación en invierno y retención en verano. Esto sugiere que podría producirse un mayor procesamiento durante los meses cálidos y uno menor en los meses fríos. Sin embargo, sería apropiado contar con series de datos más prolongadas para comprobar si esta tendencia se mantiene.

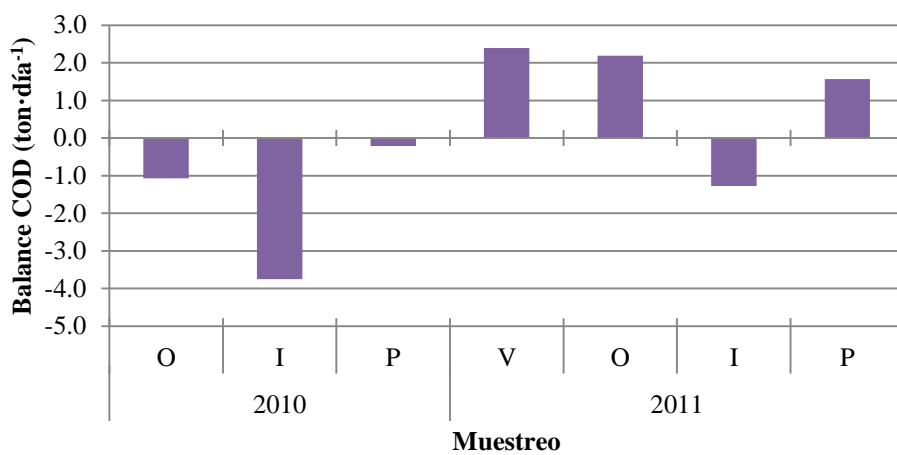
a)



b)

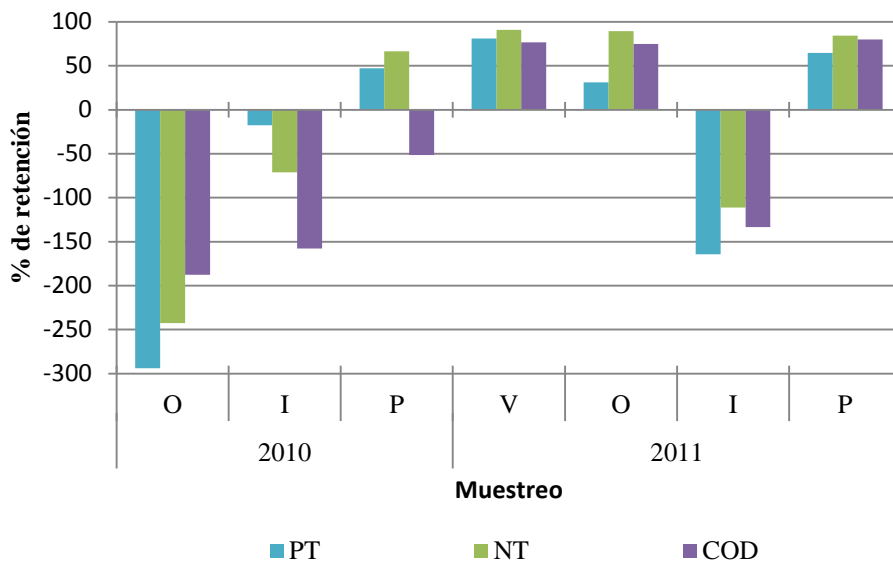


c)



**Figura 5.6.** Balances de masa para el a) Fósforo total, b) Nitrógeno total, y c) Carbono orgánico disuelto. Nótese el cambio de escala en los gráficos. Referencias: I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño.

Al analizar la retención y exportación del PT, NT y COD en términos de porcentaje, se observa que la tendencia de estos tres parámetros a la exportación o retención es similar para cada fecha, con la única excepción de la primavera de 2010 donde el PT y NT fueron retenidos, mientras que el COD fue exportado (Figura 5.7). Así, los tres parámetros muestran elevados porcentajes de exportación en otoño de 2010 e invierno de 2011, a la vez que indican retenciones superiores al 50 % en verano, otoño y primavera de 2011, con excepción del PT en otoño de ese año, donde la retención fue inferior a esa cifra.



**Figura 5.7.** Porcentajes de retención de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y carbono orgánico disuelto (COD). Referencias: I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño.

#### 5.4. Discusión y conclusiones

En el período estudiado se encontró que el embalse funciona como un exportador de material particulado en suspensión —especialmente de origen inorgánico— y como un sumidero de sólidos disueltos. Esta gran exportación de MPSI que se produce desde la represa es contraria a lo observado en los embalses en general, donde la presencia de una presa produce una disminución del contenido de sólidos suspendidos inorgánicos. Sin embargo, se debe tener en cuenta que la represa Roggero es somera y está asentada en sedimentos de tipo limo-arcillosos. De acuerdo con Wetzel (2001), durante los eventos de mezcla de la columna de agua puede haber resuspensión de sedimento, en especial en las regiones más someras. Este autor sostiene que los sedimentos se resuspenden cuando en la lámina de sedimento del fondo se

excede una tensión crítica de cizalladura, y esta fuerza, que es función de las propiedades del sedimento tales como el contenido de agua y tamaño del grano, debe ser suficiente como para romper la cohesión de las partículas y la fuerza de gravedad. Davis & Brubaker (1973) demostraron que los granos de polen de diferente tamaño y densidad tienen una sedimentación diferencial en el plano horizontal de un lago. Así, las partículas más grandes se depositan relativamente rápido en el fondo mientras que las partículas más pequeñas se mantienen resuspendidas en las aguas turbulentas superficiales y son transportadas a través de las corrientes internas que se generan. El aumento de la turbidez producida por las partículas que se mantienen suspendidas junto con la inestabilidad de los sedimentos, impide la colonización de las regiones someras del embalse por parte de macrófitas, de manera que la turbidez inorgánica representa una situación de estabilidad del embalse (Bachmann, Hoyer & Canfield, 1999). De esta manera, la escasa colonización por parte de macrófitas —que están restringidas a algunas regiones muy próximas a la costa y a algunos ejemplares en el interior del embalse— favorece la ocurrencia de procesos de resuspensión del sedimento debido al viento y a las precipitaciones (Green & Houk, 1980; Carper & Bachmann, 1984; Bachmann, Hoyer & Canfield, 2000). Por otra parte, la presencia de peces bentónicos en el embalse como bagres y sabalitos (UNIREC, 1997), también podría favorecer la resuspensión debido a su actividad natatoria (Scheffer, 2004).

No obstante la heterogeneidad de los resultados asociados a la capacidad de retención, la presencia del embalse claramente produce una disminución de la carga de nutrientes, en especial de las sustancias nitrogenadas y de amonio en particular. La disminución en la carga de nitrógeno inorgánico coincide con lo hallado a través de balances en tres grandes embalses de Francia, donde se encontró una retención cercana al 50 % del NiT, aunque en ese caso observaron una exportación de amonio y una retención de nitratos (Garnier *et al.*, 1999). Las observaciones realizadas en el embalse Roggero se relacionan fuertemente con los aportes que realiza el arroyo La Choza, donde las bajas concentraciones de O<sub>2</sub> disuelto registradas promueven un ambiente químico reductor que favorece la existencia de los iones amonio y nitrito, limitando su transformación en nitrato. Con el ingreso a la represa, se produce un aumento en el oxígeno disuelto debido principalmente a la mezcla con el agua del embalse y con la de los otros afluentes, y al ingreso de oxígeno atmosférico por difusión (no se considera que la fotosíntesis sea una fuente de oxigenación importante dado que la elevada

turbidez registrada en el embalse sería un limitante para la producción primaria, lo cual puede inferirse a partir de las bajas concentraciones de clorofila *a* halladas (ver capítulo 4)). Este cambio en el ambiente acuático, favorecería la conversión de amonio a nitritos y de nitrito a nitrato por la acción de las bacterias de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, respectivamente (Conzonno, 2009). Una vez en el interior del embalse, la pérdida neta de nitrógeno inorgánico puede ocurrir por desnitrificación, que puede tener lugar en el sedimento o en el agua ya que a pesar de ser un proceso anaeróbico, en aguas oxigenadas con mucho material en suspensión puede llevarse a cabo en zonas microanaeróbicas que se desarrollan en las partículas (Conzonno, 2009). Además, más recientemente se ha demostrado la pérdida de nitrógeno también es posible a través de la oxidación anaeróbica del amonio (conocida en inglés como *anammox*) en la cual, nuevamente en condiciones de anoxia, ocurre la oxidación bacteriana de amonio con nitrito con producción nitrógeno atmosférico (Kartal *et al.*, 2007; Shen *et al.*, 2017). Esta disminución del nitrógeno inorgánico en el embalse Roggero es congruente con lo hallado por otros investigadores en embalses de gran tamaño, donde se encuentra que la pérdida de nitrógeno es principalmente a través de la denitrificación (Garnier *et al.*, 1999).

La retención del PRS se asocia por lo general a la precipitación en forma de sales cálcicas, la coprecipitación con hierro o manganeso, a la adsorción de los iones fosfato a las partículas en el sedimento, o a su incorporación en los organismos fotosintéticos (Wetzel, 2001). Esto último resulta muy improbable dado que no se observó que el embalse funcione exportando fósforo total, y tampoco existe una relación entre el comportamiento del PRS y del PT (si efectivamente las algas fueran las responsables de la disminución del PTS, una mayor retención de PRS en el embalse estaría asociada con una mayor exportación de PT). Por lo tanto, resulta más factible que los mecanismos que operen en la retención de fósforo inorgánico en el embalse sean principalmente físico-químicos. Si este fuera el caso, se podrían llegar a producir eventos de exportación asociados a perturbaciones importantes en el sedimento como pueden ser las generadas por vientos y lluvias inusualmente fuertes o crecidas de magnitud considerable como la ocurrida en el verano de 2010. En embalses más profundos se ha encontrado que si bien es habitual que exista una importante retención de PRS y PT debido a la demanda de nutrientes por parte del fitoplancton y la posterior sedimentación de los organismos que lo conforman, es posible que se produzca

exportación de material y disminución de las tasas de retención de fósforo debido a crecidas repentinas (Garnier *et al.*, 1999).

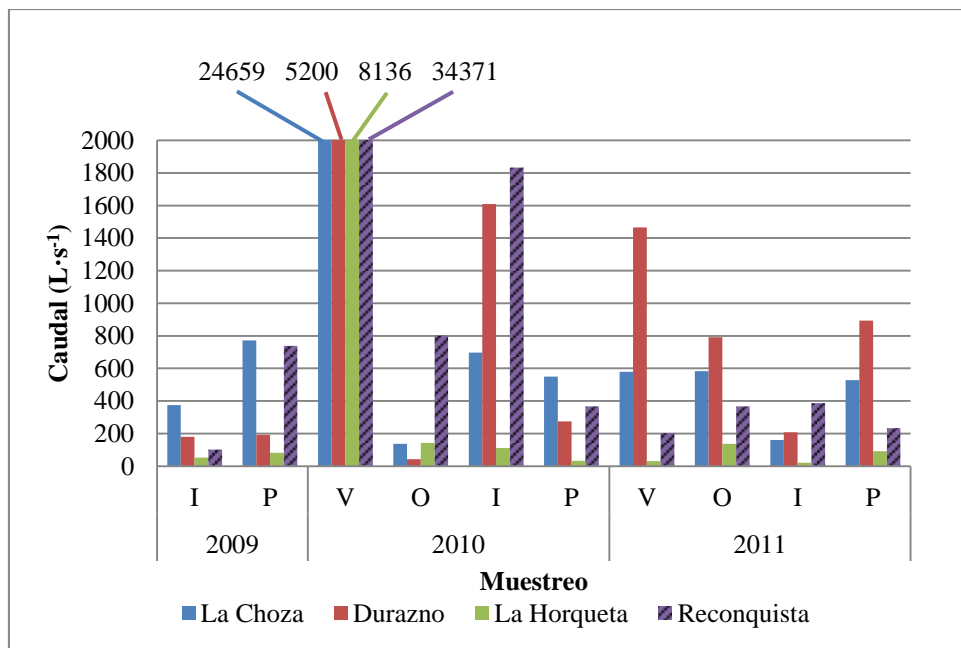
La presencia de una represa construida para controlar inundaciones disminuye el pico de crecida del río al mismo tiempo que produce un aumento del lapso en el cual el caudal del río se encuentra por encima de lo normal (Petts, 1984). Tanto la intensidad de la crecida como el tiempo que perdure la situación de caudal elevado del río dependerán de la permeabilidad del suelo de la cuenca y de la intensidad y frecuencia de las precipitaciones. Así, ante un evento de crecida, en una represa se pueden reconocer dos períodos: uno de llenado del embalse, donde los caudales de entrada al embalse serán mayores que los de salida, y un período de vaciado, donde los caudales de ingreso han retornado a su estado basal mientras que el caudal de salida se mantiene por encima de lo normal producto del aumento en el nivel de cota del embalse.

En el verano de 2010, dentro de los 15 días previos al muestreo se registraron precipitaciones intensas acumulando más de 200 mm caídos en la región, lo cual determinó un aumento en el nivel hidrométrico de los arroyos afluentes. Esta situación se vio potenciada por la presencia del fenómeno climático “El Niño” el cual había producido un aumento de las precipitaciones en la región desde octubre de 2009. La caída de precipitaciones intensas previas al muestreo junto con la saturación hídrica que presentaba el suelo favoreció el rápido escurrimiento del agua y el aumento de los caudales que ya se encontraban por encima de su nivel basal (Figura 5.11). De esta manera, el muestreo de verano de 2010 se realizó en el momento en que el embalse se encontraba en la etapa de llenado, dando como resultado que, pese al efecto de dilución, las cargas de entrada de materiales y nutrientes fueran mayores que las cargas de salida, y en consecuencia los balances de materiales arrojaran valores inusualmente elevados de retención. Este es el caso observado para los sólidos disueltos y el PRS, los cuales mostraron picos de retención en el verano de 2010.

Con posterioridad al muestreo de verano de 2010, se registraron nuevamente eventos de precipitaciones intensas que fueron disminuyendo en frecuencia e intensidad y que para el de otoño de 2010 ya habían dejado de producirse, retornando así a valores de precipitaciones esperados para la región. Sin embargo, aunque las excesivas precipitaciones en la región habían cesado, el nivel del embalse era todavía más alto de lo habitual, es decir que el embalse estaba en el período de descenso de su nivel de cota.



Como consecuencia, el caudal del río, y por ende las cargas de salida, fueron mayores de lo habitual produciendo nuevamente valores muy altos en algunas estimaciones. Dado que los porcentajes de retención están relativizados a las entradas y que en otoño de 2010 las estimaciones de carga del río Reconquista se vieron aumentadas como consecuencia del elevado caudal del río, en esa fecha el MPS, el NiT y el PRS muestran picos de exportación (en términos de porcentaje) que pueden resultar llamativos pero que no son significativos en términos de cantidades absolutas.



**Figura 5.11.** Caudales estimados a lo largo de los 10 muestreos realizados.

Como conclusión, el embalse Roggero se comporta como una fuente o un sumidero dependiendo de los parámetros estudiados. Si bien la represa exporta una gran cantidad de MPS, lo cual no se considera positivo en términos de procesos de autodepuración (Boyd, 2015), la reducción de la carga de nutrientes que se lleva a cabo en su interior muestra que efectivamente está cumpliendo un rol importante como autodepurador del sistema. Este rol es llevado a cabo principalmente a través de reducción de las cargas netas de fósforo y nitrógeno inorgánicos, y también a través de la transformación de formas nitrogenadas potencialmente tóxicas como el amonio a formas menos riesgosas para la vida acuática.

# Capítulo 6. Efecto del viento sobre el ambiente lumínico del embalse

---

## 6.1. Introducción

Si bien se espera que uno de los principales efectos que produzca la presencia de una represa sobre un río sea la disminución del material particulado en suspensión —debido a la disminución de la velocidad del agua al ingresar a un embalse— (Petts, 1984), los resultados presentados en los capítulos 4 y 5 de este trabajo muestran claramente que esto no ocurre en la represa Roggero. Allí, la concentración de material particulado en suspensión inorgánico del agua que egresa de la represa es *mayor* que la de sus arroyos afluentes. Esto abre un interrogante acerca de cuáles son las posibles causas que conducen a este incremento en el material particulado en el interior del embalse. La presencia de partículas en suspensión tanto de origen orgánico como de origen inorgánico produce turbidez en los sistemas acuáticos. Con excepción de algunos tipos algales que tienen la capacidad de regular su posición en la columna de agua, todas las partículas suspendidas tienen la tendencia a sedimentar en el fondo. En los lagos poco profundos, la ausencia de una termoclina estable permite que las partículas de sedimento que llegan al fondo puedan retornar a la columna de agua cuando los movimientos de agua en la interfase agua-sedimento son suficientemente grandes como para superar un umbral crítico a partir del cual el sedimento es removido nuevamente (Wetzel, 2001; Scheffer, 2004).

En aguas someras, la concentración de material particulado en suspensión en el agua depende fuertemente de los procesos de sedimentación y resuspensión, y cuando la velocidad a la que ocurren estos dos procesos se iguala, se llega a un estado de equilibrio que determina la cantidad de material que permanece suspendido en la columna de agua (Scheffer, 2004). La velocidad a la que se produce la sedimentación depende de factores como el peso específico, el tamaño y la forma de las partículas suspendidas lo cual condiciona que algunas partículas sedimenten mucho más rápidamente que otras. En contraposición a la sedimentación, la resuspensión se produce principalmente debido a la acción de las olas en el agua generadas a través del viento (Beach Erosion Board, 1962; Carper & Bachmann, 1984; Bengtsson &

Hellström, 1992; Kristensen, Søndergaard & Jeppesen, 1992; Cózar *et al.*, 2005; Chung, Bombardelli & Schladow, 2009), o a la presencia de peces bentívoros ya que cuando se alimentan generan importantes disturbios en los sedimentos, resuspendiendo una gran cantidad de material (Huser *et al.*, 2016).

El objetivo de este capítulo fue aplicar un modelo de resuspensión de sedimento por efecto del viento para estimar la importancia de este factor como una de las posibles causas del aumento del material particulado en suspensión en el agua del embalse.

## 6.2. Materiales y métodos

Cuando el viento sopla sobre la superficie de un lago o un embalse, se producen olas en el agua. Aunque el movimiento de las olas es muy complejo, algunos ingenieros desarrollaron modelos cuantitativos de su acción erosiva basándose en teoría oceanográfica y en observaciones empíricas (US Army Coastal Engineering Research Center, 1984).

Si las olas viajan a través de agua cuya profundidad es mayor a la mitad de su longitud de onda, se dice que son olas de aguas profundas. En este caso, las partículas que se encuentran en la superficie del agua tienen un movimiento aproximadamente circular con cada paso de las olas. Cuando una ola de aguas profundas se mueve hacia regiones con una profundidad menor a la mitad de su longitud de onda, se dice que la ola “toca” el fondo y las partículas comienzan a describir una órbita elíptica más que circular. Esta órbita produce un movimiento horizontal del agua que se encuentra inmediatamente por encima del sedimento que puede ser suficiente como para producir su resuspensión.

El tamaño de una ola de aguas profundas (medida como longitud de la onda) se comporta de manera predecible de acuerdo a la siguiente ecuación (US Army Coastal Engineering Research Center, 1984):

$$L_w = 1,56 \left[ 0,77 \times W \times \tanh \left[ 0,077 \left( \frac{9,8 \times F}{W^2} \right)^{0,25} \right] \right]^2$$

donde,

$L_w$  es la longitud de onda expresada en metros,

$W$  es la velocidad del viento en  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ,

$\tanh$  es la función tangente hiperbólica, y

$F$  es el *fetch* que se define como la distancia desde la costa medida en la dirección de donde proviene el viento, en km.

Dado que la Represa Ing. Roggero no cuenta con una estación meteorológica propia, para el cálculo de  $L_w$ , se utilizó la información de velocidad y dirección del viento proveniente de la Estación agrometeorológica de la Universidad Nacional de Luján, ubicada a 20 km al noreste de la Represa. Los datos de velocidad provistos estaban expresados en escala Beaufort —una escala empírica que relaciona la intensidad del viento con la altura de las olas en el mar y con sus efectos en tierra—, de manera que cada valor de la escala se corresponde con un rango de velocidades de viento expresadas en  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Por lo tanto, para tener un valor de utilidad para efectuar los cálculos, se realizó un promedio del rango de las velocidades de viento correspondientes a cada valor de la escala Beaufort (Tabla 6.1). Dado que la escala Beaufort sólo comprende números enteros y los datos de velocidad provistos contenían números fraccionarios (por ejemplo, 1,5), para esos casos se calculó un promedio entre de las velocidades inmediata superior e inmediata inferior (en el caso antes citado, se calculó el promedio entre las velocidades de viento en  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  para las escalas 1 y 2 de la escala Beaufort). Los datos recolectados comprendieron el período entre el 1 de enero de 2009 al 16 de septiembre de 2010. Lamentablemente, un desperfecto en el instrumental ocasionó la pérdida de la información con posterioridad a esa fecha.

Intensidad de viento en escala Beaufort	Velocidad del viento ( $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$ )	Velocidad promedio del viento ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )
0	0 a 1	0
0.5	-	0.49
1	2 a 5	0.97
1.5	-	1.67
2	6 a 11	2.36
2.5	-	3.33
3	12 a 19	4.31
3.5	-	5.49
4	20 a 28	6.67
4.5	-	7.99
5	29 a 38	9.31
6	39 a 49	12.2
7	50 a 61	15.4
8	62 a 74	18.9
9	75 a 88	22.6
10	89 a 102	26.5
11	103 a 117	30.6
12	>118	>32.8

**Tabla 6.1.** Equivalencia entre la escala Beaufort y las velocidades del viento en  $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$ . La tercera columna muestra el promedio del rango de velocidades expresado en  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ .

Por otra parte, partiendo del modelo batimétrico del embalse presentado en el capítulo 3 y a través del software Surfer<sup>®</sup> 9, se generó una grilla con 3711 puntos, cada uno de los cuales tenía asociados la profundidad y las coordenadas geográficas. Esta grilla se exportó para ser utilizada en una planilla de cálculos, donde a través de operaciones aritméticas sencillas y con la información de la distancia entre los puntos extraída de las coordenadas geográficas, se calculó el *fetch* para cada uno de los puntos de la grilla teniendo en cuenta 8 direcciones del viento: norte, sur, este, oeste, noreste, sudeste, noroeste y sudoeste.

Para cada dirección e intensidad del viento, se calcularon los valores de  $L_w$  de los 3711 puntos de la grilla. La regla general es que si  $L_w$  es mayor que dos veces la profundidad, entonces la ola “toca el fondo” de manera que tiene el potencial de producir resuspensión (Carper & Bachmann, 1984; US Army Coastal Engineering Research Center, 1984; Scheffer, 2004). Por lo tanto, se comparó el valor calculado de  $L_w$  con la profundidad en cada uno de los puntos y así se logró hacer estimaciones acerca de la importancia del viento en los procesos de resuspensión en la represa.

Con esta información se llevó a cabo una evaluación acerca de cuáles fueron las condiciones predominantes del viento en el período estudiado. Finalmente, se analizó

cuál fue el porcentaje del área del embalse en donde ocurriría resuspensión de sedimentos de acuerdo al modelo aplicado, teniendo en cuenta las diferentes situaciones de viento.

### 6.3. Resultados

En total se analizaron 1207 registros de viento. El análisis de la información reveló que los vientos con mayor incidencia en la región provienen del Norte y del Este, con una frecuencia del 18,2 y 13,2 %, respectivamente, independientemente de su velocidad (Tabla 6.2). Los vientos que soplaron con menor frecuencia —menos del 5% del tiempo— fueron los provenientes del Sur y del Sudoeste. Por otra parte, se observa que los vientos más intensos fueron en los sentidos Norte-Sur y Oeste-Este, seguidos por los vientos Noroeste-Sudeste. Los vientos menos intensos fueron los provenientes de la región Sur.

Respecto de la intensidad del viento en el período estudiado, casi un 65 % del tiempo el viento sopló a una velocidad igual o menor a  $1,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , la cual corresponde a una clasificación de 1 en la escala de Beaufort. Intensidades de 1,5 y 2 en la escala de Beaufort, es decir entre  $1,6$  y  $3,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , se registraron con una frecuencia cercana al 25%. Intensidades de viento mayores a 2,5 en la escala de Beaufort —equivalentes a aproximadamente  $3,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ —, se presentaron con una frecuencia algo menor al 10 %. La máxima intensidad de viento registrada fue de 5 en la escala de Beaufort que corresponde a velocidades de entre  $8,1$  y  $10,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ .

Viento	Intensidad del viento en escala Beaufort											% DV
	Calma	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0	
E		5,39	3,81	1,24	1,74	0,58	0,41	0	0	0	0	13,2
O		1,99	1,41	1,41	1,66	0,50	0,41	0	0,17	0	0,08	7,62
N		4,23	4,47	2,57	3,81	1,33	1,24	0,25	0,17	0	0,17	18,2
S		1,66	1,57	0,75	0,41	0	0	0	0	0	0	4,39
NE		2,24	2,90	1,91	1,66	0,75	0,41	0	0	0	0	9,86
NO		1,74	2,57	1,41	2,57	0,83	0,50	0,08	0,17	0	0	9,86
SE		2,49	3,15	1,57	1,66	0,41	0,25	0	0	0	0	9,53
SO		1,33	1,82	0,50	1,49	0,08	0,33	0	0	0	0	5,55
% VV	21,8	21,0	21,7	11,4	15,0	4,47	3,56	0,33	0,50	0,00	0,25	

**Tabla 6.2.** Frecuencia de ocurrencia del viento expresada en porcentaje para cada velocidad y dirección registrado en el período estudiado. La última columna corresponde al porcentaje de tiempo en que el viento sopló de cada una de las direcciones (% DV = % Dirección del viento), y la última fila corresponde al porcentaje de tiempo en que se registró viento a cada una de las velocidades (% VV = % Velocidad del viento).

