



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Ecología, Genética y Evolución

**BASES PARA LA CLASIFICACIÓN, MONITOREO Y REMEDIACIÓN DE  
UN RÍO DE LLANURA. UNA APROXIMACIÓN A NIVEL DE CUENCA**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de  
Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas

**Arreghini Silvana**

Director de Tesis: Alicia Fabrizio de Iorio

Director Asistente: Laura de Cabo

Consejero de Estudios: Irina Izaguirre

Lugar de trabajo: Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires  
Museo Argentino de Ciencias Naturales B. Rivadavia

Buenos Aires, 2008

---

## Indice

Introducción.....	1
<b>Parte 1</b>	
Respuesta de la hidroquímica del río Reconquista a los usos de la tierra y a las precipitaciones. Identificación de un área de referencia.....	16
<b>Capítulo 1</b>	
<b>Calidad de aguas en la cuenca del río Reconquista y su relación con los usos de la tierra.....</b>	<b>17</b>
Introducción.....	18
Características fisiográficas de la cuenca del Río Reconquista.....	21
Area de estudio.....	23
Objetivo.....	31
Objetivos particulares.....	31
Materiales y métodos.....	32
Etapa 1: Desarrollo del muestreo para la caracterización física y química de las aguas superficiales de la cuenca del río Reconquista....	32
Etapa 2: Ampliación del muestreo en la alta cuenca. Relación con las precipitaciones.....	32
Análisis Físico y químico.....	32
Análisis estadístico.....	34
Resultados y Discusión.....	35
Etapa 1: Desarrollo del muestreo para la caracterización física y química de las aguas superficiales de la cuenca del río Reconquista...	35
Oxígeno disuelto.....	35
Nitrógeno, fósforo y carbono .....	38
Sólidos suspendidos .....	42
Salinidad y composición iónica.....	45
Ordenamiento de las muestras.....	49
Metales pesados .....	53
Etapa 2: Ampliación del muestreo en la alta cuenca. Relación con las precipitaciones.....	65
<b>Capítulo 2</b>	
<b>Dinámica de la calidad del agua del área de referencia.....</b>	<b>72</b>
Introducción.....	73
Objetivo.....	75

Objetivos particulares.....	75
Materiales y métodos.....	76
Análisis físico y químico.....	76
Análisis estadístico.....	76
Estimación del caudal.....	77
Resultados y Discusión.....	79
Características geomorfológicas del área de referencia.....	79
Análisis del modelo hidrológico.....	81
Dinámica de las variables físicas y químicas del agua superficial del sitio de referencia en relación al caudal.....	83
<b>Parte 2</b>	
Sedimentos contaminados con zinc y su relación con la vegetación.....	96
<b>Capítulo 3</b>	
<b>Tolerancia de <i>Schoenoplectus californicus</i> a elevadas concentraciones de zinc en sedimentos. Movilidad ambiental y biodisponibilidad del metal.....</b>	97
Introducción.....	98
Objetivo.....	100
Objetivos particulares.....	100
Hipótesis.....	100
Materiales y métodos.....	101
Diseño experimental.....	101
Análisis estadístico.....	103
Resultados y Discusión.....	105
Movilidad del zinc en el sistema agua-sedimento.....	105
Absorción de zinc por <i>S. californicus</i> y distribución en las diferentes partes de la planta.....	109
Toxicidad de zinc en <i>S. californicus</i> . Efecto sobre la biomasa y la altura.....	111
<b>Capítulo 4</b>	
<b>Efecto de la materia orgánica sobre la movilidad ambiental y biodisponibilidad del zinc para <i>Schoenoplectus americanus</i>. Implicancias para la tolerancia.....</b>	117
Introducción.....	118
Objetivo.....	121
Objetivos particulares.....	121

Hipótesis.....	121
Materiales y métodos.....	123
Diseño experimental.....	123
Análisis estadístico.....	124
Resultados y Discusión.....	125
Distribución y biodisponibilidad del zinc en sedimentos con distinto nivel de materia orgánica.....	125
Absorción de zinc por <i>S. americanus</i> y distribución en las diferentes partes de la planta.....	130
Toxicidad del zinc en <i>S. americanus</i> con distinto nivel de materia orgánica en el sedimento.....	132
Efecto sobre el crecimiento.....	132
Efectos sobre las relaciones alométricas.....	138
<b>Capítulo 5</b>	
<b>Descomposición de vástagos de <i>S. californicus</i> contaminados con zinc...</b>	<b>143</b>
Introducción.....	144
Objetivo.....	146
Objetivos particulares.....	146
Hipótesis.....	146
Materiales y métodos.....	147
Resultados y Discusión.....	149
Descomposición a través del tiempo.....	149
Variaciones físicas y químicas en el agua.....	161
Dinámica del zinc durante la descomposición.....	164
<b>Conclusiones.....</b>	<b>172</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>184</b>
<b>Apéndice.....</b>	<b>207</b>

## Abreviaturas utilizadas

- CHO1: Sitio de muestro sobre el arroyo La Choza a 21,5 km aguas arriba de su desembocadura.
- CHO2: Sitio de muestro sobre el arroyo La Choza, a 11 km aguas arriba de su desembocadura.
- CHO3: Sitio de muestro sobre el arroyo La Choza, a 3,5 km aguas arriba de su desembocadura.
- DUR1: Sitio de muestro sobre el arroyo Durazno, a 19km aguas arriba de su desembocadura.
- DUR2: Sitio de muestro sobre el arroyo Durazno, a 12km aguas arriba de su desembocadura.
- DUR3: Sitio de muestro sobre el arroyo Durazno, a 3km aguas arriba de su desembocadura.
- CAS: Sitio de muestro sobre el cauce principal del río Reconquista, aproximadamente 3km río abajo de su nacimiento en el Embalse Roggero.
- REY: Sitio de muestro sobre el cauce principal, a 20km de su nacimiento.
- GOR: Sitio de muestro sobre el cauce principal, a 40km de su nacimiento.
- SMT: Sitio de muestro sobre el cauce principal, a 60km de su nacimiento.
- BAN: Sitio de muestro sobre el cauce principal, a 70km de sus nacientes.
- MOR: Sitio de muestro sobre el arroyo Morón, en el puente del Camino del Buen Ayre.
- CE: Conductividad eléctrica
- COD: Carbono orgánico disuelto
- COP: Carbono orgánico particulado
- COT: Carbono orgánico total
- MO: Materia orgánica
- NID: Nitrógeno inorgánico disuelto
- N Kj: Nitrógeno Kjeldahl
- OD: Oxígeno disuelto
- PRS: Fósforo reactivo soluble
- PT: Fósforo total
- SS: Sólidos suspendidos
- T<sub>c</sub>: Tratamiento control del ensayo con *S. californicus* (capítulo 3).
- T<sub>bZn</sub>: Tratamiento con el agregado de 500 ppm de Zn del ensayo con *S. californicus* (capítulo 3).
- T<sub>aZn</sub>: Tratamiento con el agregado de 2000 ppm de Zn del ensayo con *S. californicus* (capítulo 3).
- LS<sub>c</sub>: Tratamiento control con sedimentos con bajo contenido de MO del ensayo con *S. americanus* (capítulo 4).
- AS<sub>c</sub>: Tratamiento control con sedimentos con alto contenido de MO del ensayo con *S. americanus* (capítulo 4).
- LS<sub>Zn</sub>: Tratamiento control con sedimentos con bajo contenido de MO y agregado de 2000 ppm de Zn del ensayo con *S. americanus* (capítulo 4).
- AS<sub>Zn</sub>: Tratamiento control con sedimentos con alto contenido de MO y agregado de 2000 ppm de Zn del ensayo con *S. americanus* (capítulo 4).
- T<sub>1</sub>: Tratamiento con detritos con baja concentración de Zn (capítulo 5)
- T<sub>2</sub>: Tratamiento con detritos con concentración moderada de Zn (capítulo 5)
- T<sub>3</sub>: Tratamiento con detritos con alta concentración de Zn (capítulo 5)

## Resumen

### BASES PARA LA CLASIFICACIÓN, MONITOREO Y REMEDIACIÓN DE UN RÍO DE LLANURA. UNA APROXIMACIÓN A NIVEL DE CUENCA

Esta tesis presenta un estudio de la relación entre la composición química del agua del río Reconquista y el uso de la tierra en la cuenca. Nuestro trabajo nos permitió identificar las principales fuentes de contaminación. En la cuenca alta la escorrentía regula las características físico-químicas del agua, predominando los ciclos biogeoquímicos naturales. Las cuencas media y baja muestran un progresivo deterioro de la calidad del agua, donde los aportes de la actividad antrópica modifican los ciclos y procesos característicos del río. Las características del arroyo Durazno permiten definirlo como zona de referencia. La calidad de sus aguas cambia rápidamente, aún con la baja intervención humana, por su alta dependencia del caudal. Las precipitaciones producen un aporte de SS, COD, COP, sustancias húmicas y/o nutrientes, dependiendo de las condiciones previas de humedad de los suelos; en condiciones de bajo caudal la composición química del arroyo responde a las características del agua subterránea. El zinc es uno de los principales contaminantes de los sedimentos del río Reconquista. La simulación de un evento de contaminación por el agregado de zinc en un ensayo aumentó la concentración total de Zn en sedimento y en todas sus fracciones, principalmente en los óxidos de Fe y Mn, mostrando la importancia de los sedimentos como sumideros del metal. En sedimentos ricos en materia orgánica, la elevada CIC permite una importante asociación del metal a la fracción intercambiable. Estos sedimentos retienen mayores niveles de zinc, removiéndolo de la columna de agua y reduciendo el riesgo potencial para la biota. Nuestro estudio muestra que las plantas de *Schoenoplectus californicus* crecidas en sedimentos contaminados captan mayores concentraciones de Zn y su concentración en rizomas responde a los incrementos del metal en la fracción intercambiable. Los rizomas de *S. californicus* y de *Schoenoplectus americanus* constituyen una de las principales estructuras de acumulación de zinc, indicando una estrategia de tolerancia que preserva las estructuras fotosintéticas. Sin embargo, ante concentraciones extremadamente altas, estas plantas son incapaces de inhibir la traslocación del metal, alcanzándose concentraciones fitotóxicas en vástagos. La toxicidad además se manifiesta en cambios en las relaciones alométricas, observándose plasticidad real y sugiriendo que la medición *in situ* de variables morfométricas puede brindar información sobre las condiciones de crecimiento de las plantas y constituir indicadores de alerta temprana de contaminación por metales pesados. La descomposición de vástagos de *S. californicus* con diferentes contenidos de Zn puede ser explicada mediante una función doble exponencial, que representa dos fases bien definidas (lixiviación y descomponedores) con tasas de decaimiento específicas. El comportamiento de los detritos como sumidero/fuente de metal se encuentra condicionado por la concentración inicial de zinc. La amplia distribución, el rápido crecimiento y la tolerancia de estas plantas a concentraciones de zinc relativamente altas permiten considerarlas organismos promisorios para el tratamiento de efluentes, al mejorar la calidad del agua y estabilizar al metal en el sedimento. Dado que ambas especies pueden crecer sobre las márgenes del río Reconquista sin que resulten afectadas su biomasa aérea y altura de vástagos, podrían atenuar los aportes de contaminantes desde las áreas circundantes, sin embargo deberá tenerse en cuenta el comportamiento de los detritos contaminados en la planificación de las estrategias de remediación y preservación. La propuesta metodológica presentada en esta tesis contribuye a describir los procesos que ocurren a nivel de cuenca con el fin de lograr un manejo apropiado de la calidad del agua superficial basándose en procesos eco-hidrológicos, resaltando la importancia de preservar la vegetación litoral.

Palabras claves: río Reconquista, caudal, zona de referencia, juncos, fitorremediación, metales pesados, zinc, sedimentos, contaminación, alometría, descomposición, ecohidrología.

## Abstract

### BASIS FOR THE CLASSIFICATION, MONITORING AND REMEDIATION OF LOWLAND RIVER. APPROACH AT BASIN SCALE

This thesis presents a study of the relationship between water chemical composition of Reconquista river and its basin land use. Our work allowed us to identify the main pollution sources. At the upper basin, runoff controls the physical and chemical characteristics, thus prevailing the natural biogeochemical cycles. The middle and low basins show progressive deterioration of water quality, where the inputs by human activities modify the characteristic cycles and process of the river. The special features of Durazno stream allow it to be defined as a reference area for the Reconquista basin. Although the area presents low human activity, water quality change rapidly due to its dependence on flow. Runoff produces input of suspended solids, dissolved and particulate organic carbon, humic substances and/or nutrients, according to the previous moisture condition of soils; at low flow conditions, chemical composition is similar to groundwater. The zinc is the one of the main sediment pollutant. The simulation of the pollution event by Zn spike through an essay increases total zinc concentration in sediment and in all the other fractions, mainly in oxides of Fe and Mn, thus showing the importance of sediments as sink of Zn. In sediments rich in organic matter, high CEC allows an important association of Zn to the exchangeable fraction. These sediments retain higher Zn concentrations, removing it from the water and reducing potential risk for biota. Our studies show that the uptake of Zn by plants of *Schoenoplectus californicus* growing in contaminated sediments was higher, and rhizome concentrations respond to increment of Zn in the exchangeable fraction. The rhizomes of *S. californicus* and *Schoenoplectus americanus* are the main accumulation structures for Zn, thus indicating a tolerance strategy to preserve photosynthetic structures. However, at severely high concentrations of Zn, they can not inhibit metal translocation, attaining phytotoxic concentration in their shoots. Toxicity, also manifest itself in changes in allometric relationships, showing real plasticity and suggesting that measures *in situ* of morphometric variables may offer some information about plant growth conditions and may be indicators of early alert to heavy metal contamination. Decomposition of shoots with different Zn contents can be described through a double exponential function that represents two phases (lixiviation and decomposers) with specific decay rates. The sink/source behavior of detritus is conditioned by initial Zn concentration. Because of their wide distribution, fast growth and its tolerance to high Zn levels, these species can be considered as the promising organisms to be used for remediation in constructed wetlands for effluent treatment. This is based on the fact that their presence improves water quality and stabilizes metal in the sediment. Since both species could grow at the Reconquista margins without biomass and shoot height been affected, they can attenuate the pollutant inputs from neighbors areas. However, the behavior of contaminated detritus should be considered in the design of remediation and preservation strategies. The methodological proposal presented in this thesis contributes to describe the process that occur at basin scale in order to attain an appropriate management of water quality, thus taking into account eco-hydrological processes and to standing out the importance of preserving littoral vegetation.

Keywords: Reconquista river, flow, reference area, bulrush, phytoremediation, heavy metals, zinc, sediment, pollution, allometry, decomposition, ecohydrology.

## Agradecimientos

La elaboración de esta tesis doctoral ha representado una etapa de gran importancia en mi vida profesional y personal. Resulta difícil en este momento discernir con precisión a las numerosas personas e instituciones que me brindaron su invaluable apoyo durante este extenso periodo. Creo sin embargo que esto resalta la importancia que para el progreso de la investigación y de toda actividad humana, tienen la solidaridad y la generosidad. Agradezco a mi extensa familia que me brindó siempre su no menos extenso apoyo y la contención necesaria en momentos difíciles. En primer lugar a Roberto, mi marido, por su paciencia y amor y por el apoyo que siempre recibí; a mis padres y a mi hermana Lorena por su compañía permanente. En particular, agradezco a mi primo Mauro por su ayuda en la utilización de ecuaciones matemáticas; a María por su constante interés y por la lectura del manuscrito; a Horacio y a Martín.

A mis directoras de tesis Alicia y Laura por su guía y acompañamiento en el trabajo cotidiano, y de quienes he aprendido muchas cosas, no sólo en el ámbito científico sino también personal, por su consideración y confianza que siempre tuvieron hacia mí y que he considerado inmerecidas; y por todo lo que hemos compartido juntas, por el cariño, el respeto y la generosidad que recibí desde el primer momento, y por enseñarme a persistir cuando todo parecía indicar que lo más prudente era desistir.

Agradezco a mis Consejeras de estudio, la Dra. Inés Malvárez y la Dra. Irina Izaguirre.

Agradezco a mis docentes y compañeros de estudio y de trabajo que me estimularon a continuar por este camino, en particular a Ana, Martha y Alicita, y a mis alumnas y alumnos de la Cátedra de Química Analítica de la Facultad de Agronomía de la UBA, en particular Florencia, Cecilia, María Paz, Fernando y Guido por su permanente colaboración y por la alegría con la que siempre me acompañaron en el desarrollo de esta tesis. También a Carina y a Pablo por su siempre buena disposición.

Agradezco a Cristian Salinas por todo lo que me enseñó en el manejo de software y equipos y por su ayuda en las numerosas campañas de muestreo.

Agradezco al Ingeniero Rafael Seoane por su colaboración en temas relacionados con la hidrología.

Agradezco al Instituto de Clima y Agua del INTA Castelar por los datos de precipitaciones del área gratuitamente brindados.

Agradezco a la Facultad de Agronomía de la UBA y al Museo de Ciencias Naturales por facilitarme la realización de esta tesis.

Agradezco a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires y a la UBA por el apoyo y las becas otorgadas, imprescindibles para la concreción de esta tesis.

y a todos aquellos que de alguna manera han contribuido en el desarrollo de la misma.

A todos Gracias  
Silvana



*a Roberto*

*al Papà e alla Mamma*

*“Heráclito dijo, lo he repetido demasiadas veces, que nadie  
bebe dos veces en un mismo río, porque el río fluye y nosotros  
no somos menos fluidos que ese río...”*

*Jorge Luis Borges*

# Introducción

La composición química de los ríos está determinada por diversos factores, entre los cuales pueden citarse los aportes directos del agua de lluvia, la deposición atmosférica, las descargas de contaminantes a través de vertidos puntuales, los procesos biológicos, la escorrentía superficial o subsuperficial del área de drenaje, y el aporte desde las napas freáticas en épocas de bajo caudal. [Ward \(1989\)](#) consideró que, además de una dimensión longitudinal que expresa la variación a lo largo del curso de agua, y la dimensión temporal que marca las variaciones estacionales, existen otras componentes que determinan las características de los sistemas fluviales, como ser la interacción con su área de drenaje. La combinación de estas componentes resulta en un conjunto de características que permiten clasificar el estado del río y de su cuenca en cuanto a la calidad de sus aguas. Esta clasificación constituye una herramienta que posibilita la evaluación del estado actual de un río, su respuesta frente a un disturbio y su habilidad para recuperarse de éste ([Gordon et al., 1994](#)).

El sistema de agua superficial interactúa continuamente con los sistemas de agua atmosférica y subsuperficial.

Los ríos son vías de flujo de materiales y energía que junto con los disturbios frecuentes e intensos que estos sistemas experimentan y su naturaleza lineal y estrecha, crean problemas para la conservación de la biodiversidad y del funcionamiento del ecosistema sometido a la influencia humana ([Richardson et al., 2007](#)).

En los sistemas fluviales las variaciones estacionales de los parámetros físico-químicos y biológicos dependen ampliamente del régimen hidrológico. La comprensión de estas relaciones permitiría evaluar la vulnerabilidad de los ecosistemas al impacto humano ([Zalewski et al., 1997](#)). La aproximación a nivel de cuenca para la comprensión de los procesos ocurridos en los cursos de agua que permite una adecuada planificación para la restauración de los mismos, ha cobrado notable importancia en los últimos años ([Bohn y Kershner, 2002](#)). Algunas de las preguntas que conducirán a una adecuada planificación son: ¿Cuáles son los principales procesos que dominan en las diferentes escalas? ¿Cómo han sido alterados tales procesos? ¿Cuál es el punto final de la restauración?

En diversos planes para la restauración o rehabilitación de cuencas en el mundo se han identificado objetivos a tener en cuenta antes de proponer un

programa: ¿Cuáles son los procesos dominantes de alteración del sistema? ¿A qué escalas operan? ¿Cómo se han alterado los procesos y funciones del sistema? ¿Cuáles son los componentes de la cuenca a restaurar o rehabilitar? ¿Cuál es el punto final de la restauración o rehabilitación? A lo largo del primer capítulo de la presente tesis se intentarán abordar algunas de estas cuestiones desde una perspectiva de cuenca, integrando información que permitirá caracterizar los procesos biológicos, físicos y químicos. La metodología aplicada, en cuanto a su enfoque, representa una novedad en nuestro medio respecto al tratamiento de los problemas de contaminación, ya que se aplica el paradigma de la ecohidrología a nivel de cuenca. La ecohidrología estudia la interacción entre la ecología y la hidrología. Su primer principio define la cuenca de un río como una fusión de los procesos hidrológicos que determina cuándo y dónde la biota acuática estable y predecible comienza a jugar un rol estabilizador sobre la calidad del agua. En el segundo principio, la ecohidrología considera a la cuenca de un río como un superorganismo, es decir que cada habitante de la cuenca es un componente intrínseco de una entidad, como una célula en un organismo. El tercer principio postula que la utilización de las propiedades de los ecosistemas como herramientas de manejo puede incrementar la capacidad del mismo para afrontar el stress producido por las actividades antrópicas ([Zalewski, 2002](#)). Un enfoque sistémico que integra conceptos de ecología e hidrología a nivel de cuenca proporciona una valiosa herramienta para la identificación de los procesos de alteración y para la implementación de actividades de restauración o de rehabilitación a una escala apropiada, tendiendo a la recuperación de la funciones del ecosistema en cuestión. Asimismo, el estudio de los procesos de resistencia, resiliencia o de la capacidad buffer de los ecosistemas son herramientas indispensables para la evaluación de medidas de recuperación de los mismos.

Los servicios de los ecosistemas pueden ser definidos como cualquier función del ecosistema percibida como un beneficio para la sociedad ([Cairns y Heckman, 1996](#)). Este concepto supone una nueva aproximación interdisciplinaria que se centra en la exploración de las interacciones complejas que se establecen entre los sistemas naturales y humanos. Como todos los otros ecosistemas, los de agua dulce exhiben un conjunto de condiciones físicas y químicas, y una variabilidad espacial y temporal que en su conjunto le confieren carácter y apoyo a las comunidades y servicios contenidos en ellos. La mejor manera de conservar

los procesos y la biodiversidad de los ecosistemas de agua dulce es entender y preservar hasta donde sea posible, el conjunto de características fundamentales (físicas, químicas, biológicas, así como las variaciones espaciales y temporales) que definen un ecosistema de agua dulce en particular. Algunos de los servicios prestados por los ecosistemas saludables de agua dulce son: transporte, control de inundaciones (que también pueden ser proporcionados por ecosistemas degradados), depósito de nutrientes en áreas agrícolas en las planicies de inundación, purificación natural de desechos, hábitat que sostiene la diversidad biológica, moderación y estabilización de microclimas urbanos y naturales, retención de nutrientes, estética y recreación ([Braga, 2000](#)).