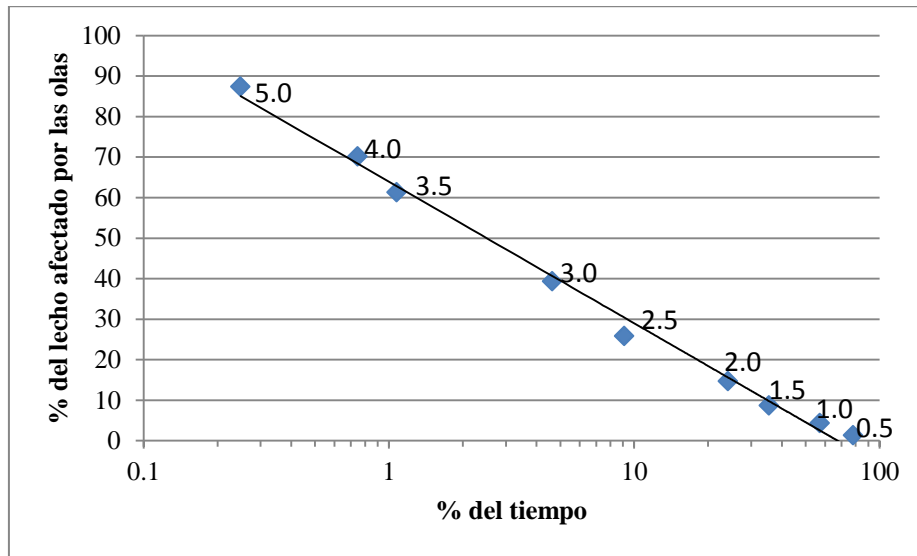
En cuanto a la resuspensión, un 21,8 % del tiempo hubo calma (Tabla 6.2) de modo que no se espera que haya ocurrido resuspensión de sedimentos a causa del viento. En la tabla 6.3 se muestran los porcentajes de la superficie del embalse donde se espera que haya habido resuspensión de sedimentos teniendo en cuenta las diferentes intensidades y direcciones del viento. Allí se observa que, de acuerdo a las predicciones del modelo, incluso los vientos más suaves tuvieron efectos sobre los sedimentos del embalse, independientemente de la dirección del viento. Además, se observa que con vientos por encima de 2 en la escala de Beaufort, el incremento de la velocidad del viento rápidamente ocasiona un aumento de la superficie del embalse que podría estar afectada por la resuspensión. En el anexo se muestran las representaciones gráficas de las áreas donde las olas “tocan el fondo” en función de la intensidad del viento proveniente del norte; se escogió esta dirección y sentido del viento ya que cubrió todas las intensidades de viento registradas en el periodo estudiado.

Vientos	Intensidad del viento en escala Beaufort									
	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5
Este	1,29	7,09	8,46	16,0	27,2	37,1	-	-	-	-
Oeste	1,19	3,42	8,14	13,2	22,2	35,6	-	72,3	-	89,1
Norte	1,32	4,42	9,62	15,3	25,9	38,6	55,9	68,0		85,6
Sur	1,35	3,96	8,62	13,6	-	-	-	-	-	-
Noreste	1,24	3,93	7,81	13,7	24,3	35,2	-	-	-	-
Noroeste	1,40	3,80	8,46	15,0	27,8	49,3	66,6	-	-	-
Sudeste	1,51	4,34	9,81	17,3	30,9	44,4	-	-	-	-
Sudoeste	1,54	3,83	8,38	13,2	22,4	35,2	-	-	-	-
<b>% Promedio de la superficie afectada</b>	<b>1,35</b>	<b>4,35</b>	<b>8,66</b>	<b>14,7</b>	<b>25,8</b>	<b>39,3</b>	<b>61,3</b>	<b>70,1</b>	<b>-</b>	<b>87,3</b>

**Tabla 6.3.** Porcentajes de la superficie del lecho del embalse afectada por las olas teniendo en cuenta la intensidad y dirección del viento.

Al combinar la frecuencia de ocurrencia de los vientos con el porcentaje del lecho afectado por las olas de acuerdo al modelo aplicado, se obtuvo la figura 6.1. Allí se observa que las olas tocan el 50 % del lecho del embalse sólo un 2,5 % del tiempo. Por lo tanto, la mayoría del tiempo sólo una pequeña superficie del lecho del embalse es afectada por la acción de las olas. Por otra parte, los días de mayor intensidad de viento fueron muy poco frecuentes pero en ellos se vio afectado casi el 90 % del lecho del

embalse. Un promedio de la superficie afectada a la acción de las olas ponderado por la frecuencia de ocurrencia de cada viento arrojó que, durante el período estudiado, el 7,72 % del lecho del embalse es afectado por la acción de los vientos.



**Figura 6.1.** Promedio del porcentaje del lecho del embalse afectado por los vientos en función del porcentaje de tiempo durante el período analizado. Los números al lado de cada punto corresponden a la velocidad de viento en escala Beaufort. Nótese la diferencia de escala en los ejes.

#### 6.4. Discusión

Al aplicar el modelo para evaluar la ocurrencia de eventos de resuspensión de sedimento a causa del viento, se encontró que pese a que la intensidad del viento en la región es en general baja, es suficiente como para producir olas que “toquen el fondo”, es decir que tienen el potencial para resuspender el sedimento del embalse Roggero. Sin embargo, para saber si el movimiento del agua en la interfase agua-sedimento tiene la capacidad de producir efectivamente resuspensión o no, se deben tener en cuenta dos factores que están parcialmente relacionados: uno es la fuerza que es necesario aplicar para que el sedimento rompa su estructura —también llamada fuerza de corte o tensión crítica de cizalladura—, y la otra es el tamaño de las partículas. Para que ocurra erosión del sedimento es necesario que se supere una determinada fuerza de corte, la cual se incrementa a medida que aumenta el tamaño de las partículas y que disminuye la cantidad de detritos. Además, a medida que aumenta el tiempo en que el sedimento permanece sin disturbios, la fuerza de corte también aumenta a causa de una mayor



consolidación del material por procesos físicos y debido al desarrollo de biofilms que estabilizan los sedimentos haciéndolos más resistentes a la resuspensión (Delgado, de Jonge & Peletier, 1991; Scheffer, 2004). En el caso de la represa Roggero, los sedimentos predominantes en la región son de tipo loésico y en general ricos en sodio, el cual funciona como dispersante de las partículas, disminuyendo su fuerza cohesiva. Las concentraciones de material particulado en suspensión de origen inorgánico halladas en el agua, las cuales fueron presentadas en el capítulo 4, son una prueba *per se* de que el tamaño de partícula del sedimento es lo suficientemente pequeño como para permanecer suspendido en la columna de agua.

Scheffer (2004) afirma que la elevada turbidez inorgánica impide la colonización por parte de las macrófitas así como el desarrollo de un biofilm sobre el sedimento, los cuales actúan estabilizando los sedimentos. Además sostiene que en ausencia de macrófitas, los peces que se alimentan de invertebrados bentónicos son dominantes en la comunidad ictícola. Estos peces pueden generar importantes disturbios en el lecho, generando resuspensión de manera directa y desestabilizando la estructura del sedimento (Huser *et al.*, 2016). Por lo tanto, la presencia de peces bentívoros potenciaría el efecto del viento ya que por un lado, al alimentarse, los peces resuspenden sedimentos que pueden ser distribuidos por toda la columna de agua gracias al movimiento de recirculación promovido por el viento, y por el otro, el disturbio en el sedimento generado por los peces de hábitos bentónicos provocaría una disminución de la fuerza de corte requerida para que las olas produzcan resuspensión.

Si bien en la represa Roggero no se han llevado a cabo estudios específicos acerca del ensamble de peces que habitan el lugar, se ha reportado la presencia de carpas en el embalse (Ignacio Healion, Jefe de guardaparques de la Reserva Municipal “Los Robles”, comunicación personal), y en un informe realizado sobre la cuenca del río Reconquista se describe la presencia de peces de hábitos bentónicos tales como sabalitos, bagres, limpiafondos y viejas del agua (Defensor del Pueblo de la Nación, 2007). Además, en el reporte presentado por UNIREC (1997), se menciona la captura en el interior del embalse de peces como sabalitos y bagres, entre otros.

Como conclusión, la morfología del embalse, las características del sedimento del fondo —que se pueden inferir a partir de la gran turbidez del agua y que serán abordados en el capítulo 7 de este manuscrito— y un entorno libre de obstáculos (como

montañas o cerros) hacen de la represa Roggero un sistema muy susceptible de que ocurran eventos de resuspensión. Si bien el modelo aplicado predice que el porcentaje del lecho del embalse que se vería afectado por las olas es en general bajo, se podría considerar al viento como uno —aunque no el único— de los factores responsables del aumento del material particulado en suspensión en el agua embalsada. Esta hipótesis resulta explicativa de algunas observaciones realizadas en el embalse como son la falta de floraciones algales (ya que la elevada turbidez inorgánica produciría limitación por luz), la ausencia de macrófitas (por la limitación por luz y la falta de estabilidad de los sedimentos para su establecimiento), el incremento en el material particulado en suspensión inorgánico en el interior del embalse, y la falta de una estratificación estable. Si bien los resultados indican que la resuspensión generalmente ocurre en un porcentaje relativamente pequeño del embalse debido a la baja intensidad de los vientos, es importante mencionar que esos vientos son suficientes para generar mezcla del agua tanto en el plano vertical como en el horizontal.

# Capítulo 7. Sedimentos

---

## 7.1. Introducción

Los sedimentos constituyen una parte fundamental de diversos sistemas acuáticos ya que intervienen en los ciclos biogeoquímicos de nutrientes tales como el fósforo, el nitrógeno y el carbono. Los procesos involucrados en esos ciclos afectan la composición del agua —en mayor o menor medida— dependiendo de la intensidad de la interacción sedimento-agua, la cual se relaciona con factores como la textura del sedimento, la profundidad media del cuerpo de agua y la frecuencia e intensidad con que los sedimentos son disturbados (Scheffer, 2004). Además, cada uno de los elementos tiene un diferente comportamiento físico, químico y biológico que determina la velocidad con que pueden ser retenidos, transformados o liberados por el sedimento.

De acuerdo con Wetzel (2001), los mecanismos a través de los cuales el fósforo ingresa a los sedimentos son la sedimentación de materia orgánica autóctona, alóctona o minerales fosfatados, de arcillas y oxohidróxidos con fosfatos adsorbidos, la precipitación con calcio, y la coprecipitación con hierro y manganeso. Por otra parte, en el agua, el fósforo puede encontrarse disuelto, adsorbido a partículas, o formando parte de los organismos. Si bien en ocasiones la cantidad de fósforo en el agua puede ser importante (como en los sistemas que se reconocen como eutróficos), la concentración de fósforo en el sedimento es siempre mayor que en el agua, pudiendo llegar a varios órdenes de magnitud de diferencia (Boström *et al.*, 1988; Wetzel, 2001; Søndergaard, Jensen & Jeppesen, 2003). Si bien numerosos trabajos demuestran que una vez que los sedimentos han sido enriquecidos con fósforo éstos pueden actuar como una fuente de P hacia la columna de agua, la complejidad de la dinámica del fósforo es muy elevada y deberá realizarse un estudio en cada caso si se desea saber si el sedimento de ese sistema en particular actúa como fuente o sumidero de P. Si bien el movimiento de sustancias en el sedimento ocurre a muy bajas velocidades por difusión simple, en los primeros centímetros la velocidad de difusión desde el sedimento hacia la columna de agua se ve aumentada debido a la turbación producida por factores como el viento, la presencia de invertebrados bentónicos, de peces bentívoros e iliófagos, y la aparición de burbujas en el sedimento de gases como N<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> producto de la actividad biológica (Duursma, 1967; Wetzel, 2001). En los lagos y embalses, las interacciones

agua-sedimento se relacionan con la profundidad, el tiempo de residencia del agua, el nivel de perturbación de los sedimentos, las características del sedimento en cuanto a su granulometría, su composición química y microbiológica, el potencial redox, la temperatura y el pH (Boström *et al.*, 1988; Wu *et al.*, 2014). Dado que el fósforo es habitualmente limitante de la producción primaria, el aumento en la cantidad de fósforo disponible se relaciona con el aumento de la biomasa algal, lo cual a su vez conduce a diversas alteraciones del sistema que incluyen la pérdida de diversidad, disminución de macrófitas sumergidas y cambios en los ensambles de peces, entre otros (Scheffer, 2004).

El nitrógeno, por su parte, tiene una dinámica muy diferente a la del fósforo, y parte de esas diferencias están relacionadas con la mayor reactividad de este elemento. El nitrógeno ingresa en el sedimento a través de la sedimentación de materia orgánica de origen autóctono o alóctono, o en forma de nitrógeno inorgánico (principalmente amonio) adsorbido a arcillas (Wetzel, 2001; Conzonno, 2009). Una vez en el sedimento, el nitrógeno puede sufrir diversas transformaciones: asimilación, mineralización, nitrificación y desnitrificación (Rysgaard *et al.*, 1993). El nitrógeno orgánico particulado es mineralizado a amonio en los sedimentos con o sin oxígeno. El amonio puede ser oxidado a nitrato por bacterias nitrificantes en la capa aeróbica del sedimento, asimilado por algas u otros microorganismos bentónicos, transformado en nitrógeno molecular a través de la oxidación anaeróbica del ión amonio (conocida por su acrónimo en inglés *anammox*) en la capa anóxica del sedimento, o difundir hacia la columna de agua. El nitrato proveniente de la nitrificación puede ser reducido a nitrógeno molecular bajo condiciones de anoxia por acción de bacterias desnitrificantes y ser eliminado del sistema, o puede ser reducido a amonio a través de bacterias fermentativas o difundir hacia la columna de agua. Además, tanto el amonio como el nitrato pueden difundir desde la columna de agua hasta el sedimento y sufrir las distintas transformaciones mencionadas más arriba (Wetzel, 2001; Yoshinaga *et al.*, 2011). De esta manera, los sedimentos pueden tener un rol fundamental en los procesos de transformación y eliminación de nitrógeno, en especial en los sistemas eutróficos (Seitzinger *et al.*, 2006). Seitzinger (1990) afirma que un gran porcentaje del nitrato producido en los sedimentos se pierde a través de la desnitrificación y que en muchos sedimentos de ambientes dulceacuícolas la mayor parte del nitrógeno orgánico que se mineraliza (> 75%) se pierde a través de la nitrificación y desnitrificación.

Tanto los ciclos del fósforo como el del nitrógeno pueden verse afectados por el contenido de materia orgánica en el sedimento. Mayores contenidos de materia orgánica se relacionan con una mayor actividad microbiana. Las bacterias utilizan la materia orgánica como fuente de energía y a su vez consumen el oxígeno disuelto, generando condiciones anóxicas que promueven en primer lugar la transformación del nitrógeno como nitrato hacia sus formas reducidas o hacia nitrógeno molecular, y luego la liberación de fósforo del sedimento, a través de la reducción del hierro (III) y el manganeso (IV), ya que el fósforo inorgánico se adsorbe a la superficie de los óxidos que forman esos iones (Yao & Millero, 1996; Boyd, 2015). En ambientes sin estratificación de la columna de agua, los primeros centímetros de sedimento (hasta los 10 cm de profundidad) pueden estar sometidos a mayores niveles de perturbación. Esta perturbación favorece la presencia de oxígeno disuelto; de manera que los sedimentos tienden a retener fósforo, y al mismo tiempo se favorece el movimiento del nitrógeno desde el sedimento hacia la columna de agua. Por lo tanto, dependiendo de las condiciones que se generen en el interior del sedimento, éste puede funcionar como una fuente o un sumidero de nutrientes.

En algunas regiones del mundo, existe una larga tradición de estudios sobre los procesos químicos que ocurren en los sedimentos (Hayes & MacAulay, 1959; Kemp & Mudrochova, 1972; Hendricks & Silvey, 1973; Boström et al., 1988; Søndergaard et al., 2003; Seitzinger et al., 2006; y muchos otros). Sin embargo, en la Argentina los estudios de los sedimentos desde un punto de vista limnológico así como el estudio de su rol en la dinámica de nutrientes en los sistemas acuáticos son aún escasos (Pedrozo *et al.*, 1985; Manassero, Camilión & Ronco, 2004; Suárez, Sartirana & Orfeo, 2010; León, Pedrozo & Temporetti, 2017). El objetivo aquí propuesto fue realizar una caracterización de los sedimentos de los arroyos La Choza, Durazno y La Horqueta, de la represa Roggero y del río Reconquista en su nacimiento, respecto de su granulometría y contenido de nutrientes. Además nos propusimos estudiar la influencia de los sedimentos en la columna de agua en cada uno de los sitios, respecto del contenido de oxígeno disuelto, fósforo, nitrógeno y carbono orgánico.

## 7.2. Materiales y métodos

Para cumplir con los objetivos propuestos, se colectaron sedimentos en los sitios La Chozza, Durazno, La Horqueta, Embalse y el inicio del río Reconquista, en tres oportunidades: febrero y agosto de 2014, y febrero de 2015. En cada oportunidad, se tomaron muestras de los  $6\pm 1$  centímetros superficiales, utilizando un muestreador cilíndrico tipo Beeker (Eijkelkamp® Soil & Water), que permitió la obtención de muestras sin disturbar. En el caso de los arroyos y el río Reconquista, las muestras fueron tomadas a un metro de la línea de costa, mientras que las muestras del embalse se tomaron en una región ubicada en el sector norte del mismo, donde la altura de la columna de agua era de aproximadamente de un metro. Las muestras se colocaron en recipientes plásticos cuyo diámetro interno era semejante al diámetro de la muestra, y se conservaron en frío y oscuridad hasta llegar al laboratorio. Una vez allí se procedió de acuerdo al protocolo establecido para cada medición, que se explica a continuación.

El muestreo de febrero de 2014 se llevó a cabo con el objetivo de realizar una caracterización físico-química del sedimento. Se tomaron muestras por quintuplicado. En el laboratorio se colocaron en bandejas de aluminio para ser secadas a 40 °C hasta peso constante. Una vez seco, el sedimento se disgregó utilizando un mortero y se tamizó a través de una malla de 2 mm. El sedimento tamizado se utilizó para realizar mediciones del pH actual y conductividad eléctrica, y para determinar su textura. La metodología empleada se encuentra detallada en el capítulo 2 (apartado 2.4. *Sedimentos*).

Por otra parte, en agosto de 2014 y febrero de 2015, se tomaron nuevas muestras de sedimento con el objetivo de realizar incubaciones en el laboratorio. Las incubaciones se realizaron con el sedimento sin disturbar, por lo que se colectaron un total de 10 muestras en cada sitio: cinco de ellas se utilizaron para realizar las determinaciones iniciales, y las restantes cinco se incubaron; sobre estas últimas se realizaron las determinaciones finales. Las muestras recién colectadas se colocaron en recipientes plásticos con tapa hermética y se transportaron en condiciones de frío y oscuridad. Al llegar al laboratorio, se dejaron en la heladera hasta el día siguiente, cuando se inició el período de incubación. Las incubaciones se llevaron a cabo por quintuplicado colocando sedimento junto con agua de ese mismo sitio en una relación aproximada 1:6 masa de sedimento:volumen de agua en un recipiente plástico

hermético (con capacidad total de 800 mL) y sin burbujas (unidad experimental). Por otra parte, se colocaron recipientes conteniendo únicamente agua de cada sitio como controles a fin de discriminar los procesos que pudieran ocurrir en el agua de aquellos en los que intervienen los sedimentos. Las unidades experimentales y los controles se colocaron en una cámara de incubación durante 5 días a  $20 \pm 2$  °C en oscuridad (ya que la mayor parte del lecho de los sitios estudiados se encuentra en completa oscuridad por la elevada turbidez del agua) y sin agitación; si bien en el campo se produce recirculación de la columna de agua, se consideró que la velocidad sobre la superficie del sedimento es muy baja. Antes y después de las incubaciones, se realizaron las siguientes mediciones en el agua:

- Oxígeno disuelto: Se midió inmediatamente antes de comenzar con las incubaciones, e inmediatamente después de destapar los recipientes al finalizarlas. Se utilizó un oxímetro Hach *Hd40 multi* con sonda de la serie LDO101 (sensibilidad: 0,01 mg O<sub>2</sub>/L).
- Fósforo reactivo soluble (PRS), amonio, nitratos y nitritos: Se determinó sobre agua filtrada a través de un filtro de fibra de vidrio Munktell MG/F (0,7 µm de poro), de acuerdo a las técnicas descriptas en el capítulo 2.
- Nitrógeno inorgánico total (NiT): Se calculó como la suma de las diferentes formas de nitrógeno inorgánico.
- Carbono orgánico disuelto (COD): Se determinó sobre agua filtrada por oxidación catalítica a 850 °C y detección del CO<sub>2</sub> liberado con un sensor de infrarrojo no dispersivo con un equipo marca Elementar modelo *vario TOC cube*.

A partir de las mediciones realizadas en el agua (oxígeno disuelto, PRS, amonio, nitratos, nitritos, NiT y COD), se calcularon los flujos desde el sedimento hacia el agua (o viceversa) de cada parámetro de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$Flujo_i \left( mg \cdot m^{-2} \cdot día^{-1} \right) = \left( \frac{\Delta Conc_{i, sed}}{t_{sed}} - \frac{\Delta Conc_{i, control}}{t_{control}} \right) \times \frac{Vol}{Sup}$$

donde,

$\Delta Conc_{i, sed}$  es la diferencia entre la concentración final y la inicial del parámetro *i* (en mg/L) en un recipiente con sedimento,

$\Delta Conc_{i, control}$  es la diferencia entre la concentración final y la inicial del parámetro *i* (en

mg/L) en el recipiente control,

$t_{sed}$  es el tiempo transcurrido (en días) entre el inicio y el final del experimento en el recipiente con sedimento,

$t_{control}$  es el tiempo transcurrido (en días) entre el inicio y el final del experimento en el recipiente control,

$Vol$  es el volumen de agua (en litros) del recipiente con sedimento, y

$Sup$  es la superficie de sedimento (en  $m^2$ ) en contacto con el agua.

Los flujos positivos indican liberación desde el sedimento hacia la columna de agua, mientras que los negativos señalan que el sedimento se comportó como un sumidero o como promotor de consumo o degradación de sustancias<sup>4</sup>.

Por otra parte, se realizaron mediciones también sobre el sedimento. En este caso, previo a la realización de las determinaciones, se procedió a homogeneizar la muestra y dividirla en dos porciones: una porción se secó hasta peso constante a 40°C y tamizó a través de un tamiz de 2 mm de malla, y la otra se conservó húmeda a -20 °C hasta el momento en que fue utilizada. Este procedimiento se realizó para cada una de las réplicas iniciales y finales provenientes de los cinco sitios. Las mediciones que se llevaron a cabo fueron las siguientes:

- Humedad: Se determinó por gravimetría pesando una porción de la muestra homogeneizada antes y después de ser secada a 40 °C, hasta peso constante. Se utilizó una balanza granataria con precisión a la milésima de gramo.
- Fósforo lábil (P lábil): Se realizó una extracción utilizando sedimento tamizado (malla 2 mm) y agua ultra-pura en una proporción 1:10 masa en volumen, agitando durante 1 hora a 100 rpm y 20 °C. A continuación, se centrifugó la suspensión durante 15 minutos a 4000 rpm a 20°C, y se determinó el fósforo reactivo soluble sobre una alícuota del sobrenadante sin filtrar utilizando el método del ácido ascórbico (Pierzynski, 2000). Se expresa en ppm de P (mg/kg de sedimento seco).
- Fósforo total (P total): Se determinó de acuerdo a la metodología propuesta por Andersen (1976), la cual consiste en realizar una calcinación de sedimento tamizado (malla 2 mm) a 550 °C durante una hora, seguida de una digestión ácida con HCl.

---

<sup>4</sup> Si bien los sistemas agua-sedimento en general responden de manera más adecuada a una cinética de primer orden, la determinación de las constantes de reacción requiere otro tipo de diseño experimental y excede a los objetivos de este trabajo. Si bien a través de la aplicación de una cinética de primer orden se pudo haber incurrido en una sobre simplificación del sistema, los cortos períodos de incubación reducirían el error cometido.



Posteriormente, se neutralizó, llevó a volumen y filtró, y finalmente se determinó PRS sobre una alícuota del filtrado. Se expresa en ppm de P (mg/kg de sedimento seco).

- Nitrógeno como amonio intercambiable, nitratos y nitritos: Se determinaron sobre alícuotas de un extracto realizado a partir del sedimento húmedo conservado a -20 °C y una solución de KCl 2M. La extracción se realizó mezclando sedimento húmedo y extractante en una proporción 1:5 masa equivalente a sedimento seco en volumen, y agitando durante 1 hora a 100 rpm y 20 °C (para calcular la masa de sedimento húmedo equivalente al sedimento seco, se utilizó la información del contenido de humedad estimado previamente para cada muestra). A continuación, se filtró el extracto y se tomaron tres alícuotas del filtrado para determinar cada una de las formas inorgánicas de nitrógeno. Las determinaciones de amonio, nitrato y nitrito se llevaron a cabo de acuerdo a lo descrito en el capítulo 2. El resultado se expresa en ppm de N (mg/kg de sedimento seco) para el amonio intercambiable y como ppb de N (µg/kg de sedimento seco) para nitratos y nitritos.
- Carbono orgánico total (COT): Se determinó sobre sedimento seco tamizado (460 µm de malla) por oxidación catalítica a 950 °C y detección del CO<sub>2</sub> liberado con un sensor infrarrojo no dispersivo utilizando un equipo marca Elementar modelo *vario TOC cube*. El resultado se expresa en partes por mil (g C/kg de sedimento seco).

En base a estas mediciones, se calcularon también las tasas de cambio de los nutrientes en el sedimento (TCS):

$$TCS_i \text{ (mg/kg} \cdot \text{día)} = \frac{Conc_{i, \text{final}} - Conc_{i, \text{inicial}}}{\text{tiempo}}$$

donde,

$Conc_{i, \text{final}}$  es la concentración del parámetro  $i$  al final de la incubación (en mg/kg de sedimento seco),

$Conc_{i, \text{inicial}}$  es la concentración del parámetro  $i$  al inicio de la incubación (en mg/kg de sedimento seco), y

$\text{tiempo}$  es el tiempo transcurrido entre el inicio y el final del experimento en cada recipiente (en días).

En este caso, una tasa positiva indicaría la incorporación del nutriente desde el

agua o su generación *in situ* (por ejemplo, el aumento del amonio a partir de la degradación de sustancias orgánicas nitrogenadas), mientras que una tasa negativa podría estar relacionada con un flujo del nutriente hacia el agua o con su transformación en el seno del sedimento.

El análisis estadístico de la información se llevó a cabo en función de las preguntas formuladas. La primera pregunta fue si los flujos y las tasas calculadas eran significativamente diferentes de cero. Para ello, se llevó a cabo el test t de Student ( $H_0: \mu = 0$ ,  $\alpha = 0,05$ ) para cada parámetro discriminando por sitio y estación, previa verificación del cumplimiento del supuesto de normalidad de cada set de datos a través del test de Shapiro-Wilk ( $p > 0,05$ ). En los casos en que no se verificó la normalidad, el nivel de significación requerido para rechazar la hipótesis nula se fijó en  $\alpha' = 0,01$  para disminuir la probabilidad de cometer un error de tipo I (Zar, 2010).