La creciente demanda de servicios de los ecosistemas y las constantes presiones ejercidas sobre ellos, ha llevado al deterioro progresivo de los mismos. Las actividades destinadas a restaurar los ecosistemas son ahora un hecho corriente en muchos países. Se pueden establecer ecosistemas con algunas características similares a las que existían antes de la conversión y ellos pueden brindar algunos de los servicios de los ecosistemas originales. Sin embargo, el costo de la restauración es por lo general extremadamente alto comparado con el costo de prevenir la degradación de los ecosistemas. Además, no todos los servicios pueden restaurarse y los que están severamente degradados pueden requerir un tiempo considerable para su restauración.

La recuperación de las comunidades acuáticas depende de la restauración de los procesos y funciones que operan en la cuenca, lo cual implica un esfuerzo interdisciplinario para diagnosticar los procesos y funciones claves que pudieron estar comprometidos ([Kershner, 1997](#)).

La identificación de las condiciones de referencia es uno de los puntos cruciales en el análisis de una cuenca destinado a la restauración y juegan un rol muy importante en la determinación del rango de posibilidades de las condiciones deseadas a futuro ([Kershner, 1997](#)).

La caracterización de un cuerpo de agua es una tarea compleja que requiere del conocimiento de procesos físicos, químicos, geológicos y biológicos, así como de sus interacciones. Al evaluar su composición química, deben considerarse los componentes del ciclo hidrológico, las propiedades del suelo y de los sedimentos, el uso de la tierra, la actividad de los organismos en la cuenca de drenaje y las posibles perturbaciones de origen antrópico. Sin embargo esta

evaluación no puede realizarse estudiando separadamente estos aspectos, sino que se impone la necesidad de integrar el conocimiento de los procesos (pe: hidrológicos y biológicos) en un marco más amplio, tanto conceptual como geográfico, que permita apreciar las propiedades emergentes del sistema. Este objetivo puede ser alcanzado al extender el estudio a un área de cuenca ([Zalewski, 2002](#)).

La composición química de un cuerpo de agua es un aspecto fundamental en la caracterización, ya que no solamente se encuentra determinada por numerosos factores interactuantes, sino que además es un condicionante fundamental para el éxito de las comunidades bióticas. [Petts y Calow \(1996\)](#) sostienen que la identificación y cuantificación de las influencias naturales y antropogénicas sobre la composición química de los cuerpos de agua deberían ser una parte importante en los planes de manejo de aguas y tierras en una cuenca. Debe considerarse además que la calidad del agua es uno de los principales tópicos en el desarrollo sustentable, especialmente en las áreas húmedas de América Latina, donde los problemas del agua están más relacionados con la preservación de su calidad que con su escasez.

La rehabilitación es propuesta como una estrategia de manejo para revertir las consecuencias negativas de la degradación de un cuerpo de agua. [Brown y Lugo \(1994\)](#) definen los conceptos asociados a la modificación del ecosistema (conversión, daño, degradación) y aquellos relacionados con la reparación del mismo (reclamación, rehabilitación, restauración). Debido a que las áreas dañadas no pueden contribuir efectivamente al desarrollo económico sostenido, la rehabilitación de estas áreas es un paso necesario para incrementar las posibilidades de alcanzar la sustentabilidad (Brown y Lugo, *op cit.*). La “conversión” consiste en cualquier modificación de un ecosistema natural maduro; por lo cual es un término que involucra un amplio espectro de cambios. “daño”, en cambio, es un término más restringido, y que es aplicado a áreas incapaces de ser recuperadas a la condición original (ecosistema maduro) debido a que uno o más de sus atributos claves (suelos, biota, morfología, hidrología, etc.) ha sido severamente modificado. Sin embargo, estas áreas aún tienen la capacidad de producir algunos beneficios y servicios que satisfacen las necesidades humanas. El término “degradación” generalmente se aplica cuando cualquiera de

las reservas del ecosistema (materia orgánica del suelo, nutrientes del suelo, bancos de semillas, biomasa) han sido reducidas al tal punto que las entradas naturales no pueden recuperarlas a su estado original. Los contaminantes químicos también producen degradación y vuelven al ecosistema no útil para la gente. Estos cambios producidos en los ecosistemas pueden ser revertidos en diferente grado, dependiendo de la severidad del mismo. La “reclamación” es el proceso por el cual las áreas verdaderamente degradadas recuperan alguna medida de función biológica y productividad, este proceso, sin embargo, frecuentemente es detenido por severas limitaciones del sitio o la biota. La “rehabilitación” es el regreso de cualquier ecosistema convertido, dañado o degradado, a un ecosistema completamente funcional, independientemente de sus condiciones originales o el estado final deseado. La “restauración” ocurre cuando cualquier ecosistema convertido alcanza su estado presumiblemente o relativamente original.

El Río Reconquista es un río de llanura ubicado en la zona de la Pampa Ondulada, Provincia de Buenos Aires. Presenta múltiples usos de la tierra en toda su cuenca. En gran parte de la cuenca del río Reconquista, las descargas puntuales son las principales responsables de la contaminación, enmascarando otras fuentes de contaminación. Sin embargo, en la cuenca alta de este río predominan las actividades agropecuarias, haciendo posible el desarrollo de un modelo simple que permite relacionar factores hidrológicos, edáficos, climáticos y de uso de la tierra con la calidad del agua superficial, permitiendo integrar procesos que ocurren a escala de cuenca y en algunos casos, predecir los cambios fisicoquímicos en el cuerpo de agua ocasionados por la escorrentía. La cuenca alta podría constituir un área de referencia para el monitoreo de este río.

Recientemente, ha crecido el interés en mantener o restaurar la vegetación de las riberas y márgenes ya que constituyen una fuente primaria de alimentos, crean hábitats para macro y microorganismos, ofrecen refugio contra predadores y corrientes rápidas, al tiempo que proporcionan sombra y limitan el crecimiento excesivo de macrófitas acuáticas, regulan la temperatura del agua, retienen sedimentos, nutrientes y sustancias tóxicas antes que lleguen al cuerpo de agua. En muchos proyectos se han mantenido o construido zonas o franjas de amortiguamiento con vegetación a lo largo de los cuerpos de agua, cuyas dimensiones dependen fundamentalmente del uso de la tierra en la cuenca.

Asimismo, se están encarando, cada vez con mayor frecuencia proyectos tendientes a la remediación de sedimentos contaminados una vez que las descargas puntuales hayan sido controladas.

Una parte esencial de los procesos de remediación es la evaluación del grado y la extensión espacial de la contaminación. Para conocer la magnitud de la contaminación, las macrófitas han sido utilizadas como bioindicadores ya que son capaces de integrar y monitorear rápidamente las variaciones en las concentraciones de metales en agua y sedimento. Si bien existe un extenso cúmulo de conocimientos sobre el comportamiento de los nutrientes en los humedales, el conocimiento sobre el comportamiento, retención, destino final y bioacumulación de metales resulta mucho menos conocido ([Masscheleyn et al., 1992](#)). Estos sistemas resultan eficaces, operan *in situ*, son de bajo costo y algunas aplicaciones pueden generar un residuo reciclable de plantas enriquecidas con metales.

Las zonas riparias de los ríos son humedales reconocidos como interfase entre ecosistemas acuáticos y terrestres. Estos humedales son afectados por procesos fluviales tales como inundación y sedimentación, y típicamente soportan una flora distintiva que difiere en la estructura y función de la vegetación terrestre adyacente ([Naiman and Dècamps, 1997](#)). Las macrófitas son los principales organismos autótrofos en estos ecosistemas, creando una biomasa de compuestos de carbono reducidos que sirve de alimento para otros organismos, micro y macroscópicos. La vegetación riparia influye sobre varias funciones ecológicas importantes en relación a los ambientes acuáticos, como la provisión de alimento, la moderación de la temperatura del agua vía evapotranspiración y sombreado, la provisión de una zona buffer que retiene sedimentos y controla nutrientes, y la estabilización de bancos de sedimentos, las cuales determinan finalmente la composición química del agua del río (Naiman y Dècamps, *op cit.*). De esta manera, los humedales también son considerados como sumideros de contaminantes, ya que atenúan la llegada de los mismos a los cuerpos de agua. Así, en muchas ocasiones las plantas de humedales han sido utilizadas para remover contaminantes, como los metales, provenientes de fuentes puntuales o difusas. En algunas áreas de baja pendiente, la velocidad del agua disminuye apreciablemente y los sólidos suspendidos se depositan formando lechos de sedimento. Estos sedimentos en general, son ricos en materia orgánica y en



nutrientes, constituyendo un medio muy favorable para el establecimiento de la vegetación. Otras veces, estos bancos están formados por sedimentos con muy bajo contenido de materia orgánica permitiendo el asentamiento de algunas especies colonizadoras. En el frente de avance del Delta del Río Paraná los juncuales de *Schoenoplectus californicus* son comunidades que se hallan en las zonas más externas de las islas donde se produce el asentamiento de los sedimentos ([Kandus, 1999](#)).

La práctica común de remoción de la vegetación de las márgenes de los ríos para llevar adelante medidas de canalización, contención de inundaciones, o bien por motivos estéticos produce una alteración sustancial de la dinámica entre el área de drenaje y el cauce. En estas nuevas condiciones las márgenes dejan de actuar como área ecológica de transición (ecotono), perdiendo el río esta zona moderadora y recibiendo en forma directa importantes cantidades de sólidos suspendidos, nutrientes y contaminantes que en condiciones normales hubieran sido, en parte, retenidos. La eliminación de estas áreas promueve a su vez la difusión de enfermedades por organismos vectores (roedores, entre otros) que son desplazados de su ambiente natural. En los últimos años en Europa aproximadamente el 75% de los proyectos de rehabilitación están focalizados a la preservación de la morfología de los ríos, y muchos de ellos han tendido a la recuperación de la conexión con los meandros naturales ([Nienhuis y Leuven, 2001](#)). Por esto mismo, la restauración de las áreas riparias de los ríos es esencial para el éxito de las otras medidas de recuperación del cuerpo de agua ([Margalef, 1994](#)), y constituye un tema clave de las agencias de conservación de los cuerpos de agua gubernamentales y no gubernamentales ([Nienhuis y Leuven, 2001](#)).

Las plantas tienen la capacidad para remover nutrientes, metales traza y compuestos orgánicos desde el agua y los sedimentos a través de la absorción y adsorción superficial y promueven la adsorción a los sedimentos. En los humedales, gran parte de los metales está unida al sulfuro de los sedimentos anóxicos. La transferencia de oxígeno a la rizósfera, a través del movimiento descendente del oxígeno vía tejido aerenquimático, incrementa, además de la degradación aeróbica de la materia orgánica y la nitrificación, la oxidación de los sedimentos pudiendo removilizar los metales. Las plantas también liberan hidratos de carbono que sirven de nutrientes para microorganismos que pueden ser predados por otros microbios ([The Interstate Technology & Regulatory Council](#)

[Wetlands Team, 2003](#)). Esto resulta en un complejo sistema sinérgico entre numerosos microorganismos para la degradación de una amplia variedad de contaminantes. Por lo tanto, se establece una compleja red de interacciones entre las plantas y la diversa comunidad de microorganismos. Las plantas también controlan el exceso de crecimiento algal por intercepción de la luz del sol, previniendo el efecto indeseable de niveles elevados de sólidos suspendidos y de altos valores de DBO ([The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team, 2003](#)).