Con el objetivo de saber si los diferentes momentos del año en que se tomaron de muestras tuvo algún efecto sobre los flujos y tasas de cambio estimados, se hicieron comparaciones entre verano e invierno a través del ANOVA de una vía, previa verificación de los supuestos; en los casos en que hubo falta de normalidad y homocedasticidad, aún luego de transformar las variables, se realizó el test de U de Mann-Whitney cambiando el nivel de significación requerido para rechazar la hipótesis nula ( $\alpha' = 0,01$ ) disminuyendo así la probabilidad de cometer un error tipo I (Quinn & Keough, 2002). Por otra parte, se testearon diferencias entre los sitios a través del test de Kruskal-Wallis, utilizando un nivel de significancia  $\alpha = 0,05$ ; esta prueba no paramétrica no asume distribución normal y es más robusta que el ANOVA paramétrico en casos de muestras pequeñas (Zar, 2010). En los casos en que no se verificó homogeneidad de varianzas, el nivel de significación requerido para rechazar la hipótesis nula se cambió mediante la corrección de Bonferroni ( $\alpha' = 0,005$ ) para disminuir la probabilidad de cometer un error tipo I (Quinn & Keough, 2002). En los casos en que existieron diferencias significativas, se realizaron comparaciones múltiples de rankings medios.

Con el fin de explorar posibles relaciones entre las variables estudiadas, se realizó una correlación no paramétrica de Spearman entre los flujos de nutrientes, carbono orgánico y oxígeno, las TCS de nutrientes y carbono orgánico total, y las concentraciones iniciales de los parámetros medidos en el agua y en el sedimento.

También se exploró si las tasas estimadas, tanto en el agua como en el sedimento, podrían estar influenciadas por las relaciones N:P halladas en el sedimento. Para ello, se estimó el nitrógeno total del sedimento a partir del NiT considerando que  $NT = 100 \cdot \text{amonio intercambiable}$  (Kemp & Mudrochova, 1972), y a partir de allí se realizaron regresiones de las tasas de nutrientes en función de la relación N:P calculada para cada caso.

Finalmente, se realizó una estimación de la cantidad de materiales que son retenidos o liberados por la totalidad de la superficie de los sedimentos del embalse. Esta estimación se llevó a cabo multiplicando la tasa de intercambio calculada —sin discriminar entre verano e invierno— por la superficie total del embalse, estimada en el capítulo 3 en 623,6 hectáreas. Para saber si los flujos estimados eran significativamente diferentes de cero se realizó un test t de Student con los mismos supuestos y bajo las mismas condiciones explicadas anteriormente.

### 7.3. Resultados

El sedimento presentó en todos los casos valores de pH entre 8 y 9, es decir que es un sedimento alcalino, siendo el Embalse el sitio con sedimento de mayor alcalinidad. La conductividad eléctrica fue mayor en el sedimento del arroyo La Chocha con un promedio de 870  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , intermedia en los arroyos Durazno, La Horqueta y en el embalse donde la conductividad promedio estuvo en el rango de los 438 y 689  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , y menor en el sedimento del río Reconquista donde la conductividad del sedimento tuvo un valor promedio de 283  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Tabla 7.1). En cuanto a la textura, en todos los casos el componente mayoritario fueron limos. Sin embargo, se hallaron diferencias entre los arroyos y el embalse en cuanto a los contenidos de arena y arcilla: mientras que los arroyos tienen un contenido de arenas y arcillas alrededor de 28 y 15,5 %, respectivamente, el embalse tiene un 43,2 % de arena y sólo un 5,4 % de arcilla, siendo de esta manera el sedimento con partículas de mayor tamaño promedio. En cuanto al río Reconquista, en la zona de estudio, el lecho estaba constituido casi en su totalidad por tosca es decir que como resultado de la fuerza de arrastre del río Reconquista quedaba expuesto el lecho conformado por un aglomerado de carbonato de calcio que carecía de sedimentos dispuestos sobre él mismo, por lo que se consideró que carecía de sentido realizar su caracterización física (Prof. Dr. Mario da Silva, comunicación personal).

En la tabla 7.1 también se muestran las concentraciones de nutrientes y carbono orgánico en el sedimento. Allí se observa que el contenido de nitrógeno amoniacal en el río Reconquista es aproximadamente 20 veces menor que en el resto de los sitios, entre los cuales no se observan diferencias significativas (Kruskall-Wallis,  $p < 0,005$ ). Además, los contenidos de amonio en los arroyos afluentes y en el embalse son dos órdenes de magnitud superiores para los nitratos, y tres para los nitritos; en el sustrato del río Reconquista, estas diferencias se reducen a un orden de magnitud para los nitratos, y dos para los nitritos. El test de Kruskal-Wallis, no detectó diferencias entre sitios en el contenido de nitratos, nitritos y fósforo lábil, pero sí lo hizo para el P total y el COT ( $p < 0,005$ ). Un análisis post-hoc de estas variables reveló que las diferencias en el P total se encuentran en los sedimentos de Choza-Embalse, Durazno-Embalse y Durazno-Reconquista ( $p < 0,005$ ), mientras que los sitios que mostraron diferencias significativas para el COT fueron La Choza-La Horqueta, La Horqueta-Reconquista y Embalse-Reconquista ( $p < 0,005$ ).

Parámetro	La Choza	Durazno	La Horqueta	Embalse	Reconquista	
<b>pH actual</b>	8,59 ± 0,16	8,66 ± 0,09	8,61 ± 0,15	8,08 ± 0,18	8,82 ± 0,21	
<b>Conductividad eléctrica</b> (μS/cm)	870 ± 206	689 ± 74	679 ± 52	438 ± 86	283 ± 146	
<b>Textura</b>	<b>% Arena</b> (2000-50 μm)	25,2	29,5	28,7	43,2	Tosca
	<b>% Limo</b> (50-2 μm)	62,0	53,9	54,3	51,4	Tosca
	<b>% Arcilla</b> (< 2 μm)	12,8	16,6	17,0	5,4	Tosca
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (ppm)	58,3 ± 8,3	63,9 ± 61,4	62,0 ± 50,2	54,3 ± 21,9	2,48 ± 1,77	
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (ppb)	393 ± 331	220 ± 127	202 ± 227	211 ± 285	697 ± 730	
<b>N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b> (ppb)	60,4 ± 81,8	27,5 ± 38,9	18,3 ± 19,6	26,2 ± 37,1	36,7 ± 0,4	
<b>P lábil</b> (ppm)	5,38 ± 0,95	5,23 ± 1,34	6,97 ± 1,18	6,01 ± 2,99	5,10 ± 2,18	
<b>P total</b> (ppm)	397 ± 42	457 ± 69	313 ± 30	211 ± 4	266 ± 104	
<b>COT</b> (‰)	5,45 ± 0,55	7,56 ± 0,26	16,3 ± 0,6	9,17 ± 2,94	1,47 ± 1,46	

**Tabla 7.1.** Promedio ± desvío estándar de los parámetros físico-químicos y textura del sedimento. Nótese los cambios de unidades en las concentraciones de los diferentes parámetros. Para pH actual y conductividad eléctrica,  $n = 5$ ; textura,  $n = 1$ ; nutrientes y carbono,  $n = 10$ .

Cuando se evaluaron los flujos entre el agua y el sedimento, se encontró que en todos los casos hubo un aumento significativo del consumo de oxígeno en el agua a causa de la presencia del sedimento, siendo además el consumo en los experimentos de verano significativamente mayor que en los de invierno (ANOVA,  $p < 0,05$ ) (Tablas 7.2

y 7.4). En cuanto al nitrógeno amoniacal, se observó un flujo desde el sedimento hacia el agua en La Choza, La Horqueta y Reconquista, mientras que el nitrato fluyó en el sentido opuesto en La Choza, Embalse y Reconquista, aunque estos cambios no siempre fueron significativos; los sitios no mencionados tuvieron un comportamiento variable en los experimentos de invierno y verano. Esta misma variabilidad en cuanto al sentido y magnitud de los flujos se observa para los nitritos y el nitrógeno inorgánico total (NiT), siendo el Embalse el único sitio donde se encontraron flujos de NiT desde el agua hasta el sedimento, aunque éstos sólo fueron significativos en invierno. En cuanto al PRS, se detectó liberación de fósforo en el agua del arroyo Durazno y el río Reconquista, siendo los flujos significativos en los experimentos de invierno, mientras que en el Embalse los flujos fueron en sentido agua-sedimento y significativos para ambas incubaciones. Por último, el COD mostró valores que denotan un mayor nivel de consumo en presencia de sedimento, aunque esos cambios fueron significativamente diferentes de cero sólo en la mitad de las ocasiones (Tabla 7.2).

En el caso de las tasas de cambio en el sedimento, en general los valores estimados no fueron significativamente diferentes de cero (Tabla 7.3) así como tampoco mostraron tendencias claras hacia el aumento o la disminución de las concentraciones de nutrientes a lo largo del tiempo. Para el amonio en el Embalse, se registró una tasa significativamente menor a cero en invierno, y mayor a cero en verano en La Choza y Durazno. Las tasas de cambio de nitratos fueron mayormente negativas, siendo significativamente diferentes de cero para todos los sitios en invierno, con excepción del sedimento de La Choza; las tasas de cambio de nitritos, por su parte, fueron mayormente positivas y significativamente diferentes de cero, excepto para sedimento del Reconquista en que fue negativa ( $p < 0,05$ ). Sin embargo, al realizar un balance global del nitrógeno inorgánico, únicamente se observaron tasas significativas para el arroyo La Choza en verano donde fue positiva, y en el Embalse en invierno donde fue negativa. En cuanto al fósforo lábil, se observaron tasas positivas y distintas de cero para La Horqueta en ambos experimentos y para el Embalse en verano, mientras que para el arroyo Durazno fue negativa para esa misma estación (Tabla 7.3). No se observaron cambios significativos de PT ni de COT, excepto para el invierno en los arroyos La Choza y La Horqueta, respectivamente, donde las tasas fueron negativas y significativamente diferentes de cero.

Parámetro	Estación	La Choza	Durazno	La Horqueta	Embalse	Reconquista
Oxígeno disuelto (OD)	Invierno	-13,7 ± 5,1*	-40,3 ± 12,8*	-45,0 ± 3,8*	-33,0 ± 6,9*	-47,3 ± 15,4*
	Verano	-106 ± 17*	-50,6 ± 12,2*	-119 ± 21*	-80,3 ± 12,2**	-81,1 ± 35,0*
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Invierno	0,55 ± 0,32	5,55 ± 0,38*	1,41 ± 0,08*	-0,19 ± 0,10	0,77 ± 0,25
	Verano	5,25 ± 16,00	-16,7 ± 1,11*	11,3 ± 4,9*	4,21 ± 4,32	0,92 ± 0,33*
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Invierno	-2,30 ± 0,35**	-1,46 ± 0,85	-2,71 ± 0,24*	-2,75 ± 0,72*	-7,25 ± 1,24**
	Verano	-4,52 ± 33,32	1,59 ± 20,68	35,4 ± 24,9*	-12,3 ± 3,3**	-8,37 ± 7,88
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Invierno	-3,23 ± 0,32*	1,60 ± 0,59	0,13 ± 0,05	-2,57 ± 0,42**	-1,34 ± 0,09*
	Verano	5,33 ± 11,6	0,98 ± 3,37	7,00 ± 2,43*	0,54 ± 0,73	0,26 ± 0,16*
NiT	Invierno	-4,98 ± 0,58*	5,7 ± 1,73	-1,17 ± 0,30*	-4,88 ± 1,15*	9,14 ± 0,15*
	Verano	6,06 ± 29,38	-14,1 ± 18,7	53,7 ± 22,3*	-7,58 ± 6,82	-7,2 ± 7,68
PRS	Invierno	-0,05 ± 0,04	3,89 ± 0,72*	2,91 ± 0,70*	-1,75 ± 0,19*	4,09 ± 0,27*
	Verano	2,71 ± 2,94	0,56 ± 0,53	-0,89 ± 0,39*	-2,03 ± 1,30*	0,71 ± 0,89
COD	Invierno	-70,3 ± 25,1	-214 ± 6*	-48,2 ± 14,8	102 ± 3*	-64,7 ± 9,9*
	Verano	-1057 ± 261*	-121 ± 182	407 ± 280*	-344 ± 292	10,0 ± 11,9

**Tabla 7.2.** Promedio ± desvío estándar de los flujos de sustancias entre el agua y el sedimento expresado en mg·m<sup>-2</sup>·día<sup>-1</sup> (n=5). Los asteriscos indican el rechazo de la hipótesis nula al aplicar el test t de Student considerando  $H_0: \mu = 0$  (\*: p < 0,05; \*\*: p < 0,01).

Parámetro	Estación	La Choza	Durazno	La Horqueta	Embalse	Reconquista
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg·kg <sup>-1</sup> ·día <sup>-1</sup> )	Invierno	0,82 ± 3,71	-0,15 ± 5,91	-0,45 ± 0,59	-3,63 ± 0,05*	0,98 ± 0,81
	Verano	2,27 ± 0,34*	1,19 ± 0,65*	-0,78 ± 2,25	0,69 ± 2,22	0,17 ± 0,90
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (μg·kg <sup>-1</sup> ·día <sup>-1</sup> )	Invierno	-49,8 ± 53,1	-28,0 ± 13,6*	-43,2 ± 16,99*	-60,5 ± 9,64*	-133 ± 22*
	Verano	8,37 ± 12,97	-5,48 ± 4,66	2,76 ± 4,78	5,89 ± 7,47	-12,5 ± 20,7
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (μg·kg <sup>-1</sup> ·día <sup>-1</sup> )	Invierno	8,72 ± 16,94	4,99 ± 6,78	4,96 ± 0,48*	1,97 ± 1,24*	8,36 ± 6,20
	Verano	8,50 ± 4,89*	7,35 ± 1,00*	6,15 ± 1,30*	3,75 ± 1,09*	-2,17 ± 0,72*
NiT (mg·kg <sup>-1</sup> ·día <sup>-1</sup> )	Invierno	0,78 ± 3,77	-0,18 ± 5,91	-0,49 ± 0,59	-3,68 ± 0,04*	0,86 ± 0,84
	Verano	2,28 ± 0,36*	1,19 ± 0,65	-0,77 ± 2,26	0,70 ± 2,23	0,16 ± 0,89
P lábil (mg·kg <sup>-1</sup> ·día <sup>-1</sup> )	Invierno	0,09 ± 0,19	-0,01 ± 0,24	0,41 ± 0,29*	0,13 ± 0,49	-0,16 ± 0,16
	Verano	-0,17 ± 0,43	-0,11 ± 0,05*	0,32 ± 0,21*	0,19 ± 0,07*	0,08 ± 0,068
PT (mg·kg <sup>-1</sup> ·día <sup>-1</sup> )	Invierno	28,1 ± 31,2	20,1 ± 30,4	16,6 ± 13,1	2,67 ± 8,93	2,53 ± 15,19
	Verano	-2,87 ± 1,26*	7,14 ± 7,21	-3,86 ± 4,34	-2,58 ± 2,37	47,6 ± 63,7
COT (mg·kg <sup>-1</sup> ·día <sup>-1</sup> )	Invierno	-288 ± 572	126 ± 222	57,2 ± 1276	-300 ± 336	43,4 ± 83,56
	Verano	-72,8 ± 74,4	-5,91 ± 332	-299 ± 113*	-257 ± 219	-76,3 ± 434,8

**Tabla 7.3.** Promedio ± desvío estándar de las tasas de cambio en el sedimento (n=5). Nótese los cambios de unidades. Los asteriscos indican el rechazo de la hipótesis nula al aplicar el test t de Student considerando  $H_0: \mu = 0$  (\*: p < 0,05; \*\*: p < 0,01).

Al comparar los flujos sedimento-agua de acuerdo a la estación del año en que se colectaron las muestras, se observaron diferencias significativas para el OD, nitritos, PRS y COD (Tabla 7.4). Tanto el OD como el DOC mostraron flujos más intensos en el sentido agua-sedimento durante el verano. Los nitritos, por su parte, mostraron un cambio en su sentido de flujo: en invierno, el flujo fue en sentido sedimento-agua y en verano fue en sentido opuesto (Tabla 7.2). El PRS mostró siempre un flujo en sentido sedimento-agua, aunque la intensidad de dicho proceso fue significativamente menor en verano que en invierno.

Las tasas de cambio en el interior del sedimento, por su parte, no mostraron diferencias significativas entre las muestras colectadas en invierno y en verano con excepción de los nitratos cuya tasa de cambio fue significativamente mayor en las muestras colectadas en invierno (Tabla 7.4).

	<b>Parámetro</b>	<b>Valor de p</b>
<b>Agua</b>	<b>(-OD)<sup>1/2</sup></b>	<b>0,00000</b>
	Amonio	0,44
	1/Nitratos	0,74
	<b>Nitritos</b>	<b>0,0006</b>
	NiT	0,79
	<b>PRS</b>	<b>0,017</b>
	<b>1/DOC</b>	<b>0,043</b>
	Amonio	0,34
<b>Sedimento</b>	<b>Nitratos</b>	<b>0,00000</b>
	Nitritos	0,65
	NiT	0,31
	P lábil	0,38
	PT	0,19
	COT	0,62

**Tabla 7.4.** Resultados de las comparaciones entre verano e invierno de los flujos y tasas de cambio de nutrientes. Los casos en que se encontraron diferencias significativas se encuentran resaltados en negra.

Para realizar las comparaciones entre los sitios se tuvieron en cuenta los resultados obtenidos en las comparaciones entre estaciones, de modo que los parámetros que mostraron diferencias significativas entre estaciones se compararon por separado respetando esas diferencias halladas, mientras que los parámetros que no tuvieron diferencias estacionales se compararon sin diferenciar verano de invierno. Los parámetros que mostraron diferencias entre sitios al comparar los flujos sedimento-agua fueron: el oxígeno disuelto en ambas estaciones, los nitratos, los nitritos y el PRS en invierno y el COD en verano, mientras que el resto de los parámetros evaluados no mostraron diferencias significativas entre sitios a los niveles de significancia testeados

(Tabla 7.5). En cuanto a los sedimentos, las tasas de cambio medidas, prácticamente no mostraron diferencias significativas entre sí, siendo las excepciones los nitratos en invierno y el P lábil.

Parámetro	Estación	Nivel de significancia	La Choza	Durazno	La Horqueta	Embalse	Reconquista	
Flujos sedimento-agua	OD	Invierno	p < 0,05	b	a, b	a	a, b	a
		Verano	p < 0,05	a	b	a	a, b	a, b
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	s/d	p > 0,005	-	-	-	-	-
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	s/d	p < 0,05	a, b	a, b	a	b	b
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Invierno	p < 0,005	a	b	a, b	a, b	a, b
		Verano	p > 0,005	-	-	-	-	-
	NiT	s/d	p > 0,005	-	-	-	-	-
	PRS	Invierno	p < 0,05	a, b	b	a, b	a	b
		Verano	p > 0,005	-	-	-	-	-
	COD	Invierno	p > 0,005	-	-	-	-	-
Verano		p < 0,005	a	a, b	b	a, b	a, b	
Tasas de cambio en el sedimento	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	s/d	p > 0,05	-	-	-	-	-
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Invierno	p < 0,05	a, b	b	a, b	a, b	a
		Verano	p > 0,05	-	-	-	-	-
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	s/d	p > 0,005	-	-	-	-	-
	NiT	s/d	p > 0,05	-	-	-	-	-
	P lábil	s/d	p < 0,05	a	a	b	a, b	a
	PT	s/d	p > 0,05	-	-	-	-	-
	COT	s/d	p > 0,005	-	-	-	-	-

s/d: sin discriminar entre estaciones

**Tabla 7.5.** Resultados de las comparaciones entre sitios. Los parámetros que mostraron diferencias significativas entre verano e invierno se testearon por separado, mientras que aquellos en que no hubo diferencias significativas, no se discriminó entre estaciones para realizar las comparaciones. Los grupos que no comparten la misma letra dentro de una fila, difieren significativamente entre sí.

En la tabla 7.6 se muestran los coeficientes de correlación no paramétrica de Spearman. Para facilitar el análisis de los resultados, la tabla fue dividida de acuerdo al tipo de variable analizada (flujo, tasa de cambio o concentración, en agua o en sedimento). Se observó que los flujos sedimento-agua de amonio se relacionaron positivamente con los flujos de nitritos, los cuales a su vez mostraron una correlación negativa con los flujos de oxígeno disuelto. Cuando se compararon los flujos sedimento-agua con las concentraciones iniciales de los diferentes parámetros en el agua, se encontró que existe una relación negativa entre los flujos de oxígeno disuelto y la concentración de COD, es decir que mayores tasas de consumo de oxígeno se relacionan con mayores concentraciones de COD en el agua lo que hace suponer que la materia orgánica particulada almacenada en el sedimento se procesaría liberando moléculas orgánicas sencillas. Además, se encontraron correlaciones negativas entre los flujos sedimento-agua de COD y la concentración inicial de amonio, y entre flujos de PRS y la concentración de nitratos.



		Flujo sedimento-agua ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ )					Concentración inicial en el agua ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )			Tasa de cambio en el sedimento ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ )				Concentración en el sedimento ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
		Amonio	Nitritos	PRS	DOC	OD	Amonio	Nitritos	PRS	Amonio	Nitratos	Nitritos	P lábil	Nitritos
Flujo sedimento-agua ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ )	Amonio	1.000												
	Nitritos	<b>0.709</b>	1.000											
	PRS	0.152	-0.030	1.000										
	DOC	-0.006	-0.188	0.091	1.000									
	OD	-0.515	<b>-0.758</b>	0.152	-0.103	1.000								
Concentración inicial en el agua ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Amonio	-0.430	-0.200	-0.055	<b>-0.661</b>	0.297	1.000							
	Nitratos	-0.394	-0.042	<b>-0.733</b>	0.018	-0.321	-0.067							
	Nitritos	-0.503	-0.491	0.091	-0.418	0.624	<b>0.879</b>	1.000						
	PRS	0.212	0.309	-0.552	-0.261	-0.612	0.152	-0.127	1.000					
	DOC	-0.152	-0.370	0.091	-0.552	<b>0.758</b>	0.564	<b>0.709</b>	-0.212					
Tasa de cambio en el sedimento ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ )	Amonio	-0.212	0.103	0.273	-0.491	-0.200	0.624	0.309	0.212	1.000				
	Nitratos	0.527	<b>0.806</b>	-0.358	-0.370	<b>-0.770</b>	-0.006	-0.430	<b>0.661</b>	0.285	1.000			
	Nitritos	-0.030	0.055	0.321	-0.212	0.067	<b>0.673</b>	0.588	-0.091	<b>0.648</b>	0.006	1.000		
	P lábil	0.188	-0.139	-0.467	0.467	0.091	-0.539	-0.394	-0.115	<b>-0.770</b>	-0.042	-0.479	1.000	
	COT	0.152	0.176	<b>0.806</b>	-0.176	0.091	-0.103	-0.127	-0.612	0.321	-0.079	0.139	-0.358	
Concentración en el sedimento ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Amonio	<b>0.709</b>	0.539	-0.273	-0.358	-0.091	-0.018	-0.079	0.212	-0.273	0.479	0.067	0.261	
	Nitritos	-0.140	-0.571	0.377	0.237	<b>0.729</b>	0.000	0.426	-0.426	-0.328	<b>-0.760</b>	0.079	-0.012	1.000
	Nitratos	-0.442	<b>-0.770</b>	0.552	0.224	<b>0.733</b>	0.212	0.600	-0.552	-0.055	<b>-0.915</b>	0.224	-0.176	<b>0.809</b>
	COT	0.176	0.273	-0.333	0.127	0.018	-0.224	-0.176	-0.273	-0.612	0.139	-0.273	<b>0.648</b>	-0.237

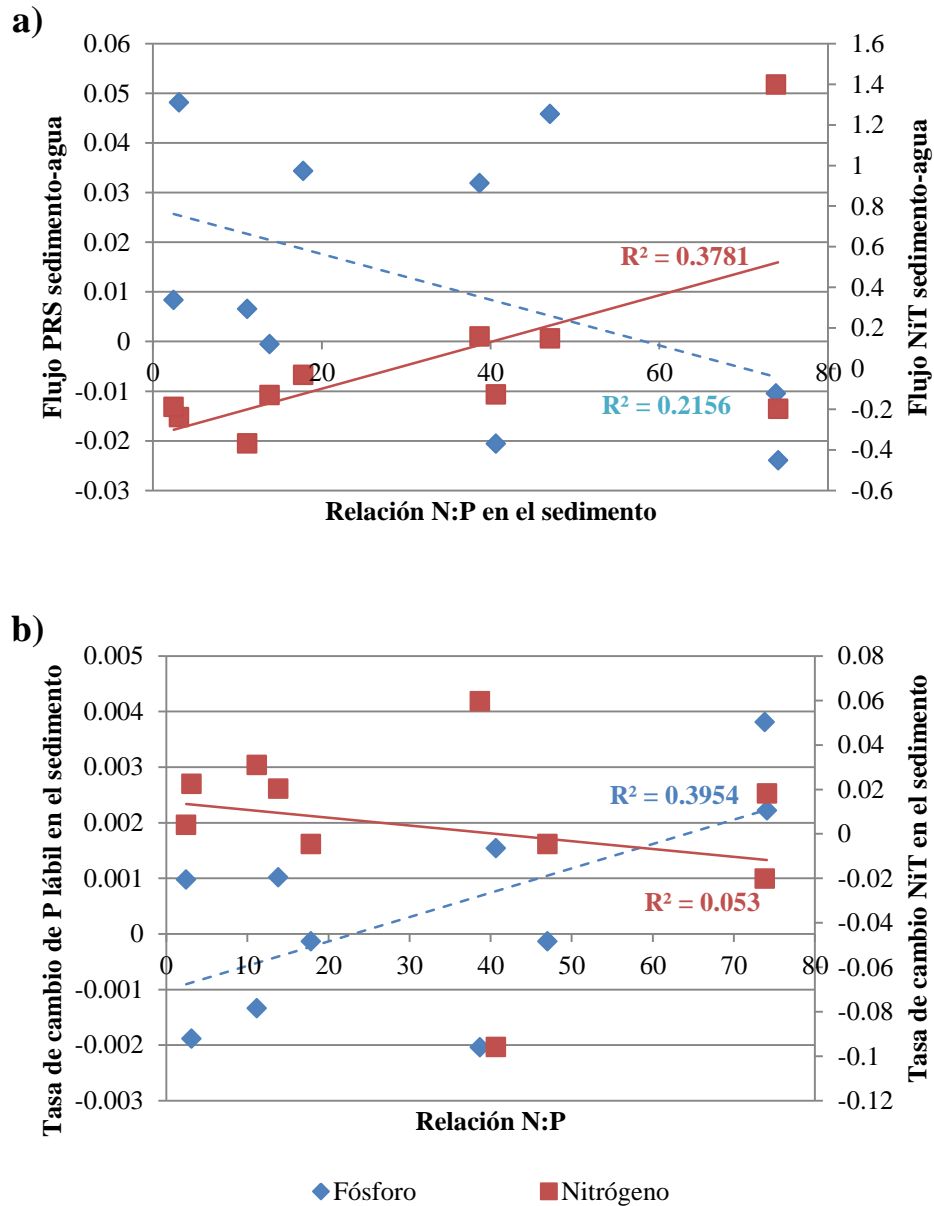
**Tabla 7.6.** Coeficientes de la correlación no paramétrica de Spearman para las tasas de cambio y las concentraciones iniciales en el agua y el sedimento. Los valores resaltados en negrita indican correlaciones significativas ( $p < 0,05$ ). Las variables TCA de nitratos, TCS de  $P_{\text{total}}$  y concentraciones iniciales de P lábil y  $P_{\text{total}}$  en el sedimento fueron omitidas de la tabla debido a que no se correlacionaron significativamente con ninguna variable testada.