La liberación al ambiente de metales pesados como consecuencia de la actividad humana, genera una significativa contaminación de las aguas y una acelerada acumulación de metales tóxicos en la cadena alimentaria de la que depende el hombre ([Nriagu y Pacina, 1988](#)). En los humedales se logra una significativa remoción de los iones metálicos disueltos en la columna de agua hacia los sedimentos ([Gillespie et al., 1999](#); [Gillespie et al., 2000](#)). Los metales son removidos desde la solución principalmente a través de la precipitación de compuestos oxihidróxidos insolubles o por la adsorción sobre el material particulado que posteriormente flocula. El destino de los metales traza depende de las transformaciones biogeoquímicas que ocurren en la capa superficial de los sedimentos ([Peltier et al., 2003](#)). Los sedimentos de los humedales generalmente son considerados como un sumidero para los metales introducidos al ambiente por la actividad humana ([Hart, 1982](#)). Una fracción importante de los elementos que ingresan al sistema agua-sedimentos rápidamente será fijada a la fase sólida, donde las distintas propiedades físicas y químicas determinarán la fuerza de retención del metal. Por otra parte, una pequeña proporción de los metales se disuelve y se vuelve disponible para las plantas ([Du Laing et al., 2006](#)). La captación por parte de las plantas reduce directamente la entrada de metales a las aguas adyacentes ([Chen et al., 2000](#)) y puede promover la inmovilización en los tejidos vegetales ([Weis y Weis, 2004](#)). Los humedales generalmente proveen de un mecanismo natural para disminuir el transporte de tóxicos a otros compartimentos del ecosistema. Estos procesos de inmovilización de tóxicos en estructuras subterráneas de las plantas y/o en el sedimento conocidos como “fitoestabilización” han sido considerados en metodologías de remediación de ambientes contaminados. En general, la fitorremediación es una técnica basada en el uso de plantas vivas para la remediación *in situ* de sustratos contaminados a

través de la remoción, degradación y/o inmovilización de contaminantes. Esta metodología de tratamiento presenta un costo final mucho más bajo que el de los sistemas de tratamientos convencionales ([EPA, 1999](#)). Las ventajas de los humedales construidos son ampliamente conocidas: toleran fluctuaciones en los flujos y concentraciones de contaminantes, proveen protección para inundaciones, facilitan el reuso y reciclado del agua, son armoniosos con el paisaje, proveen de hábitats para plantas y vida salvaje, amplifican la estética de los espacios abiertos, permiten un uso recreativo y educativo. En un principio el uso de los humedales se limitaba al tratamiento de aguas servidas municipales y de desagües pluviales. Luego su uso se extendió al tratamiento de desechos de la actividad agrícola y ganadera, y más recientemente de la actividad minera e industrial ([The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team, 2003](#)). Uno de los primeros trabajos realizados en el país en el tema de la fitorremediación mostró la tolerancia de plantas acuáticas a metales pesados ([Arreghini et al., 1997](#)).

Muchos estudios de tratamientos de efluentes en humedales usan una aproximación a una “caja negra” donde se analizan los niveles de entrada y salida de los contaminantes; por lo cual, son necesarias más investigaciones para comprender los patrones y procesos de captación de metales, su distribución y remoción por distintas especies que habitan los humedales. La magnitud de la absorción y la distribución de los metales dentro de las plantas pueden tener un efecto significativo sobre su tiempo de residencia y potencial liberación al sistema. Esta información contribuirá a un mejor entendimiento de estos sistemas, asegurando eventualmente que los humedales no se transformen en sí mismos en fuentes de contaminación de metales para las áreas circundantes ([Weis y Weis, 2004](#)).

Los metales pesados constituyen uno de los principales grupos de contaminantes en las cuencas hídricas de la Argentina. El zinc es uno de los principales contaminantes industriales de los ambientes terrestres y acuáticos ([Barak y Helmke, 1993](#)). Las principales fuentes de contaminación por zinc son los residuos municipales provenientes de demoliciones, del descarte de vehículos y de equipos electrónicos, los fertilizantes y pesticidas, las descargas cloacales, galvanoplastía, los desechos provenientes de la industria del caucho, y la deposición atmosférica. En la Argentina, las cuatro primeras fuentes representan  $13 \text{ Gg Zn.año}^{-1}$  ([Harper et al., 2006](#)). La cuenca inferior del Río Matanza-

Riachuelo es un área altamente urbanizada e industrializada que recibe grandes aportes de contaminantes (alrededor de  $89.000 \text{ m}^3 \cdot \text{día}^{-1}$ ), constituyendo una de las cuencas más contaminadas del mundo ([Blacksmith Institute, 2007](#)). Se han determinado concentraciones tóxicas de metales pesados en muchos suelos de la cuenca, fundamentalmente en su tramo inferior, siendo el zinc uno de los principales ([Iorio et al., 2006](#); [de Cabo et al., 2007](#); [Iorio et al., 2008](#)). En la cuenca del Río Reconquista existen 4242 establecimientos industriales asentados en los partidos con mayor incidencia contaminante ([Pescuma y Guaresti, 1992](#)), siendo 330 las industrias de tercera categoría (mayor riesgo) cercanas a los cuerpos de agua en las cuencas media y baja. Elevadas concentraciones de zinc en agua y sedimentos de la cuenca serán informadas en el capítulo 1 de la presente tesis. Además de las fuentes antrópicas, la presencia de zinc en sedimentos puede tener un origen natural, puesto que forman parte de estructuras minerales tales como: blenda [ZnS], wurtzita [ZnS], hemimorfita [ $\text{Zn}_2\text{SiO}_4\text{H}_2\text{O}$ ].

Los sedimentos de la zona litoral de los cursos fluviales representan un sumidero de metales pesados que bajo ciertas condiciones pueden ser liberados o bioacumulados. Asimismo, es habitual la práctica de depositar en las riberas de muchos cursos de agua, sedimentos contaminados con metales pesados previamente dragados. Actualmente, se acepta la gran importancia que tiene el conocimiento del comportamiento ambiental de los metales pesados determinado por su especiación ([Mulligan et al., 2001a](#)). Algunas moléculas orgánicas de bajo peso molecular pueden actuar como transportadores de iones metálicos. Varios autores atribuyen un rol significativo a la materia orgánica en la biodisponibilidad de los metales ([Halim et al., 2003](#); [Pinto et al., 2004](#)).

La degradación de la materia orgánica presente en altas concentraciones en los sedimentos de los humedales vegetados por *S. californicus* ([Villar et al., 2001](#)) favorece la formación de un gradiente redox. La mayoría de estos humedales se vuelven anóxicos debido a la elevada actividad microbiana y a la baja difusión de oxígeno ([de Cabo, 2001](#)). Una vez que el oxígeno y el nitrato se consumieron, las bacterias utilizan como aceptores terminales de electrones al Fe (III) y al Mn (IV). Otras bacterias reducen sulfato a sulfuro, el cual reacciona rápidamente con el hierro y el zinc, entre otros metales traza, formando compuestos muy estables, reduciéndose así su biodisponibilidad y toxicidad ([Peltier et al., 2003](#)).

Los metales pesados tales como el zinc son esenciales para el normal crecimiento y desarrollo de las plantas ya que son constituyentes de muchas enzimas y otras proteínas. Sin embargo, elevadas concentraciones de metales esenciales y no esenciales pueden resultar en una inhibición del crecimiento y otros síntomas de toxicidad. Las plantas poseen una gama de mecanismos celulares que pueden estar implicados en la detoxificación de metales pesados y por lo tanto están relacionados con la tolerancia al stress por metales ([Hall, 2002](#)).

En general, el zinc es absorbido por las plantas como catión divalente, la mayoría de las veces en forma de quelatos. Es un micronutriente esencial que participa en la estabilización de la molécula de clorofila, en la síntesis de triptofano, actúa como cofactor de importantes enzimas (NADH-deshidrogenasa, Alcohol-deshidrogenasa y Anhidrasas-carbónicas) y estabiliza los *motifs* de proteínas de transporte y proteínas involucradas en la transcripción del ADN ([Grotz et al., 1998](#); [Bonilla, 2000](#); [Guerinot, 2000](#); [Rout y Das, 2003](#)). Cuando es absorbido en grandes cantidades puede afectar el crecimiento de las plantas por su interferencia en procesos metabólicos como la fotosíntesis y por la generación de stress oxidativo ([Castiglione et al., 2007](#)).

La tolerancia de las plantas a los metales pesados puede ser definida como la capacidad de una planta para sobrevivir en un ambiente contaminado, donde otras plantas no pueden hacerlo ([Hall, 2002](#)). La tolerancia a los metales pesados en poblaciones de plantas que han crecido en suelos mineros contaminados, pone de manifiesto la capacidad de especialización local entre las plantas. La rapidez de la selección (una generación de selección fue suficiente para el establecimiento de una población tolerante a metales) demuestra la intensidad en las fuerzas de selección ([Begon et al., 1995](#)). La misma es conferida por mecanismos fisiológicos específicos que le permiten a la planta funcionar normalmente, aún en presencia de altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos ([Baker, 1987](#)). Por otra parte, la tolerancia también puede ser expresada como una respuesta plástica a algún factor de stress. Existen abundantes reportes de respuestas plásticas en plantas acuáticas a diferentes factores, tales como disponibilidad de carbono, gradientes de inundación, luz y temperatura ([Schwinning y Weiner, 1998](#); [Santamaría, 2002](#); [Weiner, 2004](#)). Sin embargo, estudios sobre plasticidad fenotípica en respuesta a la presencia de tóxicos no han sido debidamente documentados.

La descomposición de la materia orgánica es uno de los procesos más importantes que determina la estructura y función de distintos sistemas acuáticos. La materia orgánica alternativamente libera o toma nutrientes durante el proceso de descomposición. Dependiendo de cual de los dos procesos predomine, representará una fuente o un sumidero de nutrientes ([Villar et al., 2001](#)). La mayor parte de la materia orgánica producida por las macrófitas emergentes a lo largo de la estación de crecimiento cae durante el invierno, lo que produce, acoplada a la menor actividad microbiana, un incremento de la capa orgánica superficial de los juncales, pudiendo además ser un factor de importancia en la determinación de la composición de especies de las zonas litorales ([Lenssen et al., 1999](#)). Las macrófitas acuáticas son capaces de imprimir al hábitat marcadas modificaciones ya que una vez que una especie se establece, la velocidad de la corriente disminuye facilitando el anclaje de otras especies ([Gantes y Sánchez Caro, 2001](#)).

Respecto a los metales pesados, las plantas pueden convertirse en un sumidero si durante su descomposición los metales son adsorbidos pasivamente sobre la superficie o por la inmovilización de los microorganismos ([Ledin, 2000](#); [Weis y Weis, 2004](#)). Sin embargo, la materia orgánica en descomposición puede actuar también como una fuente de metales cuando la actividad microbiana los moviliza o cuando es ingerida por los consumidores y pasando entonces a la cadena trófica ([Weis y Weis, 2004](#); [Du Laing et al., 2006](#)). Además, los tejidos senescentes de las plantas pueden actuar como fuentes de metales que son liberados por lixiviación y mineralización ([Weis y Weis, 2004](#)).

La literatura ha mostrado que las variaciones en la tasa de descomposición de la materia orgánica dependen de la calidad de la misma, como ser el contenido de nitrógeno, lignina y/o polifenoles ([Kalburtji et al., 1999](#)). Algunos autores sostienen que la descomposición de la materia orgánica puede estar fuertemente modificada en los suelos contaminados por metales (Kandeler *et al.*, 1996 en [Boucher et al., 2005](#)). Según [Gopal \(1990\)](#), las tasas de descomposición dependen no sólo de la cantidad y naturaleza del sustrato, sino también de la biomasa y tipo de descomponedores, de la temperatura, concentración de oxígeno y de la concentración de nutrientes. Debido a las diferencias entre las distintas especies en la tasa de captación de metales, distribución y excreción, la dinámica de los metales en los humedales puede depender de la composición de la comunidad de plantas ([Weis y Weis, 2004](#)). A pesar de la gran diversidad de factores que actúan en el proceso de

descomposición y las modificaciones que ocurren en ambientes contaminados con metales pesados, la tasa de descomposición de macrófitas que contienen elevados niveles de metales en sus tejidos es un proceso que ha sido poco estudiado. En las cuencas altas y aún en las áreas más contaminadas de los ríos Reconquista y Matanza-Riachuelo se han encontrado extensiones de variadas dimensiones vegetadas por *Schoenoplectus californicus* y *Schoenoplectus americanus*.