El análisis de las correlaciones entre los flujos sedimento-agua y las tasas de cambio en el sedimento (TCS) mostró que la TCS-nitratos se relaciona positivamente con los flujos de nitritos y negativamente con los de oxígeno disuelto, y la TCS del carbono orgánico total se correlaciona positivamente con el flujo del fósforo reactivo soluble. Por otra parte, cuando se consideran los flujos y las concentraciones iniciales en el sedimento se observa que existen correlaciones positivas entre el flujo de amonio y la concentración de este nutriente en el sedimento, y entre el flujo desde el agua del oxígeno disuelto y las concentraciones de nitratos y nitritos en el sedimento. Al mismo tiempo se observa una correlación negativa entre el flujo de nitritos y las concentraciones de nitratos en el sedimento.

En cuanto las tasas de cambio en el sedimento, se encontró que las TCS-amonio se correlacionaron positivamente con las TCS-nitritos y negativamente con las TCS del fósforo lábil. Al considerar también las concentraciones de los nutrientes en el agua, sólo se encontraron correlaciones positivas entre la TCS de nitritos y la concentración de amonio, y entre la TCS de nitratos y la concentración de PRS en el agua. De igual manera se evidenciaron correlaciones negativas entre las tasas de cambio en el sedimento de los nitratos y las concentraciones iniciales de nitratos y nitritos, así como una correlación positiva entre las TCS de fósforo lábil y la concentración inicial de COT. Finalmente, se encontró una correlación positiva entre las concentraciones de nitratos y nitritos en el sedimento. Dado que el flujo sedimento-agua de nitratos, la TCS- $P_{total}$  y las concentraciones iniciales de fósforo lábil y fósforo total no mostraron correlaciones significativas con ninguna variable, fueron eliminadas de la tabla de resultados. Además, se eliminó también el nitrógeno inorgánico total porque sólo mostraba correlaciones significativas con variables relativas a compuestos nitrogenados, y dado que la primera es función lineal de las segundas, dichas correlaciones no aportaban nueva información y resultaban redundantes.

Al graficar los flujos y tasas de cambio en función de la relación NT:PT en el sedimento se observa que los flujos sedimento-agua del NiT tienen una relación directa con el cociente N:P del sedimento, mientras que los flujos de PRS se relacionan de manera inversa (Figura 7.1a). Por otra parte, cuando se realizaron los mismos gráficos para las tasas de cambio en el sedimento se observó que las tasas de P lábil se relacionan directamente con los cocientes N:P del sedimento, mientras que las tasas de NiT no tuvieron ninguna relación con dicho cociente (Figura 7.1b). Si bien estas

regresiones no resultaron significativas, se considera que las tendencias observadas podrían contribuir a explicar los intercambios entre el sedimento y el agua.



**Figura 7.1.** a) Relación entre los flujos sedimento-agua y b) tasas de cambio de fósforo y nitrógeno en función de los cocientes NT:PT calculados para el sedimento.

Al realizar las estimaciones de la cantidad total de materiales que son retenidos o liberados por el embalse completo se encontró que el sedimento del embalse es capaz de consumir casi 129 toneladas de oxígeno anuales proveniente de la columna de agua (Tabla 7.7). Además, es capaz de retener grandes cantidades de nitrógeno inorgánico, la mayoría del cual proviene de los nitratos. Esta retención de nitrógeno se vería

contrarrestada por la liberación de nitrógeno amoniacal, sin embargo ésta no es de una magnitud estadísticamente significativa. En cuanto al fósforo, el sedimento del embalse funcionaría como un sumidero, reteniendo 300 kg anuales de fósforo inorgánico. Finalmente, si bien el carbono orgánico disuelto parecería ser fuertemente retenido —o procesado— por el sedimento del embalse, cuando se realizó el test t de Student, no se observaron diferencias significativas respecto de cero debido a la gran variabilidad de las estimaciones.

Parámetro	Retención de materiales por los sedimentos del embalse (ton·año <sup>-1</sup> )
OD	128,9*
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-5,137
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	17,18*
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	2,307
NiT	14,19*
PRS	0,300*
COD	-525,1

**Tabla 7.7.** Estimación de la masa de materiales retenidos por el sedimento del embalse. Valores positivos denotan retención, y negativos, liberación. Los asteriscos indican estimaciones significativamente diferentes de cero (t de Student considerando  $H_0: \mu = 0$ ,  $p < 0,05$ ).

## 7.4. Discusión

El sedimento proveniente de los diferentes sitios se diferenció en dos grupos de acuerdo al análisis textural: por un lado se agruparon los arroyos donde se observó una composición granulométrica con un alto grado de similitud, y por otro lado el sedimento del embalse mostró un mayor porcentaje de arena y menor de arcilla en comparación con el de los arroyos. Lick, Lick & Ziegler (1994) estudiaron la resuspensión debido a la acción del viento en un lago somero cuyos sedimentos superficiales están constituidos principalmente por arcillas y limos, encontrando que el sedimento tenía mayor tamaño de partícula en las zonas donde había un mayor grado de resuspensión, hecho que atribuyeron a que las partículas más finas se resuspenden con mayor facilidad. Así, las diferencias encontradas en los resultados del análisis granulométrico son consistentes con las predicciones realizadas a través del modelo de resuspensión por viento aplicado en el capítulo 6.

Las características físicas y químicas del sedimento están fuertemente relacionadas ya que las fracciones de sedimento con un menor tamaño de partícula

tienen una mayor superficie específica, lo que les permite tener una mayor interacción con el medio. El mayor nivel de edafización que tiene la fracción arcillosa, le confiere un mayor poder adsorbente respecto de los limos y arenas (Navarro García & Navarro Blaya, 2003). En los sedimentos analizados, se encontró que los sitios con mayores contenidos de arcilla fueron los que tuvieron valores de pH más elevados y mayores conductividades eléctricas. Todo esto puede relacionarse con el origen de los sedimentos ya que de acuerdo a las cartas de suelos, los cauces de los arroyos se encuentran sobre suelos predominantemente alcalinos (INTA, 2005). Esta alcalinidad está generada por la interacción de las arcillas con los iones como el sodio, calcio o magnesio, de modo que una disminución en la cantidad de arcilla en el suelo, significaría una disminución de la alcalinidad, tal y como se observa en el sedimento del embalse. En cuanto al sedimento del río Reconquista, las muestras estaban constituidas principalmente por tosca, la cual se caracteriza por tener una baja conductividad eléctrica y un pH alcalino debido a la predominancia del carbonato cálcico en su constitución.

La caracterización de los sedimentos respecto de los nutrientes mostró que el nitrógeno inorgánico se encuentra principalmente en forma de amonio en todos los sitios, lo que sugiere que el potencial redox preponderante en el sedimento se corresponde con un ambiente reductor. Es importante mencionar que en el momento de la colecta de las muestras se observó con frecuencia la existencia de regiones ennegrecidas las cuales en general son producto de la formación de sulfuro de hierro (II) (figura 7.2), el cual se forma exclusivamente en sitios con ausencia de oxígeno y con potenciales redox menores a 0,24 V (en condiciones aerobias, los potenciales están por encima de los 0,50 V) (Mortimer, 1941; Conzonno, 2009; Boyd, 2015). Por otra parte, se encontró que los sedimentos son ricos en fósforo lábil en comparación con las concentraciones de PRS halladas en el agua (contenido promedio de P lábil en el sedimento:  $5,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; contenido promedio de fósforo como PRS en el agua:  $0,58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), por lo que, ante una situación de disturbios de los sedimentos, se produciría una liberación potencial de fósforo, ya que se ha demostrado que la liberación de nutrientes aumenta significativamente ante un evento de resuspensión (Reddy, Fisher & Ivanoff, 1996). El fósforo total, por su parte, tuvo concentraciones similares a las encontradas en el sedimento de los ríos Paraná, Paraguay y Bermejo, en el noreste argentino (Pedrozo *et al.*, 1985). Además, los contenidos hallados de fósforo total

muestran que el sedimento es un reservorio importante de este elemento, de modo que eventualmente puede procesarse y liberarse hacia la columna de agua. En cuanto al COT, las muestras en general mostraron concentraciones similares a las encontradas en la bibliografía (Temporetti, Antonuk & Pedrozo, 2014; Némery *et al.*, 2016), las cuales son consistentes con un cuerpo de agua eutrófico y el tipo de sedimento encontrado en cada caso (sedimentos finos, tosca).

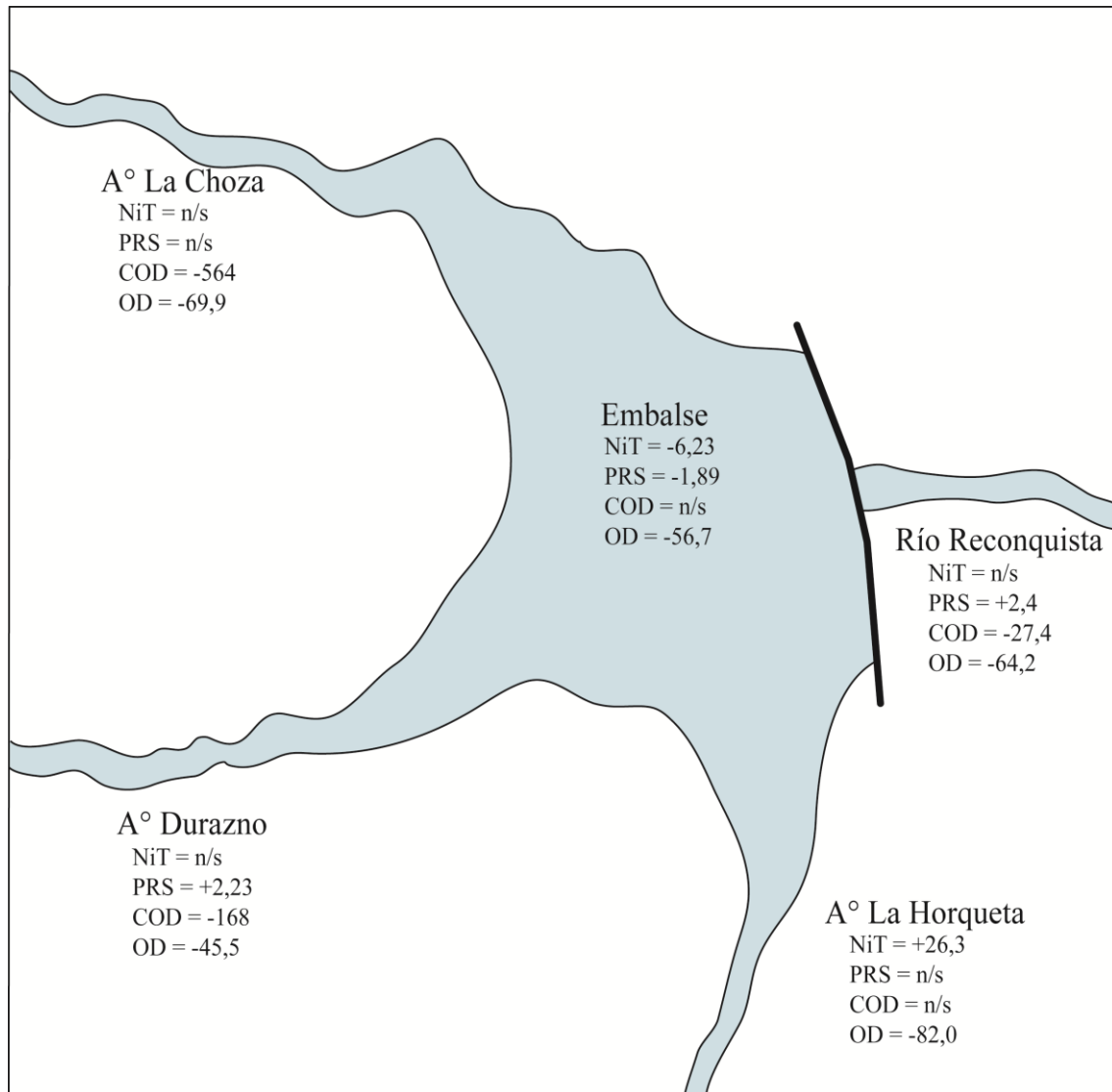


**Figura 7.2.** Fotografía de una muestra de sedimento donde se observa una región ennegrecida que se atribuye a la presencia de sulfuro de hierro (II).

Los resultados de las incubaciones revelaron que en todos los sitios y especialmente en verano, existe un elevado flujo de oxígeno desde el agua al sedimento, con valores comparables a los registrados por Faleschini & Esteves (2013) en una laguna de estabilización en la Patagonia. Estos flujos implican una elevada demanda de oxígeno en el sedimento, el cual sería consumido en la región cercana a la interfase agua-sedimento, donde el número de bacterias puede incrementarse entre 3 y 5 órdenes de magnitud respecto del agua, para luego decrecer rápidamente con el incremento de la profundidad de los sedimentos (Wetzel, 2001). Así, estas comunidades bacterianas favorecerían que se generen condiciones de anoxia en el sedimento, compatibles con las observaciones realizadas *in situ* (sedimentos de color negro-grisáceo, olor pútrido y ocasional desprendimiento de gases cuando son perturbados).

En la mayoría de los casos, los flujos y tasas estimados para invierno y verano tuvieron escasas diferencias, mostrando que en general no existen variaciones relevantes en estos parámetros a lo largo del año. En la figura 7.3 se resumen los flujos de NiT, PRS, COD y OD desde el agua hacia el sedimento de todos los sitios. Allí se observa que el sedimento de los arroyos tendría una contribución muy limitada a los procesos de

depuración ya que mientras que en algunos casos el sedimento funciona como un sumidero de COD contribuyendo a los procesos de autodepuración del sistema, en otros se produce una liberación de nitrógeno inorgánico o PRS, generando un aumento de la carga de nutrientes en el agua que ingresa al embalse.



**Figura 7.3.** Esquema donde se resume el comportamiento de los sedimentos como fuente (valores positivos) o sumidero (valores negativos) de NiT, PRS, COD y OD. Los casos en que los sedimentos no tuvieron un efecto significativo se indican con “n/s”. Los flujos están expresados en  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ .

Los sedimentos del embalse se comportaron como sumideros de nitrógeno inorgánico, lo cual sugiere que serían sitios donde ocurre pérdida de nitrógeno en forma de  $\text{N}_2$ . Si bien el agua del embalse tiene habitualmente un contenido de oxígeno disuelto que ronda los 6 mg/L y la columna de agua se mantiene en constante mezcla, Seitzinger *et al.* (2006) explican que aún en los casos en que el agua sobre los sedimentos está

oxigenada, solamente los primeros milímetros del sedimento son aeróbicos, mientras que las regiones más profundas hay anoxia. Estos mismos autores afirman que la denitrificación se produce con concentraciones de oxígeno menores a 0,2 mg/L, sin ser indispensable la ausencia total de oxígeno en el medio, por lo que es altamente probable que estén dadas las condiciones para que haya pérdida de nitrógeno por esta vía en el sedimento del embalse. Además, si bien el proceso *anammox* ha sido descrito principalmente en ambientes marinos, en los últimos años se ha reportado la ocurrencia de fenómeno en sistemas dulceacuícolas (Yoshinaga *et al.*, 2011; Shen *et al.*, 2017; Crowe *et al.*, 2017), por lo que la eliminación de nitrógeno del sistema se podría llevar a cabo por más de una vía.

En cuanto al fósforo, el embalse pareciera ser el único sitio que se comporta como un sumidero en las condiciones en las que se realizaron los ensayos siendo este comportamiento consistente con el aumento de fósforo lábil registrado en el sedimento. Este aumento del fósforo lábil sugiere que la retención del fósforo podría ser causada, al menos en parte, por la adsorción de los iones fosfato a la superficie de las arcillas (Conzonno, 2009), ya que Pedrozo *et al.* (1985) realizaron experimentos de captación de fósforo por el sedimento en ríos del noreste argentino y encontraron que la fijación de este elemento en el sedimento se incrementaba con la concentración de P en la solución. Sin embargo, este rol del sedimento como sumidero podría invertirse ante eventos de resuspensión o en situaciones en que las excesivas precipitaciones produzcan un efecto de dilución del PRS en la columna de agua de manera que el equilibrio se ve desplazado hacia la liberación de fósforo desde el sedimento hacia la columna de agua. Si bien el espesor de la capa de sedimento que interactúa con la columna de agua depende de numerosos factores como el tipo de sedimento, la morfología del sistema acuático y de la exposición del viento, se considera que en la mayoría de los lagos los primeros 10 cm del sedimento tienen influencia sobre el metabolismo del sistema (Boström, Jansson & Forsberg, 1982; Søndergaard *et al.*, 2003), aunque se ha observado que el fósforo puede movilizarse desde profundidades que pueden alcanzar los 20-25 cm (Søndergaard, Jensen & Jeppesen, 1999). Por otra parte, Andersen (1982) afirma que en lagunas polimícticas, donde no se forma un hipolimnion anóxico, la liberación de fósforo por parte del sedimento se ve limitada cuando las concentraciones de nitratos en el agua se mantienen elevadas ( $> 0,5$  mg/L). Según este autor, el nitrógeno en su forma más oxidada produce un efecto buffer del potencial redox en la superficie del



sedimento, el cual es suficientemente importante como para prevenir la liberación del fosfato que se genera en la región más profunda —y anóxica— del sedimento.

Al analizar las tasas de cambio estimadas para nitrógeno, fósforo y carbono en el sedimento propiamente dicho se observó que, en general, no fueron estadísticamente significativas y no mostraron relación con la dirección e intensidad de los flujos de estos nutrientes a través de la interfase agua-sedimento, con excepción del caso del fósforo ya mencionado. Esto puede deberse a que, a diferencia de la columna de agua que puede homogeneizarse rápidamente a través de los procesos de mezcla por flujos turbulentos, el sedimento puede permanecer sin perturbarse durante períodos prolongados por lo que el transporte de sustancias se produce por difusión simple (Mortimer, 1941). Así, la ausencia de perturbaciones en el sedimento conduce a una elevada variabilidad física, química y biológica que dificulta la detección de procesos y patrones en los sedimentos, de igual manera que ocurre en los suelos (Campbell, 1979); en este trabajo, esta variabilidad se puso en evidencia a través de algunas muestras que presentaban regiones más ennegrecidas. Por otra parte, mientras algunos procesos pueden determinar el aumento de una especie química, otros pueden conducir a la disminución de esa misma especie (por ejemplo, la degradación de compuestos orgánicos nitrogenados conduce a un aumento en la concentración de las formas inorgánicas del nitrógeno mientras que la denitrificación produce una disminución de las mismas). Dado que los cambios en los contenidos de nutrientes en el sedimento son el resultado final de la sumatoria de todos los procesos que ocurren en él, es posible que no se detecten diferencias debido a una compensación entre cada uno de ellos.

El cociente NT:PT en el sedimento se relacionó con la intensidad de los flujos de intercambio de nutrientes sedimento-agua. De acuerdo a los resultados, cuando el sedimento está más enriquecido en nitrógeno respecto del fósforo, el flujo de nitrógeno va en sentido sedimento agua y el de fósforo en sentido inverso; cuando la relación N:P es baja, ocurre lo contrario: el sedimento libera fósforo y retiene nitrógeno. Si bien los intercambios de nutrientes entre el agua y el sedimento parecieran estar gobernados por factores de naturaleza físico-química, las relaciones halladas con el cociente N:P podrían también vincularse con la actividad microbiológica, lo cual explicaría las tendencias encontradas tales como las descritas en la figura 7.1.

Las estimaciones realizadas teniendo en cuenta la totalidad de la superficie del

embalse revelan la importancia que tienen los sedimentos en la dinámica del sistema. Así, cuando se comparan esos valores con un promedio de los balances de nutrientes realizados en el capítulo 5, se observa que el sedimento explicaría alrededor del 19 % del nitrógeno y el 9 % del fósforo que es retenido por el embalse. Si bien la estimación está realizada sin tener en cuenta la heterogeneidad espacial del sedimento, resulta útil como una primera aproximación del rol que tienen los sedimentos en la capacidad de autodepuración de la represa. Además, la capacidad de denitrificación y de retención de fósforo de los embalses depende en gran medida del tiempo de retención del agua (David *et al.*, 2006; Kõiv, Nõges & Laas, 2011), por lo que se espera que esos porcentajes varíen en la medida que se modifican las condiciones hidrológicas.

En base a lo discutido podemos concluir que los sedimentos del embalse, cuando no son disturbados, cumplen un rol activo en el proceso de autodepuración ya que en ellos se darían las condiciones para que ocurra pérdida de nitrógeno por denitrificación, al mismo tiempo que funcionarían como sumideros de fósforo inorgánico. Si bien la función denitrificante de los sedimentos no se vería limitada en el tiempo, no ocurre lo mismo con el fósforo debido a que su carga interna en el embalse se irá incrementando paulatinamente hasta llegar un punto en que verán saturada su capacidad de seguir incorporando fósforo. Por lo tanto, es importante articular los mecanismos de control necesarios de manera de reducir la carga de entrada de fósforo al sistema, por un lado a través del control de los efluentes que ingresan al embalse, y por el otro la promoción de buenas prácticas agrícolas en referencia a la aplicación de fertilizantes fosfatados.

## Capítulo 8. Discusión y conclusiones

---

La presencia de presas en los sistemas fluviales constituye un elemento que produce una discontinuidad en dicho sistema. Entre las principales consecuencias del represamiento se pueden mencionar los cambios en numerosas variables como la cantidad de sólidos suspendidos en la columna de agua, alteraciones en las espirales de nutrientes, los cambios en las diferentes comunidades producto de las modificaciones en el ambiente físico (turbulencia, turbidez, granulometría del fondo, etc.) (Ward & Stanford, 1979; Petts, 1984; Reynolds, 2006), y la disminución de la conectividad entre el río y su llanura de inundación causada por una disminución en la frecuencia y magnitud de los cambios del nivel hidrométrico aguas abajo de la presa con la consecuente disminución de la diversidad en el sistema (Ward & Stanford, 1995). Sin embargo, en el caso de ríos y arroyos impactados por el ingreso de materia orgánica y nutrientes, el represamiento de sus aguas podría traer aparejados algunos beneficios como aumentar el tiempo de residencia del agua y así favorecer la ocurrencia de los procesos de autodepuración en una menor distancia lineal de río (Margalef, 1992), la sedimentación de la materia orgánica particulada, la captura de nutrientes, y también generar un espacio de mezcla del agua, especialmente en aquellos embalses con dos afluentes o más. En el caso de la represa Roggero las consecuencias negativas que su presencia produce sobre el ecosistema podrían verse limitadas debido principalmente a su contexto: está construida en una región con escasa pendiente, donde los ríos y arroyos en numerosas oportunidades se comportan como “lagunas muy alargadas” (Ringuelet, 1962), la región carece de una estación seca, por lo que el río Reconquista no tiene grandes diferencias de caudal medio en los diferentes meses del año, y dado que las márgenes del río aguas abajo de la presa se encuentran fuertemente urbanizadas casi en su totalidad —en muchos casos con notables modificaciones de la morfología de sus cauces y márgenes—, sería casi absurdo considerar la pérdida de conectividad entre el río y su llanura de inundación causada por la regulación del caudal sin considerar el resto de las modificaciones antrópicas sufridas por el ambiente fluvial. Es por esto que resulta importante estudiar y evaluar aquellos aspectos que pudieran significar un beneficio para el sistema como un aumento en su capacidad de autodepuración.

Durante el desarrollo de este estudio, en los capítulos previos, se exploraron y

presentaron diferentes aspectos de la ecología y el funcionamiento del sistema estudiado. El capítulo 3 se enfocó en comprender algunos aspectos físicos del sistema a través de la realización de un modelo batimétrico (figura 3.1) con el objetivo de estimar algunos parámetros que resultan relevantes para la comprensión del sistema. A partir del modelo se estimó el volumen de agua embalsada, la superficie y profundidad media del embalse y el tiempo de residencia del agua.

En el capítulo 4 se evaluó la ocurrencia de estratificación vertical en el embalse (Figura 4.1), se indagó acerca de la calidad del agua tanto en el embalse como en sus arroyos afluentes y su efluente el río Reconquista (Tabla 4.2, Figura 4.4) y se estudió la estructura del fitoplancton (Figura 4.7) así como la estructura y funcionamiento del perifiton (Figuras 4.10 y 4.12, Tabla 4.9). Se concluyó que el embalse no presenta estratificación vertical y además que su presencia contribuye significativamente a la mejora de la calidad del agua ya que su afluente con mayor caudal —el arroyo La Choza— muestra claros signos de contaminación por materia orgánica y nutrientes. Gracias a esa mejoría en las características físico-químicas del embalse, el río Reconquista nace con una buena calidad del agua, aunque pocos kilómetros aguas abajo se detecta un severo desmejoramiento de la calidad ecológica del río. Pese a las diferencias en la calidad del agua de los arroyos, el embalse y el río, la composición de las comunidades fitoplanctónicas fue similar a nivel de divisiones o grandes grupos, en todos los sitios. En cuanto al perifiton, sólo se detectaron diferencias en la estructura de la comunidad del arroyo Durazno respecto del resto de los sitios, siendo ésta la comunidad con mayor nivel de autotrofia, y las del arroyo La Choza y del río Reconquista las del mayor nivel de heterotrofia según diferentes indicadores.

En el capítulo 5, se estudió el comportamiento del embalse como fuente o sumidero de materiales y nutrientes, para lo cual se plantearon balances a partir de la cantidad de material que ingresa y sale del sistema, sin profundizar en los procesos que intervienen en la retención o liberación de materiales y nutrientes. Los balances revelaron que el embalse funciona habitualmente reteniendo PRS, nitrógeno inorgánico y sólidos disueltos al mismo tiempo que exporta carbono orgánico disuelto y material particulado en suspensión (principalmente la fracción inorgánica).

En el capítulo 6 se aplicó de un modelo de resuspensión de los sedimentos a causa del viento (Tabla 6.3) a través del cual se muestra que el viento que sopla

habitualmente en el embalse tendría el potencial de producir resuspensión de los sedimentos del fondo, especialmente en la región cercana a la línea de costa.

Por último, en el capítulo 7 se realizó una caracterización física y química de los sedimentos presentes en cada uno de los sitios (tabla 7.1), y se realizaron incubaciones con el fin de explorar el intercambio de nutrientes entre el agua y el sedimento para así determinar si los sedimentos se comportan como fuentes o sumideros de nutrientes (tabla 7.2). A partir de los resultados se concluye que mientras los sedimentos de los arroyos no contribuyen significativamente a la depuración del sistema, los del embalse se comportarían como sumideros tanto de fósforo como de nitrógeno, cumpliendo un rol importante en la disminución de la carga de nutrientes transportados por el sistema.

El objetivo general de este trabajo fue evaluar la capacidad de autodepuración de la represa Roggero, y en el marco de este objetivo, se plantearon cuatro hipótesis. Para poner a prueba la primera hipótesis se estudió el sistema a través de dos aproximaciones diferentes. En primer lugar se realizó una evaluación de la calidad del agua en la represa en base a las concentraciones de sustancias, en comparación a las concentraciones presentes en los arroyos que lo alimentan. Los resultados mostraron que el agua del embalse presenta claros signos de autodepuración, especialmente a través de la disminución de la  $DBO_5$  y del nitrógeno amoniacal, y del aumento en las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua. Estos cambios están fuertemente relacionados, ya que la presencia de oxígeno disuelto favorece la mineralización de la materia orgánica fácilmente degradable a la vez que promueve la oxidación del amonio a nitrato, el cual tiene un bajo potencial de toxicidad para la vida acuática. Además, la ausencia de estratificación en el embalse, por un lado asegura la máxima dilución de las sustancias que ingresan al embalse evitando que la capacidad de depuración del sistema se vea sobrepasada por un exceso de contaminantes, y por el otro evita la formación de una estratificación estable (la ausencia de un hipolimnion anóxico favorece la continuidad de los procesos de autodepuración, ya que en lagos eutróficos con estratificación vertical, cuando el hipolimnion se mezcla con las capas superiores, se puede producir un deterioro en la calidad del agua (Boyd, 2015)). Si bien algunos parámetros indican que en la represa se produce una mejoría en la calidad del agua, el aumento observado en el material particulado en suspensión afecta la calidad del ambiente físico del embalse ya que origina un aumento en la turbidez, lo cual iría en detrimento de la calidad del agua.

La segunda aproximación que se utilizó para evaluar la capacidad de autodepuración de la represa fue a través de estimaciones de las cargas de entrada y salida de nutrientes y materiales. De acuerdo a los resultados obtenidos, el embalse es capaz de procesar porcentajes muy elevados de amonio —cercanos al 95 %—, lo cual es consistente con lo hallado a través del enfoque de las concentraciones. Además, a partir del análisis global de los nutrientes se pudo determinar que el embalse es capaz de retener fósforo y nitrógeno con eficiencias cercanas al 60 % en el caso de las formas inorgánicas y 22 % para el PT y NT. Si bien el procesamiento de nutrientes que lleva a cabo la represa Roggero contribuye de manera evidente a la autodepuración del sistema, del balance de cargas de material particulado en suspensión se desprende que la represa también es una fuente muy importante de material particulado inorgánico. Este material exportado aumenta la turbidez del río Reconquista limitando el ingreso de luz y afectando de esa manera a la producción primaria, pudiendo al mismo tiempo limitar el desarrollo del perifiton aguas abajo de la represa por el efecto erosivo que producirían las partículas en movimiento sobre esa comunidad (Horner *et al.*, 1990). Además, el material particulado en suspensión puede sedimentar aguas abajo de la represa, generando zonas de acumulación de material (Boyd, 2015). Por todo lo antes discutido, la primera hipótesis, que plantea que el embalse funciona como un sistema autodepurador del río, disminuyendo la carga de nutrientes y material particulado en suspensión, conduciendo a una mejoría en la calidad del agua del sistema, es aceptada parcialmente.

Entre los aspectos relevantes relacionados con el represamiento de las aguas están los cambios que éste puede producir en las comunidades fitoplanctónicas. En los ambientes lóticos, la velocidad de corriente limita el desarrollo de estas comunidades por el continuo movimiento de las partículas entre las regiones con y sin luz, y debido a que la turbulencia en el agua produce un efecto abrasivo que facilita la fragmentación, ruptura y muerte de las células (Wetzel, 2001). Por otra parte, tiempos de retención elevados favorecen el desarrollo de plancton lenítico ya que tanto el fito como el zooplancton requieren de un mínimo de tiempo para el desarrollo de las comunidades (Brook & Woodward, 1956; Søballe & Kimmel, 1987; Devercelli & O’Farrell, 2013). En un año sin influencia de fenómenos como “El Niño”, el tiempo de residencia del agua en la represa Roggero puede oscilar entre los 1,5 y los 7 meses, lo cual sería suficiente para permitir el desarrollo de comunidades planctónicas propias de sistemas

lacustres (Brook & Woodward, 1956; Beaver *et al.*, 2015).

A través de los resultados obtenidos puede afirmarse que no existe un desarrollo importante de la comunidad fitoplanctónica en el agua embalsada, así como tampoco se pudo establecer que se produzcan cambios en su composición a nivel de grandes grupos respecto de las comunidades de los arroyos afluentes; por lo tanto, estaríamos en condiciones de rechazar la segunda hipótesis formulada en esta tesis (de acuerdo a la cual, en el embalse se produce una liberación de nutrientes debido a la descomposición de la materia orgánica que, junto con los cambios físicos promovidos por el represamiento de las aguas, provocan un mayor desarrollo de las comunidades del fitoplancton). Si bien el tiempo de retención del agua estimado para el embalse Roggero junto a las elevadas concentraciones de nutrientes darían como resultado un ambiente propicio para un profuso desarrollo del plancton, la elevada turbidez debida principalmente a material inorgánico reduciría a unos pocos centímetros la capa fótica, limitando el desarrollo fitoplactónico. Las partículas inorgánicas suspendidas en el agua no absorben grandes cantidades de luz pero tienen un gran poder dispersivo que resulta en un incremento de la reflectancia del embalse, por lo que en ambientes donde la turbidez inorgánica es elevada se espera una disminución de la productividad (Kirk, 1994). Por lo tanto, la elevada turbidez podría explicar el exiguo desarrollo fitoplanctónico en el embalse inferido a partir de las bajas concentraciones de clorofila *a* presentes en sus aguas (Guenther & Bozelli, 2004).

Los elevados niveles de turbidez inorgánica hallados en el embalse se contraponen con lo esperado inicialmente ya que, de acuerdo a lo descrito para otros embalses, la presencia de una presa sobre un sistema lótico promueve una disminución en la turbidez inorgánica por la sedimentación del material particulado en suspensión, lo cual se debe principalmente a la disminución de la velocidad del agua al ingresar al embalse (Petts, 1984; Thornton *et al.*, 1990; Wetzel, 2001). Esta predicción, que fue el supuesto sobre el que se basó la tercer hipótesis planteada en este trabajo, resultó no ser cierta por dos motivos que responden a cuestiones particulares del sistema estudiado. En primer lugar, la capa superficial del lecho del embalse está constituida por sedimento de tipo loésico. Este material presenta propiedades coloidales que lo hacen susceptible de ser resuspendido y, una vez en la columna de agua, requiere de muy poca energía para mantenerse en suspensión (Håkanson & Jansson, 1983). En segundo lugar, el embalse está ubicado en una región cuyo relieve se caracteriza por tener pendientes suaves, lo

cual lo condiciona a ser un sistema muy somero. Esta característica favorece por un lado la ocurrencia de eventos de resuspensión por el viento (Beach Erosion Board, 1962), y por el otro permite que vientos de baja intensidad sean capaces de producir la mezcla de la totalidad de la columna de agua (Scheffer, 2004). De acuerdo con los resultados presentados, el embalse no sólo no estaría funcionando como un sumidero de material particulado sino que se comportaría como una fuente de sedimentos, por lo que no existe evidencia a favor de la tercera hipótesis (esta hipótesis establece que el embalse, al funcionar como un sumidero de material particulado en suspensión, ha reducido su capacidad desde su construcción), ya que como se mencionó antes, el embalse tendría energía suficiente como para mantener el material fino en suspensión de modo sostenido. El rechazo de esta hipótesis abre otros interrogantes acerca de dónde provienen los sedimentos o qué cantidad de años puede seguir produciéndose exportación de loess proveniente del fondo. Los resultados hallados del modelo de resuspensión de sedimentos sugieren que la fuente sería la región costera del embalse ya que es allí donde las olas poseen el mayor potencial erosivo (Carper & Bachmann, 1984; Scheffer, 2004). De confirmarse esto, las posibilidades serían que la línea de costa esté cambiando su morfología, que se estén formando orillas de tipo barrancosas, o una combinación de ambos fenómenos, dependiendo del grado de consolidación del suelo a lo largo de las orillas del embalse. En cualquier caso, no se esperaría que el embalse se vuelva cada vez más profundo, sino por el contrario, que se produzca una disminución de la profundidad máxima junto con un lento incremento en su superficie. La disminución de la profundidad máxima respondería a que los lugares donde raramente ocurre resuspensión (en este caso particular, la región de las cavas), son más susceptibles a la acumulación de material por sedimentación (pues la velocidad de sedimentación sería mayor que la velocidad de resuspensión) (Scheffer, 2004). En cuanto al segundo interrogante, si bien en este trabajo se encontraron cambios en la granulometría del sedimento de la represa respecto de los arroyos que la alimentan, aún existiría una gran cantidad de sedimento susceptible de ser resuspendido por lo que se espera que el rol del embalse como exportador de sedimentos continúe por muchos años. Bachmann, Hoyer & Canfield (1999) estudiaron el lago Apopka (Florida, EEUU), un laguna somera con una elevada turbidez inorgánica debido a la resuspensión de los sedimentos del fondo, y estimaron que se tardaría 300 años en remover el fango líquido que se encuentra sobre el fondo y más de 800 años en eliminar el resto de los sedimentos finos de la laguna. Por lo tanto, para responder a todos estos nuevos



interrogantes acerca de la represa Roggero sería necesario realizar un nuevo estudio que incluya la estimación de las tasas de resuspensión y sedimentación en diferentes lugares del embalse poniendo énfasis en el tamaño de las partículas, y que estime la magnitud de la resuspensión por viento teniendo en cuenta las características del sedimento, así como el estudio de otros factores que pueden producir resuspensión como la densidad de peces bentívoros y las precipitaciones.

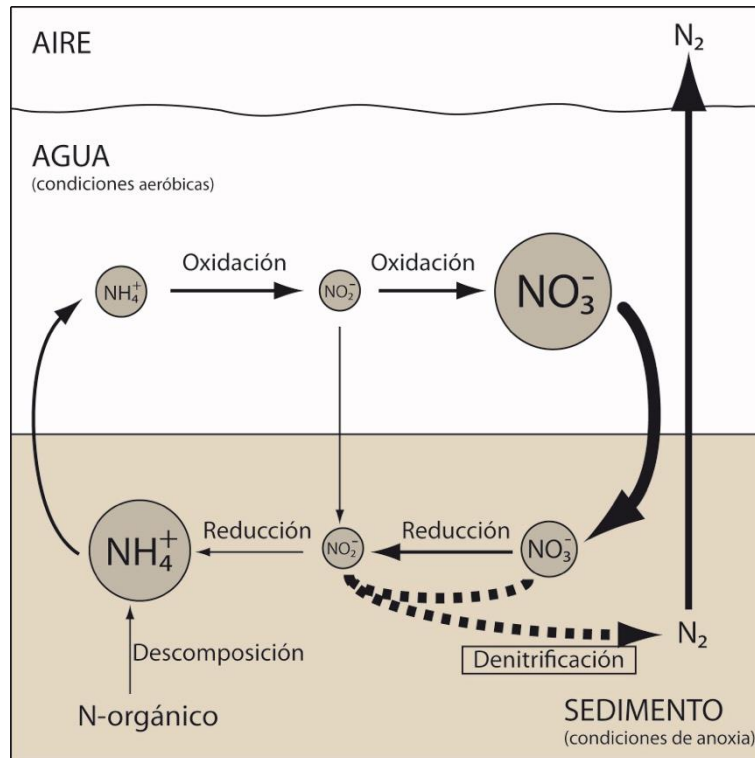
La escasa profundidad del embalse no solamente propicia la ocurrencia de resuspensión y mezcla por acción del viento sino que también favorece las interacciones agua-sedimento. Existe una vasta literatura que muestra que los sedimentos tienen la capacidad de reducir la carga de nitrógeno disponible en el sistema a través de la denitrificación (Gardner, Nalepa & Malczyk, 1987; Seitzinger, 1990; Nöges *et al.*, 1998; Martin *et al.*, 1999; Wall *et al.*, 2005; Seitzinger *et al.*, 2006; Scott *et al.*, 2008; y muchos otros) al mismo tiempo que son capaces de funcionar como sumideros de fósforo, especialmente cuando la concentración de P en la columna de agua se ve incrementada por el ingreso de contaminantes. Sin embargo, la capacidad de los sedimentos de incorporar fósforo no es ilimitada, y una vez alcanzada una nueva situación de equilibrio entre el agua y el sedimento, el fósforo podrá ser retenido o liberado por el sedimento dependiendo de diversas condiciones del sistema (Boström *et al.*, 1988; Wetzel, 2001; Søndergaard *et al.*, 2003).

La cuarta hipótesis formulada en este trabajo plantea que los sedimentos de la represa Roggero funcionan como sumideros de fósforo, nitrógeno y carbono orgánico disuelto, de modo que su presencia contribuye al proceso de autodepuración del sistema. Los resultados muestran que, a diferencia de lo que ocurre en los arroyos, el sedimento que se encuentra en el lecho del embalse es capaz de retener tanto PRS como nitrógeno inorgánico provenientes de la columna de agua, y esto ocurriría en el transcurso de todo el año. El fosfato disuelto en el agua puede disminuir su concentración a través de numerosos mecanismos entre los que se encuentran la coprecipitación con óxidos de hierro y manganeso o carbonato de calcio, la adsorción a arcillas u oxihidróxidos y la precipitación con calcio (dado que las incubaciones se realizaron en la oscuridad, lo cual representa más adecuadamente la situación de los sedimentos en el medio natural, se desestimaré la absorción de fósforo por parte de las algas de este análisis) (Boström *et al.*, 1988). Una vez en el sedimento, la liberación de fósforo hacia la columna de agua depende de numerosos factores —algunos de los cuales están interrelacionados— como

la actividad microbiana, la temperatura, el pH y potencial redox en el sedimento, la concentración de oxígeno disuelto, y la intensidad y frecuencia con que el sedimento es perturbado (Boström *et al.*, 1988; Søndergaard *et al.*, 1999). En el caso de la represa, la relación entre las tasas de captación de PRS y el aumento del fósforo lábil en el sedimento sugieren que una vez que el P llega a allí, es captado por éste, pudiendo retornar a la columna de agua. Por otra parte, el elevado consumo de oxígeno registrado estaría sugiriendo la existencia de un fuerte gradiente de O<sub>2</sub> en la interfase agua-sedimento, de modo que en la región subsuperficial del sedimento se darían condiciones de anoxia que favorecen la liberación del fósforo hacia el agua debido principalmente a la reducción del Fe<sup>+3</sup> a Fe<sup>+2</sup>. Sin embargo, la constante mezcla de la columna de agua rica en oxígeno actúa previniendo esa liberación, ya que junto con el fósforo se libera el Fe<sup>+2</sup>, el cual se oxida fácilmente a Fe<sup>+3</sup> ante la presencia de oxígeno, volviendo a precipitar y adsorbiendo nuevamente fósforo (Kelderman, 1984).

En cuanto al nitrógeno, los resultados indican que existe un flujo significativo de nitratos desde la columna de agua hasta el sedimento, que estaría acompañado por un gradiente vertical de disminución de oxígeno disuelto. Lo que mejor explicaría estos resultados es la ocurrencia de denitrificación, la cual sería llevada a cabo por bacterias heterótrofas facultativas de diversos géneros, cuando las concentraciones de oxígeno son inferiores a 0,2 mg/L y en presencia de cantidades suficientes de materia orgánica (Seitzinger *et al.*, 2006). Estas bacterias, utilizando carbono como fuente de energía y ante la falta de oxígeno, utilizan nitrato y nitrito como aceptores finales de electrones, transformándolos en nitrógeno molecular que se pierde en la atmósfera. Por otra parte, el amonio —que se formaría por reducción del nitrato y nitrito y por degradación de la materia orgánica— tendría un flujo neto desde el sedimento hacia la columna de agua. Una vez en el agua, las condiciones oxidantes del medio promoverían su transformación nuevamente a nitrato, estableciéndose un ciclo donde una parte del nitrógeno inorgánico que ingresa al sedimento se pierde hacia la atmósfera y otra se transforma a amonio, reiniciándose el ciclo (figura 8.1).

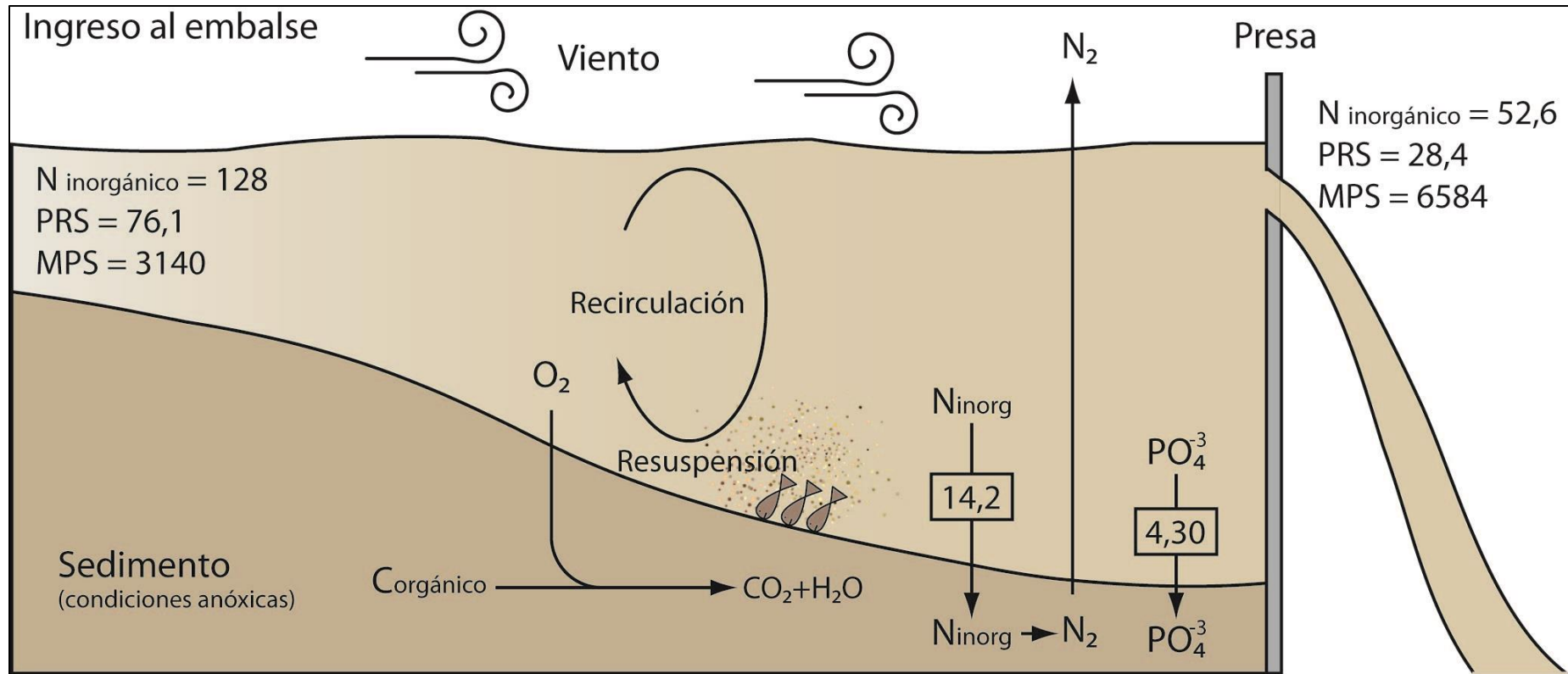
Si bien la elevada variabilidad de las estimaciones no nos permite afirmarlo con un nivel de certidumbre adecuado, es probable que el sedimento también cumpla un rol importante en el procesamiento del carbono orgánico, lo cual sería esperable de acuerdo a las tasas de captación de oxígeno disuelto registradas. Por lo tanto, la última hipótesis planteada es aceptada parcialmente.



**Figura 8.1.** Esquema conceptual construido para representar la dinámica del nitrógeno inorgánico en el agua y el sedimento del embalse Roggero. El tamaño de los círculos es un indicativo de la concentración de cada especie nitrogenada; el grosor de las flechas guarda relación con la intensidad de los procesos. La línea punteada indica procesos probables. También se señalan aquellos procesos que aparecen como dominantes en cada caso (oxidación, reducción, descomposición)

En este trabajo, se puso en evidencia que el viento sería un factor estructurante de la ecología del embalse. La importancia del viento está relacionada estrechamente con la morfología del sistema y las características del sedimento del fondo. La baja profundidad, la elevada relación superficie/profundidad media y el hecho de que esté ubicado en una región de llanura (sin sierras o cordones montañosos que sirvan de protección), combinados con sedimentos de tipo loéssicos con un elevado potencial de resuspensión —debido al pequeño tamaño de las partículas— y desprovistos de macrófitas que los estabilicen, hacen de la represa Roggero un sistema muy susceptible a la acción del viento. Por lo tanto, el viento operaría a través de dos mecanismos: por un lado produciendo la resuspensión de los sedimentos, y por el otro generando la mezcla constante de la columna de agua, evitando así una estratificación estable y la sedimentación de las partículas (tanto de las resuspendidas como de las que ingresan a través de los afluentes). La resuspensión de sedimentos causaría un aumento de la turbidez inorgánica disminuyendo la profundidad de la zona fótica y como consecuencia

limitando la producción fitoplanctónica y el riesgo de que se produzcan floraciones algales potencialmente tóxicas. Por otra parte, la recirculación constante produciría la mezcla del agua embalsada con la de los afluentes promoviendo su adecuada oxigenación y la oxidación de compuestos como el amonio. Además, la mezcla de la columna de agua llevaría oxígeno y nitratos a la zona de interfase agua-sedimento, evitando la liberación de fósforo desde los sedimentos y promoviendo indirectamente la denitrificación a través del mantenimiento de concentraciones elevadas de nitratos que difunden desde el agua hacia el interior del sedimento. En la figura 8.2 se muestra un esquema sintetizando los factores más relevantes para el funcionamiento de la represa y el balance anual de cargas de nitrógeno inorgánico, fósforo reactivo soluble y material particulado en suspensión, de acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo.



**Figura 8.2.** Esquema conceptual de la Represa. Los números indican las cargas de entradas y salida de materiales expresadas en ton·año<sup>-1</sup>. El valor anual se obtuvo promediando los valores de los muestreos realizados.

Esta tesis constituye un aporte significativo para comprender el funcionamiento de la cuenca del río Reconquista, el cual en su tramo inferior es considerado como el segundo río más contaminado del país. Debido al gran deterioro que sufre hasta llegar a su desembocadura y a que en su cuenca viven casi tres millones de personas, desde hace muchos años este río ha sido un foco de atención social y gubernamental, y es por esto que anualmente se invierte una gran cantidad de esfuerzo y dinero en acciones tales como el monitoreo de la calidad del agua, la evaluación del riesgo sanitario, la elaboración y ejecución de programas de saneamiento, la gestión territorial y la ejecución de obras de infraestructura (como la construcción de redes cloacales, de agua potable, etc.); solamente para el año 2018, el presupuesto asignado para el Comité de Cuenca del Río Reconquista (COMIREC<sup>5</sup>) fue de casi \$ 1.686,5 millones, lo que actualmente es equivalente a unos U\$S 45 millones. Por lo tanto, la información aquí presentada resulta relevante ya que demuestra que el río Reconquista en su nacimiento posee un buen estado ecológico, permitiendo un normal desarrollo de la vida acuática, no habiéndose encontrado evidencia de que la utilización del río con fines económicos o recreativos represente un riesgo sanitario para la población. Sin embargo, este buen estado ecológico no se debe a la ausencia del ingreso de contaminantes en la cuenca alta, sino a que se produce un proceso de autodepuración en el interior de la represa Roggero. Por lo tanto y no obstante su origen, el embalse podría considerarse como un neo-ecosistema que en la actualidad lleva a cabo un servicio ecosistémico al funcionar como un reactor aeróbico procesando las sustancias biodegradables que son arrojadas en la cuenca alta.

Por otra parte, esta tesis describe por primera vez la estructura y el funcionamiento del único embalse existente en la pampa ondulada, por lo que constituye un aporte al conocimiento y comprensión de las cuencas de llanura y de los embalses someros, ya que en la actualidad existen pocos trabajos sobre sistemas de características similares (Dzialowski *et al.*, 2005; Sobolev, Moore & Morris, 2009). Este trabajo demuestra que las represas pequeñas pueden tener un comportamiento que se desvía significativamente de lo esperado de acuerdo a la bibliografía. Este

---

<sup>5</sup> El Comité de Cuenca del Río Reconquista es un ente autárquico que tiene por objeto prestar servicios y realizar acciones conducentes a la gestión integral y preservación del recurso hídrico de la Cuenca del Río Reconquista. Tiene capacidad jurídica para planificar, coordinar, ejecutar y controlar la administración integral de la Cuenca (COMIREC, 2018).

funcionamiento inesperado es el resultado de una combinación de factores: baja profundidad, afluentes con baja capacidad de transporte de materiales, sedimentos limo-arcillosos poco cohesionados, ausencia de macrófitas y falta de barreras geográficas que limiten el accionar del viento sobre el agua; son estas características en su conjunto —y no aisladas unas de otras— las que estarían determinando la singularidad de este sistema. Si bien son necesarios nuevos estudios para comprender y dimensionar los mecanismos que se producen en las represas de llanura, se espera que este trabajo sirva como un inicio de futuras investigaciones en sistemas de similares características.