Si bien, algunas plantas tolerantes están ahora disponibles para la restauración de ambientes, existe un continuo interés en buscar plantas tolerantes nativas que se adapten a las condiciones climáticas locales y sean capaces de colonizar suelos ricos en metales ([Shu et al., 2002](#)). *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják es una macrófita acuática emergente, perenne, elongada (2-3 m de altura y 1-2 cm de diámetro) y rizomatosa. Se extiende desde América del Sur, América Central hasta el sur de los Estados Unidos ([Lange et al., 1998](#)). Forma densas poblaciones en las márgenes de los ríos y en áreas costeras de lagos y estuarios. Su reproducción es principalmente vegetativa. Varios estudios han demostrado la capacidad de esta especie en mantener las funciones ecológicas de los humedales ([Villar et al., 2001](#)), en la protección de la línea de costa ([Kandus, 1999](#)) y en tolerar altos niveles de metales pesados ([Arreghini et al., 2001](#)). Como otras plantas rizomatosas, los clones se extienden lateralmente y resulta más importante estudiar la abundancia de los módulos producidos (vástagos) que del propio individuo (genete). La elevada plasticidad de los organismos modulares se debe a la variabilidad de los procesos vitales que ocurren a nivel del módulo ([Begon, 1995](#)). Por eso resulta de interés el estudio de los vástagos en los ensayos llevados a cabo.

La elevada plasticidad fenotípica (Barret et al., 1993 en [Santamaría, 2002](#)), la selección de taxas stress tolerantes, y la ventaja selectiva (en condiciones que inhiben el éxito de la reproducción sexual) provista por el crecimiento clonal y la multiplicación ([Santamaría, 2002](#)) son algunas de las posibles explicaciones para la amplia distribución de los taxas de plantas acuáticas. Como ejemplo de la importante tolerancia de *S. californicus* a la constante inundación, al daño mecánico por la continua e intensa circulación del agua, al stress físico producido por una alta tasa de sedimentación en los bancos de reciente depositación, a los cambios de salinidad y altura del nivel de agua, [Kandus \(1999\)](#) señala a esta

especie como la única registrada formando grandes extensiones monoespecíficas en el frente de avance del Delta del Río Paraná.

*Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volk. ex Schinz y Keller (anteriormente clasificada como *Scirpus olneyi*) es una macrófita rizomatosa, emergente, perenne, que forma importantes extensiones en ríos, lagunas, pantanos salobres y dulceacuícolas, y estuarios. Es una especie tolerante a elevados niveles de salinidad e inundación, generándose parches monoespecíficos en tales mesocosmos ([Howard y Mendelsohn, 2000](#)). [Santamaría \(2002\)](#) señala que las plantas acuáticas podrían mostrar elevados niveles de plasticidad, en particular para aquellos factores que varían en pequeñas escalas espaciales o temporales, tales como: la disponibilidad del carbono para plantas sumergidas, gradiente de inundación para plantas emergentes, temperatura y luz. Como consecuencia, las plantas acuáticas tienen la tendencia a tener genotipos de “propósitos múltiples” que ocupan grandes áreas y muestran persistencia clonal. La importante respuesta plástica de estas plantas podría explicar la tolerancia a un ambiente estresante como el acuático.

La elevada plasticidad reportada para muchas plantas acuáticas, y la tolerancia citada para ambas especies del género *Schoenoplectus*, su amplia distribución, su semejanza morfológica y su coexistencia en muchos cuerpos de agua hacen que puedan ser consideradas en experiencias de exposición a elevados niveles de metales pesados aplicables a la remediación del área en estudio.

El objetivo general de la presente tesis es caracterizar los distintos sitios de la cuenca del río Reconquista en función de los usos de la tierra, identificar un área de referencia para la cuenca y establecer las características de las aguas superficiales del área de referencia considerando la dependencia con las variaciones del caudal. Además, considerando que el zinc es uno de los principales contaminantes metálicos de la cuenca se analiza su comportamiento ambiental y su efecto sobre plantas acuáticas nativas ante eventos simulados de contaminación, y se estudia la descomposición de los vástagos contaminados y su influencia en la dinámica del metal en el sistema.



---

# Parte 1

**Respuesta de la hidroquímica del  
río Reconquista a los usos de la  
tierra y a las precipitaciones.  
Identificación de un área de  
referencia.**

# **Capítulo 1**

**Calidad de aguas en la cuenca del río Reconquista y su  
relación con los usos de la tierra.**

**L**a recuperación de las comunidades acuáticas de áreas disturbadas por el hombre depende de la restauración o rehabilitación de los procesos y funciones claves de la cuenca, lo cual demanda un esfuerzo interdisciplinario. Para alcanzar una mejora en la calidad del agua es fundamental la comprensión de los procesos que operan en la cuenca, a escala espacial y temporal, y cómo éstos han sido afectados por variables externas ([Bohn y Kershner, 2002](#); [Hu et al., 2007](#)). [Kershner \(1997\)](#) propone una serie de pasos en el análisis de una cuenca: Caracterización de la cuenca, identificación de los problemas y las preguntas claves, documentación de las condiciones presentes, descripción de las condiciones de referencia, identificación de objetivos, resumen de las condiciones y determinación de las causas y, finalmente recomendaciones.

[Petts y Calow \(1996\)](#) sostienen que la identificación y cuantificación de las influencias naturales y antropogénicas sobre la composición química de los cuerpos de agua deberían ser una parte importante en los planes de manejo de aguas y suelos en una cuenca. Debe considerarse además que la calidad del agua es uno de los principales tópicos en el desarrollo sustentable. Asimismo, el régimen hidrológico y la calidad de los cuerpos de agua dependen de las condiciones climáticas, y de las acciones humanas directas e indirectas, tales como uso de la tierra, urbanización y manejo del agua. El estudio de la relación entre la composición química del agua y el uso de la tierra en la cuenca de drenaje permitirían establecer las principales causas de los problemas de contaminación de la cuenca. Los cambios en el clima podrían alterar la escorrentía, el caudal y la calidad del agua de los cursos. Cambios en la intensidad, duración y periodo del año en el que se producen las precipitaciones, pueden afectar los flujos geoquímicos en los suelos y en el agua.

Los programas de monitoreo a largo plazo de la calidad de aguas son un adecuado mecanismo de comprensión de la hidroquímica de los cursos de agua, pero al mismo tiempo implican un gran número de datos de difícil interpretación y obtención ([Dixon y Chiswell, 1996](#)). La aplicación de herramientas estadísticas del análisis multivariado permite una mejor interpretación de los datos ([Vega et al., 1998](#)). PCA (Análisis de Componentes Principales, por sus siglas en inglés) es utilizado para disminuir la dimensión del conjunto de datos, explicando la

correlación entre variables a través de un pequeño grupo de componentes principales sin perder demasiada información (Jackson, 1991 en [Vega et al., 1998](#)).

El río Reconquista es un río de llanura que atraviesa una de las zonas con mayor densidad poblacional del país. Su cuenca se caracteriza por la diversidad del uso de la tierra y por la ausencia de datos hidrológicos publicados en forma regular. Muchos estudios han establecido la calidad del agua del río Reconquista ([Loez y Salibián, 1990](#); [Castañé et al., 1998](#); [de Cabo et al., 2000](#)). Sin embargo, sólo a partir del desarrollo de esta tesis se han dado a conocer resultados de la calidad del agua en el área de referencia para este río ([Arreghini et al., 2005](#); [Arreghini et al., 2007](#)). La identificación de las condiciones de referencia es uno de los puntos cruciales en el análisis de restauración de una cuenca, ya que determina el rango de posibilidades de las condiciones deseadas a futuro ([Kershner, 1997](#)) y permite la evaluación del éxito de la restauración ([Aronson et al., 1995](#)). La implementación de medidas de manejo de una cuenca tendientes a mejorar la calidad del agua requiere el conocimiento de los niveles base de los parámetros que se quiere restablecer. [Edmunds et al \(2003\)](#) diferencian entre el concepto “nivel base” (baseline) y “de referencia” (background). Nivel base es un concepto que alude a las características de un cuerpo de agua en condiciones prístinas, donde operan fundamentalmente los procesos biogeoquímicos y donde no existe la participación del hombre. Nivel de referencia considera una condición inicial del sistema que puede incluir algunos componentes antrópicos, y son el punto de partida para las actividades de monitoreo. Dado el crecimiento demográfico y el avance de la frontera urbana, es muy difícil encontrar y definir niveles base para las aguas superficiales. Por esta razón, resulta más realista el concepto de área de referencia. Algunos autores ([Cairns, 1989](#); [Sprugel, 1991](#) en [Aronson et al., 1995](#)) destacan la dificultad de determinar cuáles son o deberían ser las condiciones de referencia al establecer un experimento de restauración. No obstante, a pesar de tal dificultad, [Aronson et al. \(1995\)](#) sostienen que a los fines del diseño y evaluación del proyecto es necesario contar con algún tipo de estándares de comparación y evaluación, aún si éstos son arbitrarios o imperfectos.

En la cuenca del Río Reconquista, no existen áreas donde no haya intervención del hombre. El estudio de la relación entre la composición química del agua y el uso de la tierra en la cuenca de drenaje permitirían establecer las causas de los problemas de contaminación de la cuenca. En la cuenca alta el uso de la tierra agrícola y ganadero en forma extensiva, las grandes extensiones de pasturas y bosques naturales y la baja densidad poblacional, permitirían definir en esta zona las condiciones de referencia para la calidad del agua de la cuenca.

## CARACTERISTICAS FISIOGRAFICAS DE LA CUENCA DEL RIO RECONQUISTA

La cuenca del río Reconquista pertenece a la Gran Cuenca del Plata, comprendiendo una superficie de 1.670 km<sup>2</sup>. Limita al norte con la cuenca del río Luján, al sudoeste con la porción media y superior de la cuenca del río Matanza-Riachuelo y al este con el área de los denominados arroyos entubados que recorren la Ciudad de Buenos Aires. La cuenca pertenece a la región geográfica conocida como Pampa Ondulada, y está localizada en el sector NE de la Provincia de Buenos Aires. La cuenca presenta una forma rectangular, elongada en dirección sudoeste-noreste. Se caracteriza por la falta de lagos y lagunas, aunque en las cabeceras existen esporádicamente algunos bañados. La densidad de drenaje es 0,35km/km<sup>2</sup>, sin considerar los cauces efímeros e intermitentes. Presenta 134 afluentes (entre perennes e intermitentes), con períodos de sequía muy esporádicos, que recorren en su totalidad 606km ([Pescuma y Guaresti, 1992](#)). La pendiente es poco pronunciada y oscila entre 0,1 y 1%. La cuenca se extiende en dirección sudoeste a nordeste. El río Reconquista, al igual que los restantes ríos de la Pampa Ondulada, es de corta longitud (82km) y su caudal es controlado por precipitaciones y por aporte de agua subterránea.

El material originario está constituido mayoritariamente por limos loessoides de edad Pleistocena, derivados de rocas Terciarias provenientes de la Cordillera Patagónica. Está compuesto por arenas limosas y limos arenosos con intercalaciones de capas de cenizas volcánicas, con predominio de arcillas ílticas, y ocupa las posiciones topográficas más altas (5 a 28m) perteneciendo a la Formación Pampeano ([González Bonorino, 1966](#)). El relieve comprende llanos muy planos y lomas extendidas, a una altura promedio de 20m sobre el nivel del mar. En las cotas más bajas (menos de 5m) se encuentran depósitos de edad Holocena generados durante las últimas transgresiones marinas, ricos en arcillas esmectíticas y sales de sodio y denominados genéricamente como Postpampeano ([Ronco et al., 2001](#); [Zárate, 2003](#)). En una angosta franja costera litoral del Río de la Plata, involucrando la desembocadura del río Reconquista, la permanencia de un sistema activo remanente de depositación de la Formación Puelches en el litoral, que sólo ante las ingresiones holocenas se logra desactivar, se encuentra el

contacto Puelches-Post-Pampeano, no registrándose sedimentos Pampeanos ([Amato y Silva Busso, 2006](#)).

El clima de la región es templado húmedo según la clasificación de Köppen, con precipitaciones anuales que oscilan entre los 600 y 1000mm ([de Aparicio y Difrieri, 1958](#); [Sala y Auge, 1969](#)). En cuanto a la distribución mensual de las precipitaciones, los máximos corresponden a los meses de diciembre y marzo, y los mínimos a julio. Los máximos valores de evaporación potencial se producen en enero y los mínimos en junio ([Sala y Auge, 1969](#)).

La geomorfología de la cuenca se encuentra en parte modificada por la gran urbanización y las obras civiles, incluyendo la red de drenaje que ha sido alterada con la canalización y/o entubado de algunos cursos de agua ([Amato y Silva Busso, 2006](#)).

La red de drenaje del río Reconquista presenta un diseño dendrítico, evidenciando ausencia de control estructural, con cursos fluviales bien definidos y colectores principales que reciben tributarios de diferente jerarquía.

Los suelos dominantes, en equilibrio con los factores bioclimáticos, presentan epipedones bien desarrollados, ricos en materia orgánica, en las posiciones más estables y mejor drenadas del paisaje. Pertenecen a los órdenes de los Molisoles y de los Alfisoles. En las áreas con elevados contenidos de sodio se favorece el desarrollo de horizontes nátricos, que pueden actuar restringiendo la infiltración y favoreciendo la escorrentía subsuperficial. Este factor sumado a las características geomorfológicas de la cuenca determina que la cuenca del río Reconquista sea una de las que presenta menor capacidad de infiltración en relación con las restantes cuencas de la región; mientras que teniendo en cuenta las pérdidas por evaporación es la de menor pérdida, después de la cuenca del río Matanza-Riachuelo ([Sala y Auge, 1969](#)). [de Aparicio y Difrieri \(1958\)](#) han observado además, que en la Pampa Ondulada la escorrentía superficial se produce cuando las precipitaciones superan los 10mm.

## AREA DE ESTUDIO

El Río Reconquista nace en la confluencia de los arroyos La Choza y Durazno, a los que luego se le une el arroyo La Horqueta, último tributario aguas arriba del Embalse Roggero, el cual constituye el límite de la cuenca alta. La presa Ing. Roggero fue construida en 1971 con la finalidad de controlar las crecidas del río. Aguas abajo del Embalse Roggero y hasta la descarga del arroyo Morón se extiende la cuenca media. A partir de allí y hasta su desembocadura en el río Luján, próximo a su desembocadura en el Río de la Plata, se extiende la cuenca inferior.

En toda la cuenca, el 43% de la tierra está dedicada a la ganadería sobre pasturas naturales y a la agricultura, mientras que el 57% restante está urbanizado (<http://www.indec.mecon.ar>) (Figura 1.1).

La cuenca comprende 18 partidos ([Informe Defensoría del Pueblo, 2007](#)) con más de  $4,2 \times 10^6$  habitantes que representan el 13% de la población total del país ([Salibián, 2006](#); [Informe Defensoría del Pueblo, 2007](#)). Entre 1991 y 2001 la población aumentó un 8,9%, casi en la misma proporción que lo hizo la población de todo el país para el mismo período ([Salibián, 2006](#)). Las cuencas media y baja están altamente urbanizadas. Según el Censo Poblacional de 2001, la mayor parte de la población de la cuenca se concentra en la cuenca baja, principalmente en los partidos de San Martín, San Fernando y San Isidro, con una densidad media de  $5715 \text{ habitantes.km}^{-2}$ . La cuenca media también presenta una alta densidad poblacional ( $4365 \text{ habitantes.km}^{-2}$ ) concentrada principalmente en los partidos de Tres de Febrero, Morón, Hurlingham, Malvinas Argentinas e Ituzaingó. La cuenca alta presenta una baja densidad poblacional ( $106 \text{ habitantes/km}^2$ ) y está incluida en los partidos de General Rodríguez, Marcos Paz, Las Heras y Luján. Sólo el 32% de la población de la cuenca tiene cloacas, y sólo el 54% dispone de agua potable ([Lastra, 2007](#)). Estas proporciones fueron 16% y 32%, respectivamente, según los datos del Censo Nacional de 1991. En los nueve partidos con mayor incidencia contaminante, el número total de industrias con potencial contaminante es 4.242 las cuales producen una carga orgánica equivalente a una población de 2.467.866 habitantes, similar a la población total de la cuenca, que en términos de DBO resulta de  $148.071 \text{kg DBO.día}^{-1}$  ([Pescuma y Guaresti, 1992](#)).

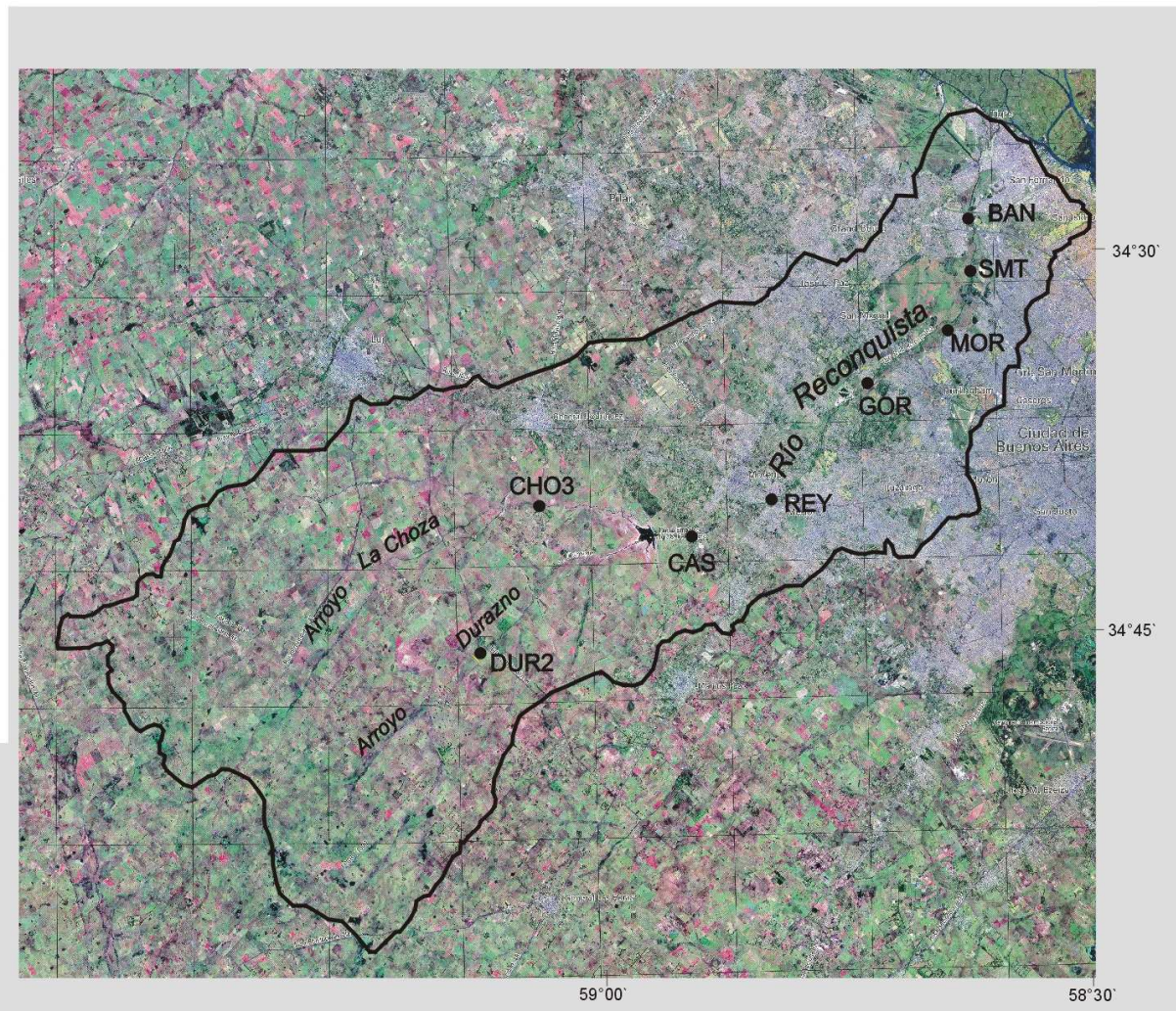


**LEYENDA**

El proceso de identificación de los distintos patrones se efectuó en función de la experiencia en el relevamiento de recursos naturales desde el año 1981. Los diferentes usos del suelo que se destacan en la leyenda solo tienen un carácter orientativo. No obstante, representan claramente las principales características del uso del suelo, con las cuales se puede interpretar toda la imagen.

-  **Agua:** Se identifica por tonalidades que van desde el negro hasta el azul claro (ocheros, ríos, lagunas, áreas inundadas, etc.).
-  **Áreas de bañados:** Tienen formas irregulares (color oscuro) alternando con vegetación lagofila (color verde) en zonas muy planas o cóncavas.
-  **Playas:** Franjas litorales arenosas, de tonalidades blancas, carentes de vegetación.
-  **Salitral:** Superficies anegabiles que presentan afloramientos salinos. Se identifican por su tonalidad blanquecina o blanca azulada.
-  **Áreas serranas/afloramientos rocosos:** Se caracterizan por su aspecto rugoso que asoma sobre el relieve llano circundante. Pueden identificarse por su lineamiento estructural y sus laderas de tonalidades marrones o verdosas si se hallan cubiertas de vegetación.
-  **Vegetación natural:** Se identifica por su tonalidad verde-amarillenta muy clara más o menos uniforme, de contornos irregulares en áreas elevadas.
-  **Área agrícola:** Esta constituido por cultivos y pasturas. Presenta color marrón a rojizo o tonalidades verdes según su estado de desarrollo. Se identifica por la subdivisión de la tierra de forma rectangular o cuadrada.
-  **Cultivos intensivos de regadío:** Área de cultivo de bajo riesgo, generalmente próxima a cursos de agua, caracterizada por la densidad de su parcelamiento. Presenta tonalidades verdes.
-  **Plantaciones forestales:** Presentan formas generalmente rectangulares o cuadradas. Su color varía del verde oscuro al claro según la naturaleza del follaje.
-  **Zona urbana:** Se identifica claramente en ella el reticulado correspondiente a la planta urbana, debido a su edificación concentrada y continua.
-  **Otros núcleos poblacionales:** Corresponden a núcleos de población pequeños y zonas de asentamiento más disperso cuya actividad se vincula al área circundante.
-  **Vías de circulación:** Tanto las rutas como las vías férreas son claramente identificables por su forma rectilínea.