## Conclusiones

- En base a una evaluación físico-química, los arroyos que alimentan a la represa Roggero tienen diferente calidad del agua, siendo el arroyo La Choza el que posee los mayores signos de contaminación por materia orgánica y nutrientes. Este arroyo es además, el afluente que aporta el mayor caudal al embalse.
- En la represa Roggero se llevan a cabo procesos de autodepuración del sistema, los cuales se evidencian a través de una mejoría en los parámetros físico-químicos del agua tales como el oxígeno disuelto, la DBO<sub>5</sub> y el nitrógeno amoniacal, y a través de una disminución en las cargas de nitrógeno y fósforo del sistema.
- La mejoría en la calidad del agua en el embalse se ve reflejada en la del río Reconquista en su nacimiento, la cual resulta adecuada para la protección de la vida acuática. Sin embargo, pocos kilómetros aguas abajo del inicio del río, se observan nuevamente signos de contaminación antrópica, las cuales son sólo el inicio de un deterioro progresivo de la calidad ecológica del río hasta llegar a su desembocadura.
- Un balance entre las cargas de entrada y salida de materiales y nutrientes demostró que el embalse funciona reteniendo sólidos disueltos, fósforo y nitrógeno inorgánicos y exportando material particulado en suspensión de origen inorgánico. Estos resultados evidencian la función depuradora de la represa.
- De las comunidades analizadas, sólo la perifítica reflejó en parte las diferencias en la calidad del agua observada en los sitios estudiados. Mientras que el perifiton del arroyo Durazno —con buena calidad del agua y menor turbidez que La Horqueta— mostró una mayor abundancia de diatomeas y un mayor nivel de autotrofia, el resto de los sitios no mostraron diferencias entre sí en cuanto a su composición y exhibieron un mayor grado de heterotrofia.
- Tanto las comunidades perifíticas como las fitoplanctónicas fueron en general poco abundantes, lo que sugiere la existencia de un factor limitante para su desarrollo. Las elevadas concentraciones de nutrientes y de material particulado en suspensión de origen inorgánico halladas, indican que el factor limitante del crecimiento autotrófico sería la energía lumínica.
- El viento combinado con las características morfométricas del embalse tendrían un papel clave en la estructuración o limitación de las comunidades autotróficas



que allí habitan. La baja profundidad media del embalse posibilitaría que el viento sea uno de los responsables de resuspender los sedimentos del fondo —responsabilidad que compartiría con los peces bentívoros y las burbujas de gases generados por la actividad microbiana del sedimento—. El viento produciría (o provocaría) una constante recirculación de la columna de agua, evitando la sedimentación del material suspendido, disminuyendo así la profundidad de la zona fótica. Esta elevada turbidez inorgánica explicaría la ausencia de floraciones algales en los meses de mayor calor a pesar de la gran cantidad de nitrógeno y fósforo disponibles para los productores primarios del embalse.

- La capacidad de autodepuración del embalse se puede atribuir en parte a los sedimentos, los cuales son capaces de retener alrededor del 10% del PRS y el 20% del nitrógeno inorgánico que ingresa a la represa a través de sus afluentes. Si bien estos porcentajes se ven modificados por las condiciones hidrológicas, los sedimentos constituyen una pieza de gran importancia en el sistema por su contribución en el proceso autodepurador del embalse.
- Es importante conocer la capacidad de depuración y de exportación de materiales por parte del sistema así como comprender el funcionamiento del embalse para la planificación futura de usos de la cuenca, evitando un deterioro aún mayor al actual.

## Capítulo 9. Bibliografía

---

- Aizaki M. (1985) Removal and excretion of dissolved organic matter by periphyton community grown in eutrophic river water. *Japanese Journal of Limnology* **46**, 159–168.
- Allende L., Tell G., Zagarese H., Torremorell A., Pérez G., Bustingorry J., *et al.* (2009) Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia* **624**, 45–60.
- Alzarte Ramírez D., Aldana Bohórquez J.F. & Hernández Barajas F. (2016) Comparación de pruebas de homocedasticidad vía simulación. *XXVI Simposio Internacional de Estadística 2016*, 1–4.
- Andersen J.M. (1976) An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* **10**, 329–331.
- Andersen J.M. (1982) Effect of nitrate concentration in lake water on phosphate release from the sediment. *Water Research* **16**, 1119–1126.
- APHA/AWWA (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21va ed. (Eds APHA, AWWA & WPCD), Port City Press, Baltimore, Meryland.
- Armengol J. (2000) Análisis y valoración de los embalses como ecosistemas. En: *VI Conferencia Internacional del Seminario Permanente Ciencia y Tecnología del Agua*. p. 20. Valencia, España.
- Armengol J., García J.C., Comerma M., Romero M., Dolz J., Roura M., *et al.* (1999) Longitudinal processes in canyon type reservoirs: The case of Sau (N. E. Spain). In: *Theoretical reservoir ecology and its applications*, 1ra ed. (Eds J.G. Tundisi & M. Straskraba), pp. 313–345. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Arreghini S., de Cabo L., Seoane R., Tomazin N., Serafíni R. & de Iorio A.F. (2005) Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the “Pampa Ondulada” (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica* **24**, 225–236.

- Bachmann R.W., Hoyer M. V. & Canfield D.E. (1999) The restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states. *Hydrobiologia* **394**, 219–232.
- Bachmann R.W., Hoyer M. V. & Canfield D.E. (Jr. . (2000) The Potential For Wave Disturbance in Shallow Florida Lakes. *Lake and Reservoir Management* **16**, 281–291.
- Bahnwart M., Hübener T. & Schubert H. (1999) Downstream changes in phytoplankton composition and biomass in a lowland river-lake system (Warnow River, Germany). *Hydrobiologia* **391**, 99–111.
- Basílico G. (2008) *Calidad de aguas en la cuenca superior del río Reconquista*. Proyecto final. Universidad de Flores.
- Basílico G., de Cabo L. & Faggi A. (2013) Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in batch reactors. *Journal of Environmental Management* **115**, 53–59.
- Bauer D.E. (2009) *Ecología del fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de la calidad del agua*. Universidad Nacional de La Plata.
- Beach Erosion Board (1962) *Waves in inland reservoirs*. Washington, DC.
- Beaver J.R., Scotese K.C., Manis E.E., Juul S.T.J., Carroll J. & Renicker T.R. (2015) Variation in water residence time is the primary determinant of phytoplankton and zooplankton composition in a Pacific Northwest reservoir ecosystem (Lower Snake River, USA). *River Systems* **21**, 241–255.
- Bellinger E.C. & Sigeo D.C. (2010) *Freshwater algae: Identification and use as bioindicators*, 1ra ed. Wiley-Blackwell.
- Bengtsson L. & Hellström T. (1992) Wind-induced resuspension in a small shallow lake. *Hydrobiologia* **241**, 163–172.
- Bergman B., Gallon J.R., Rai A.N. & Stal L.J. (1997) N<sub>2</sub> Fixation by non-heterocystous cyanobacteria. *FEMS Microbiology Reviews* **19**, 111–139.
- von Bertalanffy L. (1989) *Teoría general de los sistemas*, 1ra ed. Fondo de Cultura

Económica, México.

- Blanck H. (1985) A simple, community level, ecotoxicological test system using samples of periphyton. *Hydrobiologia* **124**, 251–261.
- Blindow I. (1987) The composition and density of epiphyton on several species of submerged macrophytes - The neutral substrate hypothesis tested. *Aquatic Botany* **29**, 157–168.
- Boström B., Andersen J.M., Fleischer S. & Jansson M. (1988) Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* **170**, 229–244.
- Boström B., Jansson M. & Forsberg C. (1982) Phosphorus release from lake sediments. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie* **18**, 5–59.
- Boyd C.E. (2015) *Water quality. An introduction*, 2da ed. Springer, Londres.
- Brandt S.A. & Swenning J. (1999) Sedimentological and geomorphological effects of reservoir flushing: The Cachí Reservoir, Costa Rica, 1996. *Geografiska Annaler, Series A: Physical Geography* **81**, 391–407.
- Brook A.J. & Woodward W.B. (1956) Some observations on the effect of water inflow and outflow on the plankton of small lakes. *Journal of Animal Ecology* **25**, 22–35.
- Burgueño G. (2003) *Elementos para el plan de manejo del Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero*. FADU - UBA.
- Bustamante M.A., Rodríguez M.I., Granero M., Morillo S., Ruibal Conti A.L. & Zito Freyer I. (2004) Limnological study and ecological modelling of San Roque Reservoir, Argentina. *V Simposio de Ecohidráulica*, 3–6.
- de Cabo L., Arreghini S., Fabrizio de Iorio A., Rendina A., Bargiela M., Vella R., *et al.* (2000) Impact of the Morón stream on water quality of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* **2**, 123–130.
- Cabrera Á.L. (1953) *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires*, 2da ed. ACME S. A., Buenos Aires.
- Cairns J., McCormick P. V & Niederlehner B.R. (1993) A proposed framework for

- developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* **263**, 1–44.
- Campbell J.B. (1979) Spatial variability of soils. *Annals of the Association of American Geographers* **69**, 544–556.
- Carper G.L. & Bachmann R.W. (1984) Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**, 1763–1767.
- Castañé P.M., Loez C.R., Olguín H.F., Puig A., Rovedatti M.G., Topalián M.L., *et al.* (1998) Caracterización y variación espacial de parámetros físicoquímicos y del plancton en un río urbano contaminado (río Reconquista, Argentina). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* **14**, 69–77.
- Cejudo-Figueiras C., Álvarez-Blanco I., Bécares E. & Blanco S. (2010) Epiphytic diatoms and water quality in shallow lakes: the neutral substrate hypothesis revisited. *Marine and Freshwater Research* **61**, 1457–1467.
- Chung E.G., Bombardelli F.A. & Schladow S.G. (2009) Sediment resuspension in a shallow lake. *Water Resources Research* **45**, 1–18.
- Clarke K.R. & Warwick R.M. (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis statistical analysis and interpretation*, 2da ed. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- COMIREC (2018) Misión y marco legal. [https://www.gba.gob.ar/comirec/mision\\_y\\_vision](https://www.gba.gob.ar/comirec/mision_y_vision). Fecha de acceso: 12/11/2018.
- Conzonno V.H. (2009) *Limnología química*, 1ra ed. EDULP, La Plata.
- Cózar A., Gálvez J.A., Hull V., García C.M. & Loiselle S.A. (2005) Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): A model based on turbidimetry. *Ecological Modelling* **186**, 63–76.
- Crowe S.A., Treusch A.H., Forth M., Li J., Magen C., Canfield D.E., *et al.* (2017) Novel anammox bacteria and nitrogen loss from Lake Superior. *Scientific Reports* **7**, 13757, 1–7.
- Cruz-López N. (2014) Water quality of a reservoir and its major tributary located in east-central Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public*

- Health* **11**, 6119–6135.
- David M.B., Wall L.G., Royer T. V. & Tank J.L. (2006) Denitrification and the nitrogen budget of a reservoir in an agricultural landscape. *Ecological Applications* **16**, 2177–2190.
- Davis M.B. & Brubaker L.B. (1973) Differential sedimentation of pollen grains in lakes. *Limnology and Oceanography* **18**, 635–646.
- Defensor del Pueblo de la Nación (2007) *Informe especial Cuenca del río Reconquista: primera parte*. Buenos Aires.
- Delgado M., de Jonge V.N. & Peletier H. (1991) Experiments on resuspension of natural microphytobenthos populations. *Marine Biology* **198**, 321–328.
- Devercelli M. & O’Farrell I. (2013) Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river. *Limnologica* **43**, 67–78.
- Downing J.A., Prairie Y.T., Cole J.J., Duarte C.M., Tranvik L.J., Striegl R.G., *et al.* (2006) Abundance and size distribution of lakes, ponds and impoundments. *Limnology and Oceanography* **51**, 2388–2397.
- Duursma E.K. (1967) The mobility of compounds in sediments in relation to exchange between bottom and supernatant water. En: *Chemical environment in the aquatic habitat*. (Eds H.L. Golterman & R.S. Clymo), pp. 288–296. N.V. Noord-Hollandsche Uitgevers Maatschappij, Amsterdam.
- Dzialowski A.R., Wang S.-H., Lim N.-C., Spotts W.W. & Huggins D.G. (2005) Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *Journal of Plankton Research* **27**, 587–595.
- Echenique R., Giannuzzi L. & Ferrari L. (2006) Drinking water: Problems related to water supply in Bahía Blanca, Argentina. *Acta Toxicológica Argentina* **14**, 9–11.
- Ereño C. (2002) Climatología en la Cuenca. En: *El río de la Plata como Territorio*, 1ra ed. (Ed. J.M. Borthagaray (Comp)), pp. 51–75. FADU-UBA Ediciones Infinito, FURBA.

- Faggi A.M., Arriaga M. & Aliscioni S. (1999) Composición florística de las riberas del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias*.
- Faleschini M. & Esteves J.L. (2013) Benthic nutrient fluxes and sediment oxygen consumption in a full-scale facultative pond in Patagonia, Argentina. *Water Science and Technology* **68**, 1770–1777.
- Faleschini M. & Esteves J.L. (2011) Characterization and degradation process of sludge profiles inside a facultative pond (Patagonia, Argentina). *Water Science and Technology* **64**, 2239–2245.
- Feijoó C., Rigacci L. & Doyle S. (2005) Ecological regionalization of pampean streams in Argentina. *SIL Proceedings, 1922-2010* **29**, 748–753.
- Ferreiro N., Giorgi A. & Feijoó C. (2013) Effects of macrophyte architecture and leaf shape complexity on structural parameters of the epiphytic algal community in a Pampean stream. *Aquatic Ecology* **47**, 389–401.
- Fidalgo F. (1983) Algunas características de los sedimentos superficiales de la Cuenca del Río Salado y Pampa Ondulada. En: *Coloquio sobre Hidrología de Grandes Llanuras*. pp. 1044–1067. PHI - UNESCO, Olavarría.
- Friedl G. & Wüest A. (2002) Disrupting biogeochemical cycles - Consequences of damming. *Aquatic Sciences* **64**, 55–65.
- Gaiser E. (2009) Periphyton as an indicator of restoration in the Florida Everglades. *Ecological Indicators* **9**, 37–45.
- Gardner W.S., Nalepa T.F. & Malczyk J.M. (1987) Nitrogen Mineralization and Denitrification in Lake-Michigan Sediments. *Limnology and Oceanography* **32**, 1226–1238.
- Garnier J., Leporcq B., Sanchez N. & Philippon (1999) Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochemistry* **47**, 119–146.
- Giorgi A. & Feijoó C. (2010) Variación temporal de la biomasa del perifiton de *Egeria densa* Planch. en un arroyo pampeano. *Limnetica* **29**, 269–278.

- Giorgi A., Feijoó C., Calviño P. & Duttweiler F. (1998) Annual variation of periphyton biomass in two plain streams with different macrophyte abundance. *SIL Proceedings, 1922-2010* **26**, 1698–1701.
- González Sagrario M.A., Jeppesen E., Gomà J., Søndergaard M., Jensen J.P., Lauridsen T., *et al.* (2005) Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* **50**, 27–41.
- Gordon N.D., McMahon T.A., Finlayson B.L., Gippel C.J. & Nathan R.J. (2004) *Stream hydrology. An introduction for ecologists*, 2da ed. John Wiley & Son, Inc., West Sussex.
- Graham L. & Wilcox L. (2000) *Algae*. Prentice-Hall, Upper Saddle River.
- Green T. & Houk D. (1980) The resuspension of underwater sediment by rain. *Sedimentology* **27**, 607–610.
- Guenther M. & Bozelli R. (2004) Effects of Inorganic Turbidity on the Phytoplankton of an Amazonian Lake Impacted by Bauxite Tailings. *Hydrobiologia* **511**, 151–159.
- Håkanson L. & Jansson M. (1983) *Principles of lake sedimentology*, 1ra ed. Springer-Verlag, Berlín.
- Harrison J. a., Maranger R.J., Alexander R.B., Giblin A.E., Jacinthe P.-A., Mayorga E., *et al.* (2009) The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry* **93**, 143–157.
- Hayes F.R. & MacAulay M.A. (1959) Lake Water and Sediment: V. Oxygen Consumed in Water over Sediment Cores. *Limnology and Oceanography* **4**, 291–298.
- Hendricks A.C. & Silvey J.K.G. (1973) Nutrient sediments ratio variation in reservoir. *Journal of Water Pollution Control Federation* **45**, 490–497.
- Horner R.R., Welch E.B., Seeley M.R. & Jacoby J.M. (1990) Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology* **24**, 215–232.



- Hudon C. & Bourget E. (1983) The effect of light on the vertical structure of epibenthic diatom communities. *Botanica Marina* **26**, 317–330.
- Huser B.J., Bajer P.G., Chizinski C.J. & Sorensen P.W. (2016) Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia* **763**, 23–33.
- ICOLD-CIGB (2017) World Register of Dams - General synthesis. <http://www.icold-cigb.net>. Fecha de acceso: 07/10/2017.
- INDEC (2010) Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. <http://www.indec.gov.ar>. Fecha de acceso: 04/12/2017.
- INTA (2005) Carta de suelos de la Provincia de Buenos Aires. <https://inta.gov.ar/documentos/carta-de-suelos-de-la-provincia-de-buenos-aires>. Fecha de acceso: 09/08/2018.
- Kartal B., Kuypers M.M.M., Lavik G., Schalk J., Op Den Camp H.J.M., Jetten M.S.M., *et al.* (2007) Anammox bacteria disguised as denitrifiers: Nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. *Environmental Microbiology* **9**, 635–642.
- Kelderman P. (1984) Sediment-water exchange in Lake Grevelingen under different environmental conditions. *Netherlands Journal of Sea Research* **18**, 286–311.
- Kemp A.L.W. & Mudrochova A. (1972) Distribution and forms on nitrogen in a Lake Ontario sediment core. *Limnology and Oceanography* **17**, 855–867.
- Kirk J.T.O. (1994) *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*, 2da ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kõiv T., Nõges T. & Laas A. (2011) Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs. *Hydrobiologia* **660**, 105–115.
- Komárek J. & Anagnostidis K. (2005) *Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota: Oscillatoriales*. Editorial Elsevier, München.
- Kristensen P., Søndergaard M. & Jeppesen E. (1992) Resuspension in a shallow

- eutrophic lake. *Hydrobiologia* **228**, 101–109.
- Kuczynski D. (1993) *El Reconquista: Cronología de un río cercano*, 1ra ed. Colección Pensamiento Científico, Editorial Letra Buena, Buenos Aires.
- Lakatos G. (1989) Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertő. *Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Bericht* **71**, 125–134.
- Langmuir I. (1938) Surface Motion of Water Induced By Wind. *Science* **87**, 119–123.
- Lastra G.L. (2007) *Problemática del Río de la Reconquista y sus consecuencias socio-ambientales*. Universidad de Flores.
- León J.G., Pedrozo F.L. & Temporetti P.F. (2017) Phosphorus fractions and sorption dynamics in the sediments of two Ca-SO<sub>4</sub> water reservoirs in the central Argentine Andes. *International Journal of Sediment Research* **32**, 442–451.
- Lick W., Lick J. & Ziegler C.K. (1994) The Resuspension and Transport of Fine-Grained Sediments in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* **20**, 599–612.
- Licursi M., Gómez N. & Sabater S. (2015) Effects of nutrient enrichment on epipelagic diatom assemblages in a nutrient-rich lowland stream, Pampa Region, Argentina. *Hydrobiologia* **766**, 135–150.
- Likens G.E. ed. (2010) *Lake ecosystem ecology: A global perspective*, 1ra ed. Academic Press.
- Macintyre S., Romero R. & Kling G.W. (2002) Spatial-temporal variability in surface layer deepening and lateral advection in an embayment of Lake Victoria , East Africa. **47**, 656–671.
- Manassero M., Camilión C. & Ronco A. (2004) Analisis textural de sedimentos fluviales distales de arroyos de la Pampa Ondulada, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Asociación Argentina de Sedimentología* **11**, 57–68.
- Marcé R., Feijoó C., Navarro E., Ordoñez J., Gomà J. & Armengol J. (2007) Interaction between wind-induced seiches and convective cooling governs algal distribution in a canyon-shaped reservoir. *Freshwater Biology* **52**, 1336–1352.
- Margalef R. (1994) El río planetario. En: *I Congreso Argentino de Limnología*. pp. 1–

11. Tankay, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Margalef R. (1983) *Limnología*, 1ra ed. Ediciones Omega SA, Barcelona.
- Margalef R. (1992) *Planeta azul, planeta verde*. Prensa científica, Barcelona.
- Margalef R. (1991) *Teoría de los sistemas ecológicos*, 1ra ed. Estudi General. Publicacions Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Martin T.L., Kaushik N.K., Trevors J.T. & Whiteley H.R. (1999) Review: denitrification in temperate climate riparian zones. *Water, air and soil pollution* **111**, 171–186.
- McCune B. & Grace J.B. (2002) *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Morin A. & Cattaneo A. (1992) Factors Affecting Sampling Variability of Freshwater Periphyton and the Power of Periphyton Studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**, 1695–1703.
- Mortimer C.H. (1941) The Exchange of Dissolved Substances Between Mud and Water in Lakes, I and II. *The Journal of Ecology* **29**, 280–329.
- Nader G.M., Sanchez Proaño P. V. & Cicerone D.S. (2013) Water quality assessment of a polluted urban river. *International Journal of Environment and Health* **6**, 307–319.
- Navarro García G. & Navarro Blaya S. (2003) *Química agrícola*, 2da ed. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Némery J., Gratiot N., Doan P.T.K., Duvert C., Alvarado-Villanueva R. & Duwig C. (2016) Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. *Aquatic Sciences* **78**, 171–189.
- Nõges P., Järvet A., Tuvikene L. & Nõges T. (1998) The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia* **363**, 219–227.
- O'Farrell I., De Tezanos Pinto P., Rodríguez P.L., Chaparro G. & Pizarro H.N. (2009)

- Experimental evidence of the dynamic effect of free-floating plants on phytoplankton ecology. *Freshwater Biology* **54**, 363–375.
- Ocampo J.C. (1990) *Paso del Rey: apuntes para su historia*, 1ra ed. Edición del Sur.
- Patrick R. & Reimer C. (1966) *The diatoms of the United States. (Vol 1)*. Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Filadelfia.
- Pedrozo F.L., Bonetto C., Ramos A. & Minzoni F. (1985) Fijación de fósforo en sedimentos de fondo de los ríos Paraná, Paraguay y Bermejo. *Ecosur* **12/13**, 59–68.
- Peel M.C., Finlayson B.L. & McMahon T.A. (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* **4**, 439–473.
- Pereyra F. (2015) *Buenos Aires develada: el medio natural del AMBA. Funcionamiento, incidencia y estado natural*. UNDAV Ediciones, Avellaneda.
- Pérez G.L., Lagomarsino L. & Zagarese H.E. (2013) Optical properties of highly turbid shallow lakes with contrasting turbidity origins: The ecological and water management implications. *Journal of Environmental Management* **130**, 207–220.
- Petts G.E. (1984) *Impounded rivers: Perspectives for ecological management*. Wiley-Interscience, New York.
- Pierzynski G.M. ed. (2000) *Methods of Phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters*. Southern Cooperative Series Bulletin N° 396. Department of Agronomy, Kansas State University.
- Pires D.A., Tucci A., Carvalho M. do C. & Lamparelli M.C. (2015) Water quality in four reservoirs of the metropolitan region of São Paulo, Brazil. Qualidade das águas de quatro reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* **27**, 370–380.
- Prosperi C., Rodriguez C., Pierotto M., Mancini M., Daga C., Gonella M., *et al.* (2005) Evaluación de la contaminación y eutrofización de aguas superficiales de la provincia de Córdoba. *Temas de ciencia y tecnología (UNC)* **II**, 1–8.
- Puig M.Á., Armengol J., González G., Peñuelas J., Sabater S. & Sabater F. (1987)

- Chemical and biological changes in the Ter River induced by a series of reservoirs. En: *Regulated streams: Advances in Ecology*, 1ra ed. (Ed. J. Craig), pp. XII, 432. Springer US, New York.
- Quinn G.P. & Keough M.J. (2002) *Experimental design and data analysis for biologist*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reddy K.R., Fisher M.M. & Ivanoff D. (1996) Resuspension and Diffusive Flux of Nitrogen and Phosphorus in a Hypereutrophic Lake. *Journal of Environment Quality* **25**, 363–371.
- Reynolds C.S. (1984) *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Londres.
- Reynolds C.S. (2006) *The ecology of phytoplankton*, 1ra ed. Cambridge University Press, New York.
- Reynolds C.S. & Descy J.-P. (1996) The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **113**, 161–187.
- Ringelberg J. (2010) *Diel vertical migration of zooplankton in lakes and oceans*. Springer Netherlands.
- Ringuelet R.A. (1962) *Ecología acuática continental*. EUDEBA, Editorial Universitaria de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Rodríguez M.I., Cossavella A., Oroná C., Larrosa N., Avena M., Rodríguez A., *et al.* (2000) Estudios preliminares de la calidad de agua y sedimentos del embalse San Roque relacionados al proceso de eutroficación. En: *XVIII Congreso Nacional del Agua*. p. 21. Instituto Nacional del Agua, Santiago del Estero, Argentina.
- Rodríguez P.L. (2008) *Estructura y producción primaria del fitoplancton y perifiton en un humedal del bajo Paraná*. Universidad de Buenos Aires.
- Rosso J.J., Troncoso J.J. & Fernández Cirelli A. (2011) Geographic distribution of arsenic and trace metals in lotic ecosystems of the Pampa Plain, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **86**, 129–132.
- Rovedatti M.G., Castañé P.M., Topalián M.L. & Salibián A. (2001) Monitoring of

- organochlorine and organophosphorus pesticides in the water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Water Research* **35**, 3457–3461.
- Ruggiero M.A., Gordon D.P., Orrell T.M., Bailly N., Bourgoin T., Brusca R.C., *et al.* (2015a) A higher level classification of all living organisms. *PLoS ONE* **10**, 1–60.
- Ruggiero M.A., Gordon D.P., Orrell T.M., Bailly N., Bourgoin T., Brusca R.C., *et al.* (2015b) Correction: A higher level classification of all living organisms. *PLoS ONE* **10**, 1–54.
- Ryding S.O. & Rast W. eds (1989) *The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Man and the Biosphere series. Vol 1.* Unesco, Paris and The Parthenon Publishing Group, UK & USA.
- Rysgaard S., Risgaard-Petersen N., Nielsen L.P. & Revsbech N.P. (1993) Nitrification and denitrification in lake and estuarine sediments measured by the <sup>15</sup>N dilution technique and isotope pairing. *Applied and Environmental Microbiology* **59**, 2093–2098.
- Sadañowski I. (2003) *El problema de las inundaciones en la cuenca del río Reconquista: la represa Ingeniero Carlos F. Roggero, y las funciones ecológicas.* Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Salibián A. (2006) Ecotoxicological assessment of the highly polluted reconquista river of Argentina. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **185**, 35–65.
- SAMLA (2004) *pH del suelo.* Sistema de apoyo metodológico a los laboratorios de análisis de suelos, agua, vegetales y enmiendas orgánicas. SAGyP, Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Sánchez M.L., Pérez G.L., Izaguirre I. & Pizarro H. (2013) Influence of underwater light climate on periphyton and phytoplankton communities in shallow lakes from the Pampa plain (Argentina) with contrasting steady states. *Journal of Limnology* **72**, 62–78.
- Scheffer M. (2004) *Ecology of shallow lakes*, 1ra ed. Springer Netherlands.
- Schellenberg G., Donnelly C.R., Holder C. & Ahsan R. (2017) Dealing with sediment:

- effects on dams and hidropower generation. **25**, 1–12.
- Scott J.T., McCarthy M.J., Gardner W.S. & Doyle R.D. (2008) Denitrification, dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and nitrogen fixation along a nitrate concentration gradient in a created freshwater wetland. *Biogeochemistry* **87**, 99–111.
- Seitzinger S. (1994) Linkages between organic matter mineralization and denitrification in eight riparian wetlands. *Biogeochemistry* **25**, 19–39.
- Seitzinger S.P. (1990) Denitrification In Aquatic Sediments. En: *Denitrification in Soil and Sediment*. (Eds N.P. Revsbech & J. Sørensen), pp. 301–322. Plenum Press, New York.
- Seitzinger S.P. (1988) Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography* **4**, 702–724.
- Seitzinger S.P., Harrison J.A., Böhlke J.K., Bouwman A.F., Lowrance R., Peterson B., *et al.* (2006) Denitrification across landscaes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications* **16**, 2064–2090.
- Shen L., Cheng H., Liu X., Li J. & Liu Y. (2017) Potential role of anammox in nitrogen removal in a freshwater reservoir, Jiulonghu Reservoir (China). *Environmental Science and Pollution Research* **24**, 3890–3899.
- Søballe D.M. & Kimmel B.L. (1987) A Large-Scale Comparison of Factors Influencing Phytoplankton Abundance in Rivers, Lakes, and Impoundments. *Ecology* **68**, 1943–1954.
- Sobolev D., Moore K. & Morris A.L. (2009) Nutrients and Light Limitation of Phytoplankton Biomass in a Turbid Southeastern Reservoir: Implications for Water Quality. *Southeastern Naturalist* **8**, 255–266.
- Søndergaard M., Jensen J.P. & Jeppesen E. (1999) Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* **408–409**, 145–152.
- Søndergaard M., Jensen J.P. & Jeppesen E. (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* **506–509**, 135–145.