**Figura 1.1** Imágen satelital LANDSAT que muestra los usos de la tierra en el área comprendida por la cuenca del río Reconquista. Gral. San Martín 3560-II (IGM)



La cuenca está comprendida dentro de un área crítica con respecto al estado de conservación de las ecorregiones de agua dulce de América Latina y el Caribe ([Olson et al., 1998](#)). El caudal oscila aproximadamente entre 69.000 y 1.700.000 m<sup>3</sup>.día<sup>-1</sup> ([Salibián, 2006](#)) y responde al régimen de precipitación. El cauce principal y sus afluentes reciben descargas de efluentes domésticos e industriales, plantas de tratamiento, descargas directas de varias industrias (alimenticia, textil, caucho, química, curtiembres), escorrentía desde basurales y tierras cultivadas, etc. Por lo tanto, existe una importante descarga de materia orgánica y contaminantes como metales pesados, entre otros ([Castañé et al., 1998](#); [García et al., 1998](#)), que determina un alto a muy alto grado de contaminación en la cuenca media y baja ([Arreghini et al., 2007](#)).

El arroyo Morón atraviesa los partidos de Tres de Febrero, Morón y San Martín y desemboca en el río Reconquista 17km aguas arriba de su desembocadura en el río Luján. El caudal medio del arroyo Morón, bajo condiciones de bajo caudal, es de 52.000m<sup>3</sup>.día<sup>-1</sup> ([Thames Water Consultancy Service, 1979](#)), dependiendo fundamentalmente del régimen de precipitación y del vertido de efluentes. Su longitud es aproximadamente de 16 km de los cuales los primeros 4,5km están entubados.

La ubicación de los sitios de muestreo se muestra en la Figura 1.2 y los Partidos que comprende la cuenca en la Figura 1.3:

CHO1: sobre el arroyo La Choza; 21,5 km aguas arriba de su desembocadura. Partido de Luján.

CHO2: sobre el arroyo La Choza, a la altura de la ruta 6; 11 km aguas arriba de su desembocadura. Partido de General Rodríguez.

CHO3: sobre el arroyo La Choza, a la altura de la ruta 24; 3,5 km aguas arriba de su desembocadura. Partido de General Rodríguez.

DUR1: sobre el arroyo Durazno, a la altura de la Ciudad de Plomer; a 19km aguas arriba de su desembocadura. Partido de Las Heras.

DUR2: sobre el arroyo Durazno, a la altura de la ruta 6; 12km aguas arriba de su desembocadura. Partido de Marcos Paz.

DUR3: sobre el arroyo Durazno, a 3km aguas arriba de su desembocadura. Partido de Marcos Paz.

CAS: Sobre el cauce principal del río Reconquista, a la altura de Puente Cascallares, aproximadamente 3km río abajo de su nacimiento en el Embalse Roggero. Partidos de Merlo y Moreno.

REY: Sobre el cauce principal, a la altura de la ruta 7; a 20km de su nacimiento. Paso del Rey, Partidos de Merlo y Moreno.

GOR: Sobre el cauce principal, a la altura de Puente Centenario, en la calle J. M. Gorriti; a 40km de su nacimiento. Partidos de Hurlingham y San Miguel. Aguas arriba de la desembocadura del arroyo Morón.

SMT: Sobre el cauce principal, 300m aguas arriba del Parque San Martín del CEAMSE; a 60km de su nacimiento. Partido de Gral. San Martín y Tigre. Aguas abajo de la desembocadura del arroyo Morón.

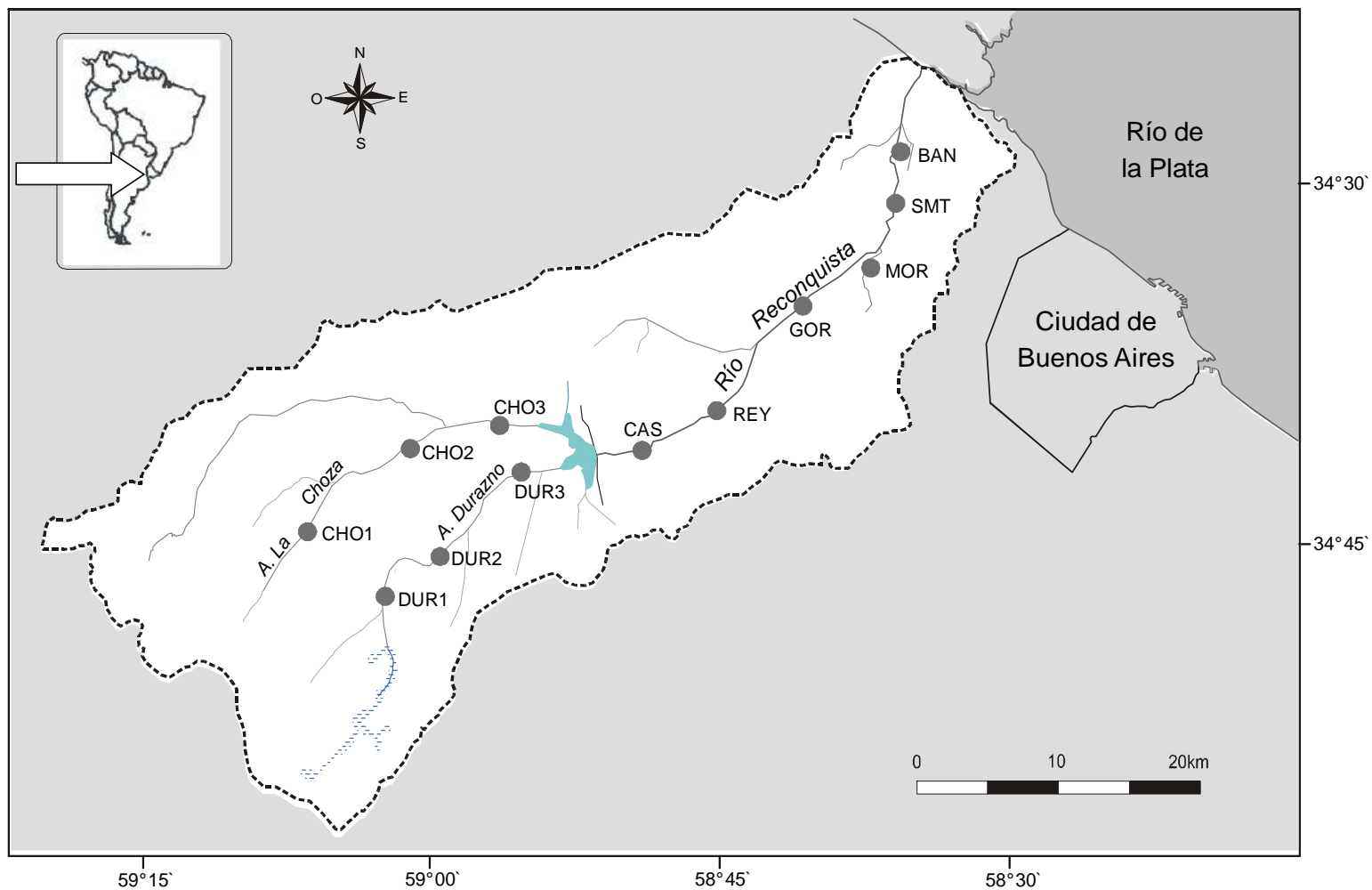
BAN: Sobre el cauce principal, a la altura de la Estación Bancalari "R"; a 70km de sus nacientes. Partidos de San Isidro y Tigre.

MOR: Sobre el arroyo Morón, en el puente del Camino del Buen Ayre.

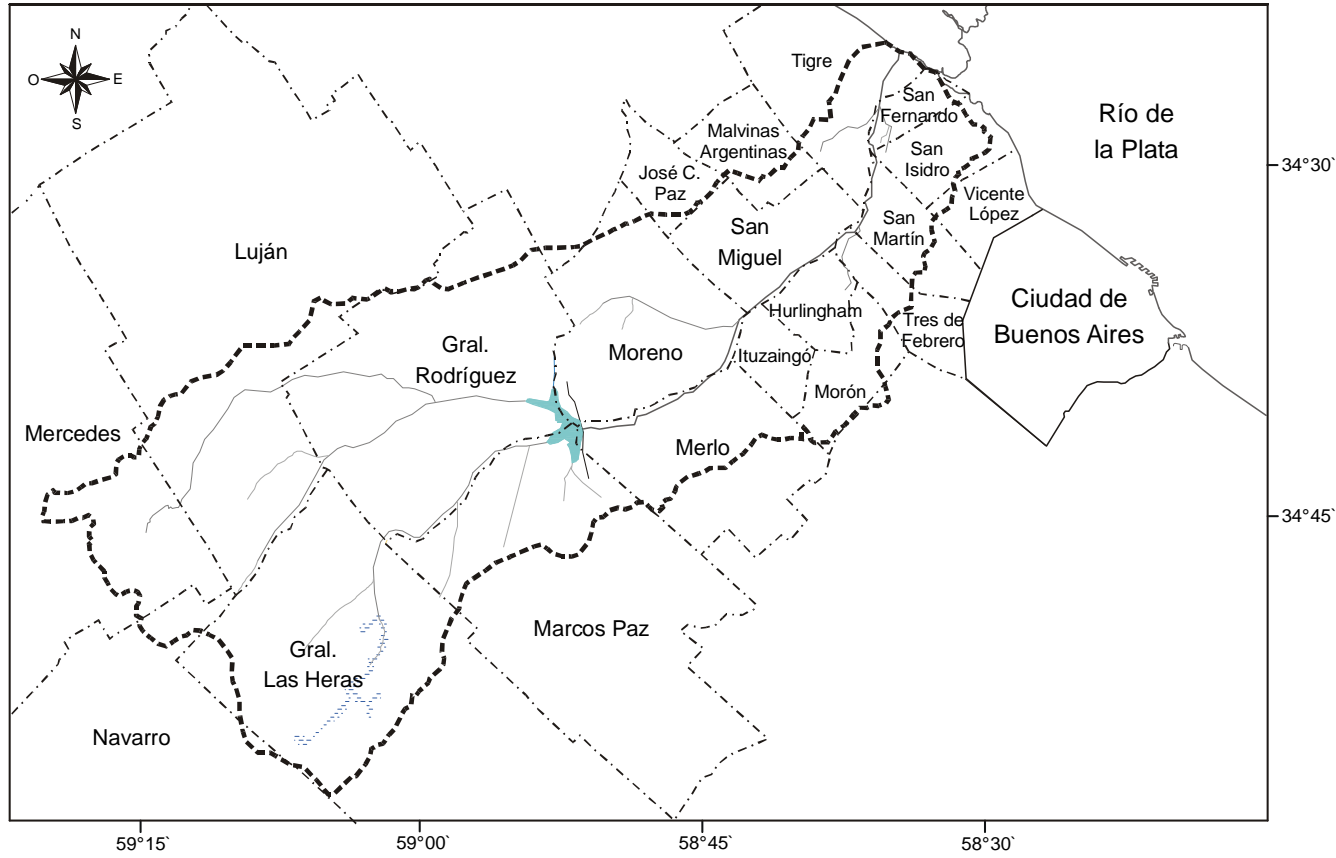
[Pescuma y Guaresti \(1992\)](#) en su informe sobre el saneamiento de la cuenca del río Reconquista informan que en la cuenca se vierten descargas de efluentes cloacales, directa o indirectamente, desde plantas de tratamiento municipales, principalmente de los partidos de Merlo y Moreno, desde Campo de Mayo o desde otros arroyos en forma clandestina. Dentro de los efluentes industriales, el rubro alimenticio es el más importante, el cual incluye matanza de ganado, preparación y conservación de carnes, y la industria láctea, y adquieren mayor importancia en la porción superior de la cuenca. Otras descargas industriales provienen de la industria textil, química, fabricación de productos de caucho, industria metalúrgica y siderometalúrgica, de papel y curtiembres, ubicadas en su mayoría en la cuenca media y baja.