- Spence J.A. & Hynes H.B.N. (1971) Differences in benthos upstream and downstream of an impoundment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **28**, 35–43.
- Stevenson R.J., Bothwell M.L. & Lowe R.L. (1996) *Algal ecology, Freshwater bentic ecosystems*. Academia Press Inc., San Diego, California.
- Strand R.I. & Pemberton E.L. (1982) Reservoir sedimentation: Technical guidelines for Bureau of Reclamation. 1–42.
- Straškraba M. (1996) Lake and reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol* **26**, 193–209.
- Suárez P., Sartirana M.C. & Orfeo O. (2010) Caracteres sedimentológicos de ambientes fluviales de la llanura subtropical chaqueña (Argentina). *Acta geológica Lilloana* **22**, 34–45.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina (2004) Desarrollos de niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a amoníaco. 20 pp.
- Tell G. & Conforti V.T.D. (1986) *Euglenophyta pigmentadas de la Argentina*. J. Cramer, Berlín.
- Temporetti P.F., Antonuk L. & Pedrozo F.L. (2014) Características de los sedimentos de la bahía oriental del lago Lácar afectado por la descarga de aguas residuales. *Ecologia Austral* **24**, 294–303.
- Teodoru C. & Wehrli B. (2005) Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River. *Biogeochemistry* **76**, 539–565.
- Thornton K.W., Kimmel B.L. & Payne F.E. (1990) *Reservoir limnology: Ecological perspectives*. John Wiley & Son, Inc., New York.
- Topalián M.L., Castañé P.M., Rovedatti M.G. & Salibián A. (1999a) Principal component analysis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of environmental contamination and toxicology* **63**, 484–490.



- Topalián M.L., Rovedatti M.G., Castañé P.M. & Salibián A. (1999b) Pollution in a lowland river system. A case of study: the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution* **114**, 287–302.
- Tramer E.J. & Rogers P.M. (1973) Diversity and longitudinal zonation in fish populations of two streams entering a metropolitan area. *American Midland Naturalist* **90**, 366–374.
- Troitiño E. (2008) *Evaluación de la conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos*. Trabajo final de aplicación. Universidad Nacional de Luján.
- UNIREC (1997) *Estudio preliminar de las características bioecológicas y biométrica de la presa Roggero*. Provincia de Buenos Aires.
- US Army Coastal Engineering Research Center (1984) *Shore protection manual. Vol I*, 4ta ed. US Army Coastal Engineering Research Center, Washington, DC.
- Valderrama J.C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* **10**, 109–122.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. (1980) The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**, 130–137.
- Viglizzo E.F., Frank F.C., Carreño L. V., Jobbágy E.G., Pereyra H., Clatt J., *et al.* (2010) Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* **17**, 959–973.
- Vilches C. (2012) *Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata.
- Vilches C., Giorgi A. & Casco M.A. (2013) Periphyton responses to non-point pollution in naturally eutrophic conditions in Pampean streams. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* **183**, 63–74.
- Vilches C., Giorgi A., Mastrángelo M. & Ferrari L. (2011) Non-point contamination homogenizes the water quality of pampean streams. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* **87**, 147–51.

- Wall L.G., Tank J.L., Royer T. V. & Bernot M.J. (2005) Spatial and Temporal Variability in Sediment Denitrification Within an Agriculturally Influenced Reservoir. *Biogeochemistry* **76**, 85–111.
- Ward J. V. & Stanford J.A. (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* **II**, 105–119.
- Ward J. V. & Stanford J.A. (1983) Serial Discontinuity Concept of Lotic Ecosystems. En: *Dynamics of Lotic Systems*. (Eds T.D. Bartell & S.M. Fontaine), pp. 29–42. Ann Arbor Science, Michigan.
- Ward J. V. & Stanford J.A. (1979) *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York.
- Wetzel R.G. (2001) *Limnology: Lake and river ecosystem*, 3ra ed. Elsevier Academic Press, San Diego, USA.
- White W.R. (2012) Sediments, Flushing from Reservoirs. En: *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*. (Eds L. Bengtsson, R.W. Herschy & R.W. Fairbridge), pp. 710–716. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Wu Y., Wen Y., Zhou J. & Wu Y. (2014) Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering* **18**, 323–329.
- Yao W. & Millero F.J. (1996) Adsorption of Phosphate on Manganese Dioxide in Seawater. *Environmental Science & Technology* **30**, 536–541.
- Yoshinaga I., Amano T., Yamagishi T., Okada K., Ueda S., Sako Y., *et al.* (2011) Distribution and diversity of anaerobic ammonium oxidation (anammox) bacteria in the sediment of a eutrophic freshwater lake, Lake Kitaura, Japan. *Microbes and Environments* **26**, 189–197.
- Zar J.H. (2010) *Biostatistical analysis*, 5ta ed. Pearson Prentice Hall, New Jersey.

# Anexos

**Anexo 4.1.** Abundancia relativa porcentual de los grandes grupos algales hallados en las muestras de las comunidades perifíticas.

Sitio	Fecha	Cyanophyceae	Bacillariophyceae	Chlorophyta	Euglenophyceae	Dinophyceae	Xantophyceae	Predominancia
La Choza	Otoño 2010	95.8	0	2.69	1.49	0	0	<i>Lyngbya</i> spp.
	Invierno 2010	50.0	0	4.17	45.8	0	0	<i>Euglena</i> spp.
	Primavera 2010	59.7	0	9.68	30.6	0	0	<i>Lyngbya</i> spp. / <i>Phormidium</i> spp.
	Verano 2011	42.9	0	54.3	2.86	0	0	-
	Otoño 2011	46.7	2.22	20.0	31.1	0	0	<i>Lyngbya</i> spp.
	23/08/2011	72.2	0	11.1	16.7	0	0	<i>Lyngbya</i> spp.
	25/11/2011	92.3	1.93	3.22	2.57	0	0	Fam. Oscillatoriaceae
Durazno	17/05/2010	18.2	1.70	72.7	6.82	0.57	0	<i>Chlamydomonas</i> spp.
	30/08/2010	82.4	0	11.8	5.88	0	0	Orden Chroococcales
	16/11/2010	28.6	7.14	42.9	21.4	0	0	-
	15/02/2011	20.6	2.94	52.9	23.5	0	0	-
	16/05/2011	52.9	5.88	11.8	29.4	0	0	<i>Lyngbya</i> spp.
	23/08/2011	45.5	0	13.6	40.9	0	0	-
	25/11/2011	35.9	2.56	35.9	25.6	0	0	-
La Horqueta	17/05/2010	39.1	4.78	10.9	42.2	3.04	0	
	30/08/2010	59.1	0	22.7	18.2	0	0	<i>Lyngbya</i> spp. / Orden Chroococcales
	16/11/2010	22.6	0	64.5	12.9	0	0	<i>Chlorococcum</i> spp.
	15/02/2011							Sin datos
	16/05/2011	37.5	4.17	37.5	20.8	0	0	-
	23/08/2011	62.9	2.86	17.1	17.1	0	0	Orden Chroococcales
	25/11/2011	25.6	0	35.9	38.5	0	0	-
Embalse	17/05/2010	35.9	0	38.5	25.6	0	0	<i>Lyngbya</i> spp.
	30/08/2010	48.0	4	36.0	12.0	0	0	Orden Chroococcales
	16/11/2010	31.4	0	49.0	19.6	0	0	-
	15/02/2011	29.2	12.5	50.0	8.33	0	0	-
	16/05/2011	9.09	0	18.2	40.9	0	31.8	-
	23/08/2011	13.8	0	51.7	31.0	0	3.45	
	25/11/2011	33.3	0	22.2	44.4	0	0	<i>Euglena</i> spp.
Reconquista	17/05/2010	42.5	0	7.50	50.0	0	0	<i>Euglena</i> spp.
	30/08/2010	66.7	0	27.8	5.56	0	0	Orden Chroococcales
	16/11/2010	31.5	0	57.4	7.41	0	3.70	<i>Chlorococcum</i> spp. / <i>Scenedesmus</i> spp.
	15/02/2011							Sin datos
	16/05/2011	18.2	0	27.3	40.9	0	13.6	-
	23/08/2011	15.0	5.00	45.0	25.0	0	10	<i>Tetraëdron</i> spp.
	25/11/2011	13.5	13.5	43.2	29.7	0	0	-

**Anexo 4.2.** Abundancia relativa porcentual de los grandes grupos algales hallados en las muestras de las comunidades perifíticas.

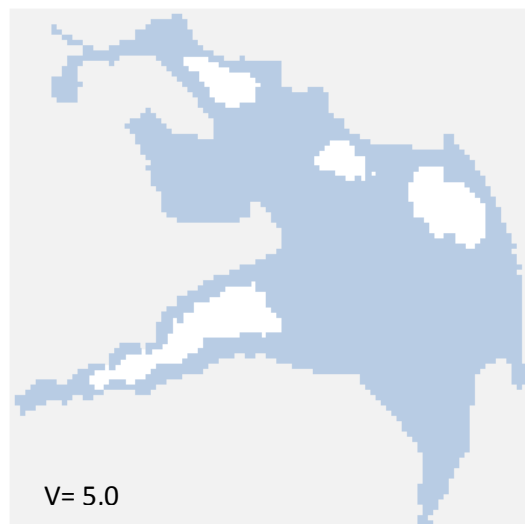
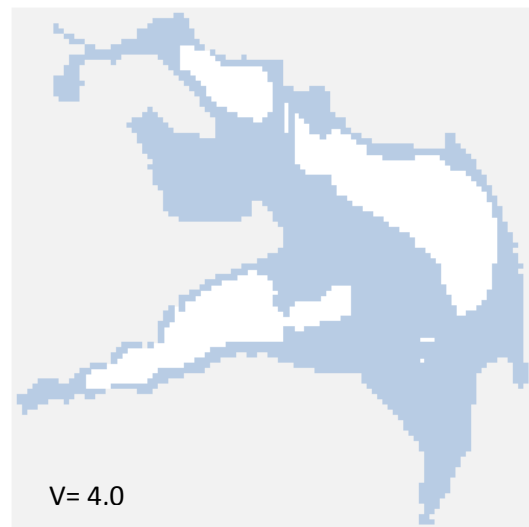
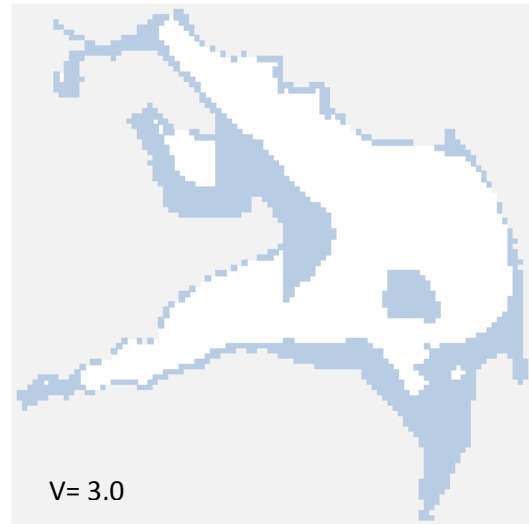
Sitio	Fecha	Cyanophyceae	Bacillariophyceae	Chlorophyta	Euglenophyceae	Xantophyceae	Predominancia
La Choza	17/05/2010	30.9	58.5	9.70	0.61	0.30	
	30/08/2010	56.0	35.0	5.88	3.10	0	<i>Lyngbya</i> spp.
	16/11/2010	61.5	9.62	9.62	19.2	0	<i>Oscillatoria</i> spp.
	15/02/2011	51.2	18.0	17.5	13.4	0	<i>Lyngbya</i> spp. / <i>Oscillatoria</i> spp.
	16/05/2011	11.4	74.2	12.0	2.35	0	<i>Gomphonema</i> spp.
	23/08/2011	73.1	13.7	12.8	0.43	0	<i>Aphanothece</i> spp. (Orden Chroococcales)
	25/11/2011	50.5	25.7	11.4	12.4	0	<i>Lyngbya</i> spp.
Durazno	17/05/2010	6.09	86.7	6.09	1.16	0	<i>Gomphonema</i> spp.
	30/08/2010	13.1	46.4	39.3	1.19	0	-
	16/11/2010	28.7	64.8	4.89	1.53	0	-
	15/02/2011	30.1	28.8	23.3	17.8	0	-
	16/05/2011	15.5	60.9	19.7	3.95	0	Familia Chlamydomonodaceae
	23/08/2011	7.69	56.4	25.6	10.3	0	-
	25/11/2011	17.8	57.4	17.8	6.93	0	<i>Gomphonema</i> spp. / <i>Navicula</i> spp.
La Horqueta	17/05/2010	17.8	39.6	35.0	7.61	0	-
	30/08/2010	6.83	75.5	15.2	2.48	0	-
	16/11/2010	60.2	6.30	24.0	9.45	0	<i>Oscillatoria</i> spp. / <i>Lyngbya</i> spp. / <i>Oedogonium</i> spp.
	15/02/2011	35.5	9.68	24.2	30.6	0	-
	16/05/2011	52.7	26.7	15.3	5.34	0	-
	23/08/2011	26.1	34.8	17.4	4.35	17.4	-
	25/11/2011	66.7	16.7	6.67	10.0	0	-
Reconquista	17/05/2010	25.0	36.0	32.0	3.00	4	-
	30/08/2010	8.85	82.6	7.2	1.31	0	<i>Melosira</i> spp.
	16/11/2010	57.1	5.71	14.3	22.9	0	-
	15/02/2011	23.9	2.17	55.4	18.5	0	-
	16/05/2011	48.6	42.9	2.86	2.86	2.86	-
	23/08/2011	76.5	0	11.8	11.8	0	-
	25/11/2011	60.0	0	40.0	0	0	-

**Anexo 5.1.** Balance y porcentaje de retención de cada parámetro detallado por fecha de muestreo. La última columna muestra el balance promedio y el % de retención global del período muestreado. Valores positivos denotan retención, y negativos, liberación.

Parámetro	Estimación	2009		2010				2011				Promedio período completo
		Inv	Prim	Ver	Oto	Inv	Prim	Ver	Oto	Inv	Prim	
<b>MPS</b> (kg·día <sup>-1</sup> )	Balance	315	-17896	-1383	-11667	-38789	-8956	4324	-7904	-4273	-8131	-9436
	% retención	62,8	-548	-2,75	-2096	-812	-384	44,2	-140	-341	-106	-109,7
<b>MPSO</b> (kg·día <sup>-1</sup> )	Balance	296	-2200	4307	-931,2	-5467	-787	1480	-699	-503	358,2	-414,7
	% retención	90	-248,4	37,81	-1032	-381,5	-87,8	69,1	-67,3	-222	17,86	-20,29
<b>MPSI</b> (kg·día <sup>-1</sup> )	Balance	19,1	-15696	-5690	-6791	-33322	-8168	2844	-7205	-3770	-8489	-8627
	% retención	11,0	-660	-14,7	-2377	-996	-569	37,2	-156	-367	-149	-132
<b>SD</b> (kg·día <sup>-1</sup> )	Balance	35115	-15260	300084	-32862	-36888	32498	120045	57377	-7209	103080	55598
	% retención	80,1	-23,1	58,6	-148	-19,9	45,9	88,0	60,9	-31,5	76,6	43,1
<b>PRS</b> (kg P·día <sup>-1</sup> )	Balance	53,0	16,5	1171	-36,4	-54,1	28,7	73,0	26,5	-16,0	44,8	131
	% retención	81,9	16,4	78,6	-284	-51,5	59,0	77,7	33,2	-111	59,9	62,7
<b>Amonio</b> (kg N·día <sup>-1</sup> )	Balance	33,2	399	286	6,71	213	382,1	309	601	45,3	429	270
	% retención	97,7	95,9	83,5	73,2	73,7	100,0	100	98,4	89,4	100	94,1
<b>Nitrato</b> (kg N·día <sup>-1</sup> )	Balance	-5,74	-181	-279	-108	-176,6	-0,973	45,0	21,7	-40,7	-26,2	-75,1
	% retención	-141	-1939	-727	-655	-98,5	-8,92	61,5	24,0	-131	-103	-157
<b>Nitrito</b> (kg N·día <sup>-1</sup> )	Balance	0,351	0,860	20,4	1,62	9,17	-0,537	57,0	18,3	-0,528	2,99	11,0
	% retención	32,8	27,0	41,9	97,2	68,8	-57,6	100	91,9	-22,8	81,6	72,1
<b>NiT</b> (kg N·día <sup>-1</sup> )	Balance	27,8	218	27,6	-99,2	45,9	380,6	411	641	4,11	405	206
	% retención	71,1	51,0	6,42	-364	9,52	96,6	93,4	88,9	4,88	88,5	58,9
<b>PT</b> (kg P·día <sup>-1</sup> )	Balance	s/d	s/d	s/d	-42,1	-34,3	26,6	101	29,7	-21,4	66,9	18,1
	% retención	s/d	s/d	s/d	-294	-17,5	47,3	81,1	31,2	-164	64,6	21,0
<b>NT</b> (kg N·día <sup>-1</sup> )	Balance	s/d	s/d	s/d	-552	-494	314,9	586	558	-73,5	446	112
	% retención	s/d	s/d	s/d	-242	-71,2	66,4	90,7	89,5	-111	84,2	24,1
<b>COD</b> (kg C·día <sup>-1</sup> )	Balance	s/d	s/d	s/d	-1071	-3750	-207	2397	2191	-1276	1564	-21,8
	% retención	s/d	s/d	s/d	-188	-158	-51,5	76,6	74,9	-133	79,8	-1,24

**Anexo 6.1.** Representación gráfica de las áreas donde podría ocurrir resuspensión de los sedimentos para las diferentes intensidades de viento norte, de acuerdo al modelo aplicado. El área del embalse cuyos sedimentos se ven afectados por el viento se encuentra en celeste; las regiones blancas representan el área no afectada; las regiones grises representan la zona periférica al embalse. En cada gráfico se encuentra la intensidad de viento considerada en escala Beaufort.







# Trabajo de respaldo

# Effect of a reservoir in the water quality of the Reconquista River, Buenos Aires, Argentina

Laura N. Rigacci · Adonis D. N. Giorgi ·  
Carolina S. Vilches · Natalia Alejandra Ossana ·  
Alfredo Salibián

Received: 3 October 2012 / Accepted: 26 April 2013 / Published online: 17 May 2013  
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2013

**Abstract** The lower portion of the Reconquista River is highly polluted. However, little is known about the state of the high and middle basins. The aims of this work were to assess the water quality on the high and middle Reconquista River basins and to determine if the presence of a reservoir in the river has a positive effect on the water quality. We conducted a seasonal study between August 2009 and November 2010 at the mouth of La Choza, Durazno, and La Horqueta

streams at the Roggero reservoir—which receives the water from the former streams—at the origin of the Reconquista River and 17 km downstream from the reservoir. We measured 25 physical and chemical parameters, including six heavy metal concentrations, and performed a multivariate statistical analysis to summarize the information and allow the interpretation of the whole data set. We found that the Durazno and La Horqueta streams had better water quality than La Choza, and the presence of the reservoir contributed to the improvement of the water quality, allowing oxygenation of the water body and processing of organic matter and ammonia. The water quality of the Reconquista River at its origin is good and similar to the reservoir, but a few kilometers downstream, the water quality declines as a consequence of the presence of industries and human settlements. Therefore, the Roggero reservoir produces a significant improvement of water quality of the river, but the discharge of contaminants downstream quickly reverses this effect.

L. N. Rigacci  
Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica,  
Buenos Aires, Argentina

L. N. Rigacci · N. A. Ossana · A. Salibián  
Programa de Ecofisiología Aplicada, Departamento  
de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján,  
CC 221, B6700ZBA Luján, Argentina

A. D. N. Giorgi · C. S. Vilches  
Consejo Nacional de Investigaciones  
Científicas y Técnicas (CONICET),  
Buenos Aires, Argentina

A. D. N. Giorgi · C. S. Vilches  
Programa de Ecología de Protistas, Departamento  
de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján,  
Luján, Argentina

L. N. Rigacci (✉) · A. D. N. Giorgi · C. S. Vilches ·  
N. A. Ossana · A. Salibián  
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES),  
Universidad Nacional de Luján,  
Luján, Argentina  
e-mail: larigacci@yahoo.com.ar

**Keywords** Reconquista River basin · Water  
quality · Depuration · Reservoir

## Introduction

The Reconquista River basin is one of the most polluted in Argentina. Poor water quality has been reported as well as the presence of several contaminants (Topalián et al. 1999a, b; Rovedatti et al. 2001;

Topalián and Castañé 2003). The main course of the river is 82 km long, and the whole basin extends 1,574 km<sup>2</sup> over 20 districts that contain over 4.5 million people (INDEC 2011). This represents the third most densely populated area in the country. Thus, the middle-low and low basins of the river are affected by sewage disposal as well as discharges from industries that are not equipped with proper effluent treatment facilities (Salibián 2006). In addition, during the recent years, farming has extended over 72,000 ha in the headers. This increases the anthropic impact with effect that has not been evaluated properly.

The Roggero reservoir is located between the limit of the upper and middle basins of the Reconquista River. This reservoir was built between 1967 and 1972, in the confluence area of the La Choza, Durazno, and La Horqueta streams. The reservoir, also known as San Francisco Lake, is the origin of the main stream of the Reconquista River. The reservoir, with a surface of 460 ha at 17.5 m high, covers Moreno, General Rodríguez, Marcos Paz, and Merlo districts. The mean depth is 1.8 m, with a maximum of 9 m.

It is well known that reservoirs can improve water quality because the relatively slow water flow (compared with rivers and streams) allows the sedimentation of suspended material and the occurrence of processes such as denitrification and phosphorus diminution (Garnier et al. 1999; Harrison et al. 2009). Although the reservoir was built to reduce overflow due to flooding, its presence could be considered as a depuration system of the transported material and, therefore, of the water quality. This has special importance since, as described, the water from the La Choza stream enters the reservoir transporting sewage water among other contaminants (Basílico 2012).

Therefore, Roggero reservoir is expected to carry out a depuration process, causing an improvement in the water quality. However, this expected improvement of the water quality could be limited because of contaminants entering the reservoir or handicapped due to the reservoir management or the action of perturbation factors such as wind (Marcé et al. 2007). The importance of the reservoir as a purification system should be carefully assessed to allow the maintenance of the ecological quality of the whole aquatic system.

In spite of the fact that several studies have been carried out in the middle-low and low basins, the information about headwaters is scarce and fragmented. In

fact, in the last years, only the La Choza and Durazno streams have been studied (Vilches et al. 2011; Basílico 2012), and there is no information about the La Horqueta stream or the reservoir water quality. The aims of this study are to assess the spatial variability of water quality in the high-middle basin of the Reconquista River and to analyze the dam effect in the water quality.

## Methods

### Sampling sites

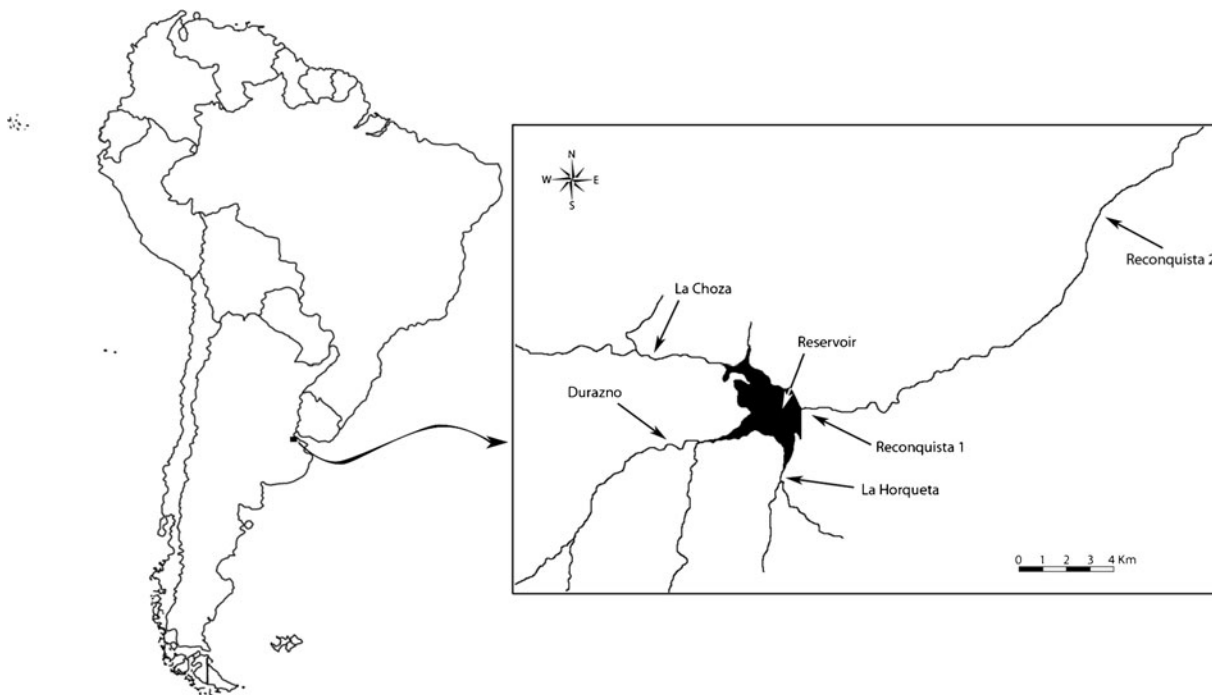
The Reconquista River is a major tributary of the Luján River near its end at the Río de La Plata. It is situated at the north of Buenos Aires City, in a region with mean annual temperature between 13 and 17 °C and rainfall distributed throughout the year (range 600–1,200 mm). Thus, according with Köpper–Geiger climate classification, the sampling sites are placed in a region with temperate climate without dry season and hot summer (Peel et al. 2007).

The study ran from August 2009 to November 2010 with seasonal frequency and took place in the mouth of the streams of La Choza (Ch), Durazno (D), and La Horqueta (H), within the reservoir (Rv), at the beginning of the Reconquista River (R1) and 17 km downstream from R1 (R2) (Fig. 1). The La Choza, Durazno, and La Horqueta streams and the reservoir belong to the high basin, whereas the sites sampled in the Reconquista River are placed in the middle basin. The flow of the streams of La Choza, Durazno, and La Horqueta are in the same order of magnitude, although the La Choza stream is the largest and the La Horqueta stream the smallest.

Although the principal activity in the headwaters is agriculture and farming, the La Choza stream also receives raw sewage from a country club, from a rural zone, and from a small industrial park, all located upstream from the sampling site. On the other hand, the Reconquista River is highly affected by anthropic activity whose impact increases in intensity from upstream to downstream.

### Physical and chemical parameters

We analyzed the variables dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), pH, and temperature in



**Fig. 1** Sampling sites in the Reconquista River basin, in the northwest of Buenos Aires province, Argentina

the field with Hach portable instruments. We also took water samples which were placed in acid-washed bottles, transported to the laboratory on ice packs, and stored at 4 °C in dark conditions. A portion of the sample was filtered through filters Whatman GF/F to carry out the chemical analyses. The remaining sample was used within 24 h in order to carry out the 5 days of biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) by dilution method and chemical oxygen demand (COD) by a photometrical method using potassium dichromate to oxidize organic substances. The chemical analysis of each sample was performed in triplicate. In Table 1, we summarized the parameters measured and the methodology used. All the analyses were performed according the recommendations of the APHA (2005).

#### Statistical analyses

We used Statistica 6.0® software for statistical analysis. The variables which did not conform to the assumption of normality were log transformed. We tested the normality using the Kolmogorov–Smirnov test. Those variables which could not be adjusted to a normal distribution were excluded from the analysis. We carried out a multivariate factor analysis using the

principal components extraction method with Varimax rotation and included every physical and chemical variable except those associated to avoid redundancy.

In addition, we performed ANOVA tests for comparisons among sites for normal and homoscedastic data sets. When either those assumptions were not met, we performed nonparametric Mann–Whitney test (Zar 1999).

#### Results

The Roggero reservoir receives water from three streams which have different levels of pollution (Table 2). The La Horqueta and Durazno streams showed the best water quality with highly dissolved oxygen concentration and low values of BOD<sub>5</sub>, COD, and nutrient concentration. Although similar, Durazno had higher levels of electrical conductivity than La Horqueta (ANOVA  $p < 0.01$ ) mainly due to chloride content. The La Choza stream showed poor water quality with low concentration of dissolved oxygen, high concentration of phosphorus and ammonia, and high levels of BOD<sub>5</sub>. Reservoir and Reconquista 1 sites had similar values in most parameters, but

**Table 1** Summary of the parameters measured on water samples of each measuring point, and methodology used. All the measures were performed according to APHA (2005)

Parameter	Methodology
pH, temperature, electrical conductivity, dissolved oxygen	Hach portable instruments, HQ 40d multi
Soluble reactive phosphorus (SRP)	Ascorbic acid method
Ammonia	Phenate method
Nitrates	Cadmium reduction method
Nitrites	Colorimetric method
Chlorides	Ag <sup>+</sup> titration (Mohr method)
Total hardness	EDTA titration
Alkalinity	Sulfuric acid titration
5-Day biological oxygen demand	5-Day BOD test
Chemical oxygen demand	Closed reflux, colorimetric method
Heavy metals: As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn	Atomic absorption spectrometry
Suspended particulate organic (SPOM) and inorganic (SPIM) matter	Gravimetric method
Dissolved solids (DS)	Evaporation at 108 °C
Chlorophyll- <i>a</i> and phaeopigments	Spectrophotometrically according Aminot (1983)

Reconquista 2 site presented lower values of dissolved oxygen, and the highest BOD<sub>5</sub>, nutrients, and heavy metal concentrations. Thus, in the river, there was an increase of nitrate and a diminution of ammonia concentration that was promoted by the reservoir presence. However, this process is reversed downstream where we found a sharp increase in ammonia concentration. There was also a diminution of the suspended particulate organic/inorganic matter ratio in the reservoir in relation to the entries (Fig. 2, Mann–Whitney  $p < 0.005$ ) which suggests that the reservoir is successful in processing organic particulate matter.

Figure 3 shows a comparison for variables related with organic matter and eutrophication. A correlation analysis reveals an association among BOD<sub>5</sub>, PRS, ammonia and nitrite concentration ( $p < 0.001$ ).

We carried out a factorial analysis using the four factors that explained 68 % of total variance. The first factor was associated with dissolved salts (chloride, electrical conductivity, soluble solids, hardness, and arsenic); the second one was associated with BOD<sub>5</sub>, SRP, ammonium, and nitrites; the third factor was related to the organic and inorganic suspended materials; and the fourth factor was linked with chlorophyll-*a* (Fig. 4). Thus, the first axis was associated with geological characteristics, the second with eutrophication, the third with optical properties of the water, and the fourth with biological parameters. The last ones are less important in the explanation of variance, whereas those factors linked with salt

concentration and eutrophication are highly significant, explaining up to 45 % of the variance.

We drew a scatterplot considering the factor scores of every site including the first and the second factors (Fig. 5). The sites of the La Horqueta stream are at the bottom of the graph, representing higher water quality, whereas the Reconquista 2 stream sites, which have the highest contamination level, are at the top. The Durazno stream, characterized by its high salinity, is on the right. On the left of the graph is one sample from each stream that came from the summer of 2010 when a high flow condition took place a few days before the sampling date, decreasing the normal concentrations of most of the parameters, in particular those associated with the dissolved salts.

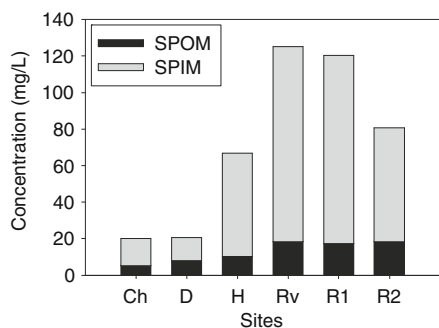
## Discussion

We found that streams that flow into the reservoir have different water quality. The La Choza stream had the poorest quality due to extremely low oxygen concentration, and high concentrations of phosphorus and ammonia. Similar findings have been reported by Basílico (2012) who studied the inputs of contaminants at the La Choza stream. Although the Durazno stream had higher water quality than La Choza, it showed higher chloride concentration and, therefore, higher values of electrical conductivity than this stream. This characteristic was also reported by Arreghini (2005)

**Table 2** Mean values and standard deviation (inside parentheses) of different variables and sampling sites, measured between August 2009 and November 2010 (number of samples per site=6)

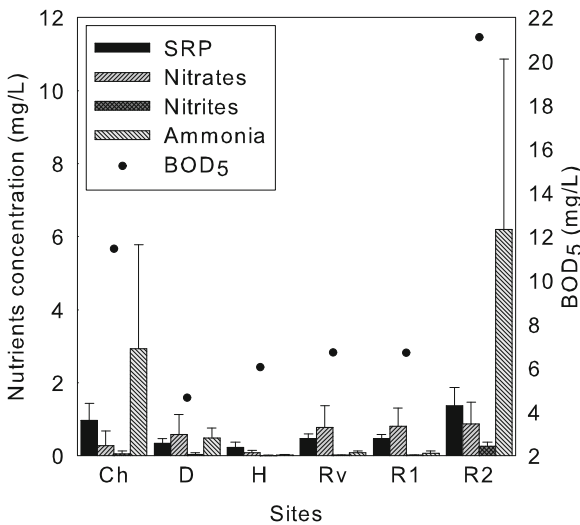
Streams	Durazno	La Choza	La Horqueta	Reservoir	Reconquista 1	Reconquista 2
Temperature (°C)	19.6 (7.05)	19.57 (6.64)	19.25 (6.08)	19.92 (5.57)	20.65 (6.16)	20.55 (5.38)
pH	8.33 (0.52)	8.00 (0.63)	8.45 (0.55)	7.78 (0.97)	8.24 (0.75)	7.35 (0.68)
EC ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	1430 (557)	1108 (476)	836 (391)	617 (327)	698 (256)	862 (335)
DO (mg/L)	7.33 (4.00)	1.05 (1.03)	6.50 (3.47)	5.18 (2.51)	6.72 (1.57)	3.28 (2.71)
DO saturation (%)	76.37 (37.42)	10.71 (9.83)	67.00 (32.87)	55.24 (25.33)	73.50 (12.50)	35.09 (26.06)
Alkalinity (mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	556.7 (232.7)	594.8 (55.4)	615.4 (190.3)	343.9 (59.1)	491.6 (282.2)	630.1 (171.5)
Hardness (mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	110.5 (70.7)	110.8 (40.6)	102.0 (30.8)	77.5 (30.1)	74.3 (17.5)	114.8 (28.3)
Chloride (mg/L)	112.02 (55.03)	46.53 (22.75)	15.68 (9.18)	31.46 (16.99)	33.50 (14.93)	51.66 (17.84)
Nitrites (mg $\text{N-NO}_2^-/\text{L}$ )	0.04 (0.04)	0.06 (0.07)	0.01 (0.01)	0.02 (0.01)	0.02 (0.01)	0.25 (0.12)
Nitrates (mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$ )	0.59 (0.62)	0.28 (0.41)	0.09 (0.08)	0.74 (0.59)	0.76 (0.52)	0.81 (0.63)
Ammonia (mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$ )	0.53 (0.25)	2.78 (2.93)	0.02 (0.02)	0.08 (0.06)	0.07 (0.06)	5.94 (4.94)
SRP (mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ )	0.34 (0.13)	1.00 (0.50)	0.25 (0.15)	0.47 (0.12)	0.47 (0.11)	1.42 (0.56)
BOD <sub>5</sub> (mg $\text{O}_2/\text{L}$ )	5.04 (2.78)	10.02 (3.51)	6.02 (2.68)	6.57 (2.42)	6.68 (1.05)	22.05 (12.24)
COD (mg $\text{O}_2/\text{L}$ )	36.86 (29.97)	41.43 (22.50)	40.83 (17.81)	60.31 (15.20)	58.62 (21.37)	76.48 (43.47)
Chlorophyll- <i>a</i> ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	13.70 (17.52)	39.33 (76.00)	25.42 (31.09)	28.25 (27.77)	32.16 (31.66)	26.33 (21.26)
Phaeopigments ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	3.41 (1.42)	1.11 (0.98)	12.33 (15.69)	41.65 (56.86)	18.47 (11.82)	13.33 (7.92)
SPM (mg/L)	20.15 (13.12)	19.78 (6.41)	71.46 (65.98)	133.04 (83.33)	112.76 (73.59)	76.07 (50.07)
SPOM (mg/L)	5.06 (2.68)	7.98 (3.83)	10.91 (8.83)	19.15 (11.78)	16.18 (10.71)	17.86 (9.72)
SPIM (mg/L)	15.05 (10.75)	11.86 (5.39)	51.71 (55.94)	114.41 (72.60)	96.43 (62.91)	58.56 (46.12)
DS (mg/L)	586.91 (527.22)	449.46 (398.87)	388.29 (313.12)	243.96 (286.68)	364.91 (260.40)	453.60 (303.32)
As ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	38.80 (25.52)	27.20 (16.13)	18.40 (8.26)	17.20 (8.14)	20.20 (10.06)	20.20 (6.02)
Cd ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	0.70 (0.27)	1.25 (1.37)	1.00 (0.61)	0.80 (0.27)	1.00 (0.61)	1.80 (2.36)
Cr ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	2.17 (0.41)	2.00 (0.00)	2.17 (0.41)	3.00 (2.00)	2.00 (0.00)	11.17 (13.29)
Cu ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	4.33 (3.01)	3.20 (1.64)	5.67 (1.51)	6.33 (3.44)	4.67 (2.34)	5.67 (1.97)
Pb ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	3.00 (1.90)	3.17 (2.40)	3.33 (1.86)	3.67 (2.34)	2.67 (1.86)	4.17 (3.31)
Zn ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	33.33 (30.20)	38.33 (45.86)	28.00 (22.57)	29.50 (39.87)	16.00 (6.16)	39.00 (17.37)

EC electrical conductivity; DO dissolved oxygen; SRP soluble reactive phosphorus; BOD<sub>5</sub> 5-day biological oxygen demand; COD chemical oxygen demand; SPM, SPOM, and SPIM suspended particulate total, organic and inorganic matter, respectively; DS dissolved solids; As arsenic; Cd cadmium; Cr chromium; Cu copper; Pb lead; Zn zinc

**Fig. 2** Average values of the suspended particulate inorganic matter and suspended particulate organic matter for the complete sampling period

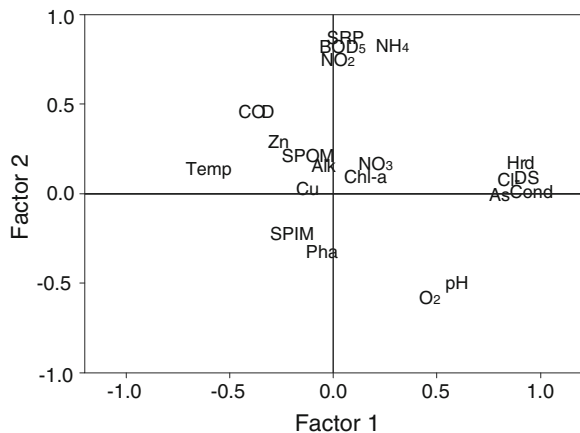
and may be related to local soil types. The La Horqueta stream showed low concentration of inorganic phosphorus and nitrogen but high occurrence of inorganic suspended materials. Unfortunately, there is no previous information about this stream. There were no industrial or urban installations upstream of the sampling point which would explain this finding, and we observed only cattle farming and scarce agricultural practices.

The mixture of the water that comes from the three different entries runs into the reservoir. This leads to an improvement of water quality due to the increase of dissolved oxygen. Once in the reservoir, a transformation of substances takes place (i.e., decrease in ammonia and increase in nitrate by oxidation), and as a result, there is a

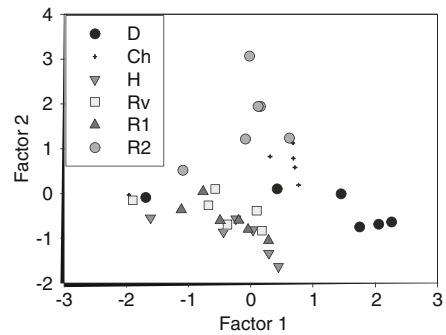


**Fig. 3** Average values and standard deviation of soluble reactive phosphorus, ammonia, nitrates and nitrites, and 5 days of biological oxygen demand

decrease in the risk of conversion from ionized ammonia to the highly toxic nonionized ammonia (Canadian Council of Ministers of the Environment 2010). This has special importance because concentrations up to 0.5 mg of N-NH<sub>3</sub> have been reported in the La Choza stream, where the highest contaminant concentrations



**Fig. 4** Results of the factor analysis (principal component extraction; Varimax rotation) based on the physical and chemical variables, nutrients, and heavy metal concentration. *SPOM/SPIM*, suspended particulate organic and inorganic matter; *DS*, dissolved solids; *NO<sub>3</sub>*, nitrates; *Temp*, temperature; *Cond*, conductivity; *O<sub>2</sub>*, oxygen; *Alk*, alkalinity; *Hrd*, total hardness; *BOD<sub>5</sub>*, 5-day biological oxygen demand; *COD*, chemical oxygen demand; *Cl<sup>-</sup>*, chlorides; *As*, arsenic; *Cu*, copper; *SRP*, soluble reactive phosphorus; *NH<sub>4</sub>*, ammonia; *NO<sub>2</sub>*, nitrites; *Chl-a*, chlorophyll-*a*; *Pha*, phaeopigments; *Zn*, zinc



**Fig. 5** Scatterplot of the scores for the sampling sites based on the factor analysis results. *D*, Durazno stream; *Ch*, La Choza stream; *H*, La Horqueta stream; *Rv*, inside the Reservoir; *R1*, Reconquista River after the dam; *R2*, Reconquista River, 17 km downstream

and the lowest levels of dissolved oxygen of all the headwaters were found. When water enters to the reservoir, there is a decrease in velocity, and as a consequence, there is an expected reduction in suspended particulate matter content. However, an increase of the suspended particulate matter was found in our study that is opposite to the expected trend. It has been demonstrated that wind and convective processes can lead to mixing of the water column (MacIntyre et al. 2002), causing the resuspension of particulate material like clay and silt. In addition, the shallowness of the reservoir facilitates the occurrence of these processes as relatively little energy is required to mix the whole water column.

The Reconquista River at its origin has good water quality and is similar to the water in the reservoir. The reservoir can be thought of as a facultative pond where the wind promotes the mixture and oxygenation of the water column. It is this oxygenation process that would contribute to the degradation of the organic matter and the chemical transformation of nitrogen compounds from reduced forms to oxidized ones (Faleschini and Esteves 2011). However beyond the reservoir, the input of different types of effluents downstream produces a fast decrease in water quality that causes a reduction in dissolved oxygen concentration and an increase in several contamination parameters such as suspended particulate organic/inorganic matter ratio, BOD<sub>5</sub>, COD, and nitrite, ammonia, and phosphorus concentration. As a result, Reconquista 2 site shows a high level of pollution.

It is important to mention that prior to the sampling of summer 2010, there was a very important flood which produced a rise in water level at the reservoir

of about 1 m. Immediately after this event, we observed a decrease in the concentration of suspended materials, nutrients, dissolved solids, chlorophyll-*a*, and metals, as well as a reduction in dissolved oxygen at all sampling sites. Thus, the flood event caused a homogenization and decrease in the variability of the water bodies (Vilches et al. 2011). This is shown in the left of Fig. 5 where we observed that the sites sampled in summer 2010 are aggregated.

Although the concentration of heavy metals shows random variations with values lower than the limits for recreational activities and water quality for human use according to Buenos Aires province legislation, a significant increase in the concentration of chromium was registered at Reconquista 2 site in comparison with the previous sampling site (Mann–Whitney,  $p=0.022$ ). This is caused by the presence of industries upstream which spill effluents into the river with little or no previous treatment. On the other hand, high concentrations of arsenic are present in the Pampean soils due to their volcanic origin and are therefore are not related to anthropogenic activities as mining or agriculture (Rosso et al. 2011). The streams receive the arsenic from the first aquifer which has frequent connection with them, resulting in higher concentrations of arsenic than expected; this is the case of the Durazno and La Chozas streams. However, in the reservoir, there is a diminution of arsenic concentration, possibly due to the precipitation of arsenic salts such as ferric arsenate, the interaction with humic substances, or the absorption of arsenate by algae (Harper and Kingham 1992; Mucci et al. 2000; Romero et al. 2004; Taggart et al. 2004).

The presence of a reservoir usually reduces the wide fluctuations of physical and chemical parameters such as hardness and alkalinity (Love 1967); however, we found that the variability of these parameters in the reservoir water was similar to the variability of the streams.

The reservoir receives water from three streams with different water quality. Our results suggest that the Roggero reservoir has a depuration role that increases water quality by physical and chemical changes particularly by decreasing the suspended particulate organic/inorganic matter ratio, increasing the water oxygen concentration and the transformation of inorganic nitrogen to forms less toxic to organisms. Luna et al. (2002) asserts that the increase in hydraulic residence time at the reservoir favors the sedimentation

and decomposition of organic compounds allowing the depuration processes. However, the well-being of the river downstream the dam is critically poor due to the presence of point and nonpoint sources of pollution from human settlements and industries without depuration stations or with inadequately functioning depuration systems that reverse the amelioration of water quality that occurs at the reservoir within a few kilometers.

**Acknowledgments** This study was supported by the Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica through the PICT 2007–00371 and Universidad Nacional de Luján. We thank the “Reserva Municipal Los Robles”, Martín Da Silva, Eduardo Zunino, Carolina Rodriguez Castro, and Renata Menendez-Helman for their collaboration in the field surveys; the owners of the field near the La Horqueta sample site; and Lucy Bridgman for the language review. We also thank the anonymous reviewers.

## References

- Aminot A (1983) Measurement of chlorophyll and phaeopigments through spectrophotometry. In: Aminot A and Chayssied M (eds) *Manuel des analyses chimiques en milieu marin* (177–192). France: Cent Nat pour l'Exploit des Oceans (In French)
- APHA (American Public Health Association). (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington: APHA.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R., & de Iorio, A. F. (2005). Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the “Pampa Ondulada” (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica*, 24, 225–236.
- Basilico, G., de Cabo, L., & Faggi, A. (2012). Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in batch reactors. *Journal of Environmental Management*, 115, 53–59.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2010) Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: ammonia. In: *Canadian environmental quality guidelines (1999)*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg
- Faleschini, M., & Esteves, J. L. (2011). Characterization and degradation process of sludge profiles inside a facultative pond (Patagonia, Argentina). *Water Science and Technology*, 64, 2239–45.
- Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., & Philippon, X. (1999). Biogeochemical budgets in three large reservoirs of the seine basin (Mame, Seine and Aube reservoirs). *Biogeochemistry*, 47, 119–146.
- Harper, T. R., & Kingham, N. W. (1992). Removal of arsenic from wastewater using chemical precipitation methods. *Water Environment Research*, 64, 200–203.



- Harrison, J. A., Maranger, R. J., Alexander, R. B., Giblin, A. E., Jacinthe, P. A., Mayorga, E., et al. (2009). The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, *93*, 143–157.
- INDEC (National Institute of Statistics and Census, Argentina). <http://www.censo2010.indec.gov.ar/> Accessed 23 June 2011 (In Spanish)
- Love, R. W., Lewis, A., Young, A., & Hartung, H. O. (1967). Water quality in the Missouri River: progress and prospects. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, *39*, 1986–2007.
- Luna DS, Salusso MM, Moraña LB (2002) *Depuration process in rivers and reservoirs from the Northwest of Argentina (Salta and Tucumán)*. Catamarca: Producciones Científicas, Sección Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Catamarca, 12 pp (In Spanish)
- MacIntyre, S., Romero, J. R., & Kling, G. W. (2002). Spatial-temporal variability in surface layer deepening and lateral advection in an embayment of Lake Victoria, East Africa. *Limnology and Oceanography*, *47*, 656–671.
- Marcé, R., Feijoó, C., Navarro, E., Ordoñez, J., Gomá, J., & Armengol, J. (2007). Interaction between wind-induced seiches and convective cooling governs algal distribution in a canyon-shaped reservoir. *Freshwater Biology*, *52*, 1336–1352.
- Mucci, A., Richard, L. F., Lucotte, M., & Guignard, C. (2000). The differential geochemical behavior of arsenic and phosphorus in water column and sediments of Saguenay Fjord Estuary, Canada. *Aquatic Geochemistry*, *6*, 293–324.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, *4*, 439–473.
- Romero, F. M., Armienta, M. A., & Carrillo-Chavez, A. (2004). Arsenic sorption by carbonate-rich aquifer material, a control on arsenic mobility at Zimapán, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *47*, 1–13.
- Rosso, J. J., Troncoso, J. J., & Fernández-Cirelli, A. (2011). Geographic distribution of arsenic and trace metals in lotic ecosystems of the Pampa Plain, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *86*, 129–132.
- Rovedatti, M. G., Castañé, P. M., Topalián, M. L., & Salibián, A. (2001). Monitoring of organochlorine and organophosphorus pesticides in the water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Water Research*, *35*, 3457–3461.
- Salibián, A. (2006). Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, *185*, 35–65.
- Taggart, M. A., Carlisle, M., Pain, D. J., Williams, R., Osborn, D., Joyson, A., et al. (2004). The distribution of arsenic in soils affected by Aznalcóllar mine spill, SW Spain. *Science of the Total Environment*, *232*, 137–152.
- Topalián ML, Castañé PM (2003) Chemical index apply for the evaluation of the water quality of the Reconquista River. In: *The waters of the river are muddy in the greater metropolitan area of Buenos Aires*. Ed. Al Margen y Departamento de Publicaciones-Universidad Nacional de General Sarmiento, Argentina (in Spanish). 157 pp.
- Topalián, M. L., Castañé, P. M., Rovedatti, M. G., & Salibián, A. (1999a). Principal component analysis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *63*, 484–490.
- Topalián, M. L., Rovedatti, M. G., Castañé, P. M., & Salibián, A. (1999b). Pollution in a lowland river system. A case study: the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Water Air Soil Pollution*, *114*, 287–302.
- Vilches, C., Giorgi, A., Mastrángelo, M., & Ferrari, L. (2011). Effect of non-point pollution on the water quality of Pampean streams. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *87*, 147–151.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice-Hall. 663 pp.