Pescuma y Guaresti (*op. cit.*) analizan la situación por partido y a lo largo del curso de agua, considerando las características, procesos y volumen de producción de 280 establecimientos registrados en la Provincia, los cuales descargan directamente en el río Reconquista, en sus afluentes o en la napa freática. En el arroyo La Choza, en el Partido de Gral. Rodríguez, se producen descargas de efluentes que superan los  $6.100\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ , principalmente provenientes de la industria láctea (97%) (Figura 1.4). El Partido de Moreno vierte, directa o indirectamente, al río Reconquista más de  $6700\text{m}^3.\text{día}^{-1}$  de efluentes, de los cuales

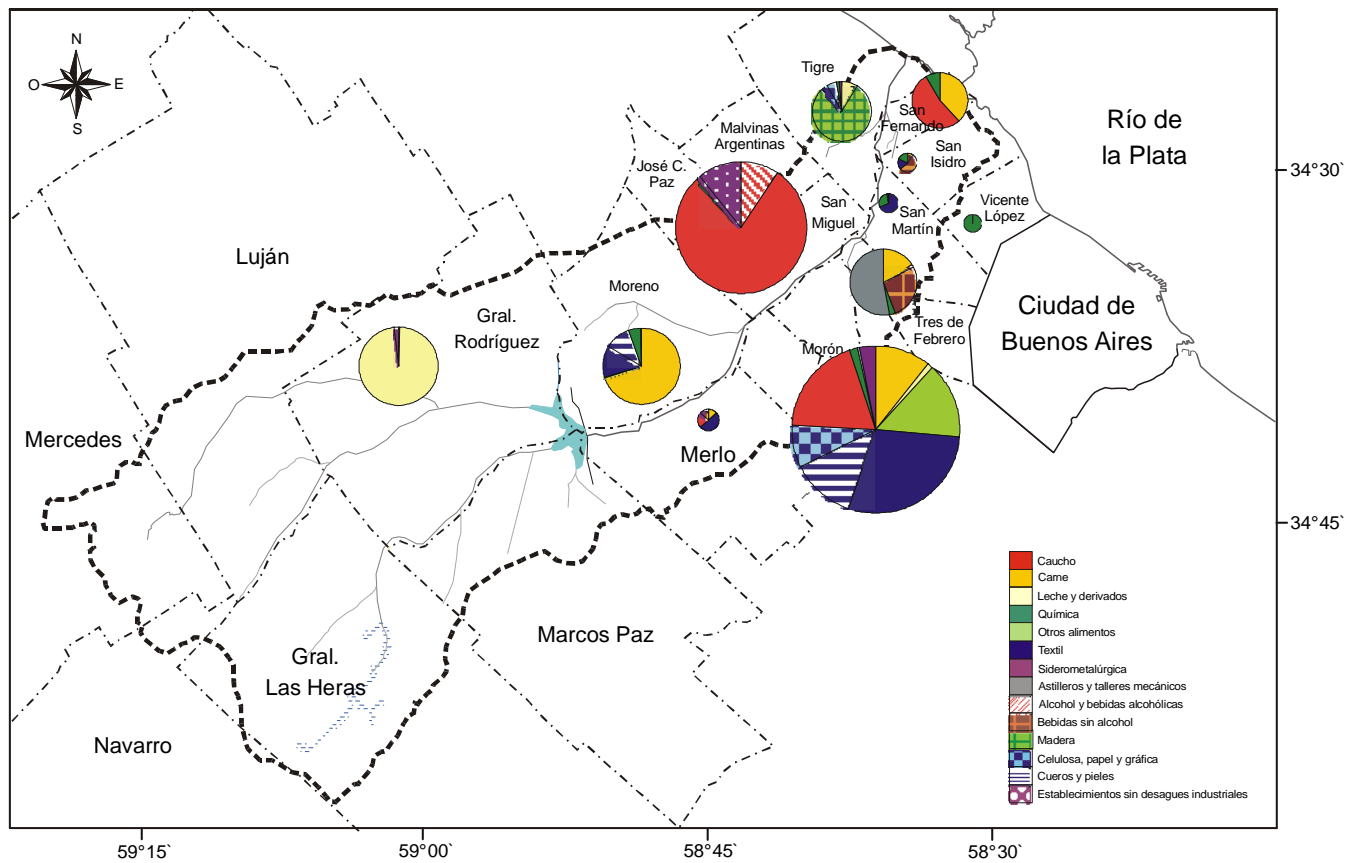
el 70% corresponde a la industria de la carne, el 13% a la industria textil y el 11% a la industria del cuero. En el Partido de Merlo los vertidos superan los  $2500\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ , siendo los más importantes los provenientes de la industria textil (52%), del caucho (22%) y de la carne (13%). En el ex Partido de Gral. Sarmiento (actualmente San Miguel, José C. Paz y Malvinas Argentinas) se vierten al río Reconquista aproximadamente  $11.000\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ , siendo la industria del caucho la más importante (80%). El Partido de Gral. San Martín vierte, directa o indirectamente, al río Reconquista aproximadamente  $1500\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ , siendo los vertidos más importantes los de la industria textil (66%) y química (29%). Sobre el arroyo Morón se descargan efluentes provenientes principalmente de los partidos de Morón (actualmente Morón y Hurlingham) y Tres de Febrero. Los Partidos de Morón, Ituzaingó y Hurlingham (correspondientes al anterior Partido de Morón) vierte casi  $17000\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ , siendo las industrias más importantes la textil (29%), caucho (19%), alimenticia (carne (11%) y otros alimentos (15%)), curtiembres (12%) y papel (8%). El Partido de Tres de Febrero descarga más de  $6000\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ , principalmente de astilleros y talleres mecánicos (53%), de las industrias relacionadas con las bebidas sin alcohol (27%) y de la carne (16%). El Partido de San Fernando vierte aproximadamente  $4800\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ , siendo las industrias del caucho (54%), de la carne (38%) y química (8%) las más importantes. En el Partido de Tigre las industrias más importantes son las relacionadas con la madera (81%), y láctea (8%), descargando en total aproximadamente  $4700\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ .



**Figura 1.2** Ubicación de los sitios de muestreo sobre la cuenca del río Reconquista.



**Figura 1.3** Partidos comprendidos en la cuenca del río Reconquista.



**Figura 1.4** Principales descargas vertidas por las industrias de cada partido al río Reconquista y a sus tributarios. El tamaño de los círculos muestra el volumen relativo de la descarga de cada Partido. El Partido de Gral. Rodríguez vierte al arroyo La Choza y el ex Partido de Morón (actualmente dividido en los Partidos de Morón, Ituzaingó y Hurlingham) sobre el arroyo Morón.

## **OBJETIVO**

Caracterizar los distintos sitios de la cuenca del río Reconquista en función de los usos de la tierra, e identificar un área de referencia para la cuenca.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

- Caracterizar los sitios de acuerdo a las propiedades físicas y químicas de las aguas superficiales y al uso de la tierra.
- Determinar los procesos físico-químicos que operan en el sistema.
- Identificar los sitios más sensibles que requieren mayor atención.
- Determinar un área de referencia para la cuenca.



## MATERIALES Y METODOS

Etapa 1: Desarrollo del muestreo para la caracterización física y química de las aguas superficiales de la cuenca del río Reconquista

Se llevaron a cabo diez muestreos en la cuenca del río Reconquista entre abril de 1996 y marzo de 1998 en cuatro sitios a lo largo del cauce principal: CAS, GOR, SMT, BAN, y en los tributarios arroyo Durazno (DUR2) y arroyo La Choza (CHO3) (Figura 1.2) y seis muestreos en REY y MOR desde abril de 1996 hasta febrero de 1997, con el fin de caracterizar los distintos sitios en función de las variables físicas y químicas y del uso de la tierra e identificar una posible área de referencia.

Etapa 2: Ampliación del muestreo en la alta cuenca. Relación con las precipitaciones

Desde diciembre de 1998 hasta julio de 1999 los muestreos se concentraron en la alta cuenca para precisar la identificación del área de referencia. Se realizaron cuatro muestreos (dos en verano y dos en invierno), teniendo en cuenta el régimen de precipitaciones, en los sitios DUR1, DUR2 y DUR3 (sobre el arroyo Durazno), CHO1, CHO2, y CHO3 (sobre el arroyo La Choza) y en CAS, en la cuenca media (Figura 1.2).

Análisis Físico y químico

Las siguientes variables fueron medidas *in situ*: oxígeno disuelto (OD) (YSI 51B oxímetro), pH (ORION pHmetro 250A), conductividad eléctrica (CE) (LUFTMAN conductímetro), temperatura, transparencia (disco de Secchi) y profundidad del cauce. Las muestras de agua se tomaron por triplicado y se filtraron a través de filtros Whatman GF/C, y trasladadas al laboratorio a 4°C para su posterior análisis. Las concentraciones fueron determinadas usando los siguientes métodos: fósforo reactivo soluble (PRS) con molibdato ascórbico, nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) por reducción con sulfato de hidrazina, nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) por

diazotación, según [Strickland y Parsons \(1972\)](#). Amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) fue determinado por el método de indofenol azul, bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) por volumetría con heliantina, de acuerdo a [Mackereth et al. \(1989\)](#). Calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) por volumetría con EDTA, sodio ( $\text{Na}^+$ ) y potasio ( $\text{K}^+$ ) por fotometría de llama, sulfato ( $\text{S-SO}_4^{2-}$ ) por turbidimetría y cloruro ( $\text{Cl}^-$ ) por volumetría con nitrato de plata, según [APHA \(1992\)](#). Los sólidos suspendidos (SS) se determinaron por gravimetría, carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico total (COT) de acuerdo a [Golterman et al. \(1978\)](#). La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue calculada como la suma de amonio, nitrato y nitrito. Carbono orgánico disuelto (COD) se determinó como la diferencia entre COT y COP.

Se tomaron muestras de agua de cada sitio de muestreo en forma bimestral desde abril de 1996 hasta diciembre de 1996, en botellas de PVC, previamente lavadas con  $\text{HNO}_3$  al 10%, para determinar las concentraciones totales de metales pesados (Cu, Zn, Cr y Pb). Las muestras de agua fueron acidificadas a  $\text{pH} < 2$  con  $\text{HNO}_3$  concentrado para su preservación. Para determinar la concentración de metal en agua, previamente se evaporó un volumen conocido de la muestra (aproximadamente 500 ml), y se digirió el residuo seco con  $\text{HNO}_3$  y  $\text{HClO}_4$  concentrados (2:1). Se calculó el Índice de Contaminación por Industrias (ICAPI) ([Lacoste y Collasius, 1995](#)) para cada sitio de muestreo teniendo en cuenta las medianas de OD y de los metales pesados. Los valores del ICAPI varían en una escala de 0-10 (peor-mejor condición) siendo cero el valor para efluentes industriales no tratados.

En cada sitio de muestreo se tomaron muestras de sedimento y se guardaron en freezer hasta su posterior análisis. Los sedimentos fueron secados al aire y acondicionados para determinar las concentraciones totales de zinc, cobre, cromo y plomo, y la concentración de estos metales unidos a las fracciones residuales y no residuales del sedimento. La concentración de metal asociada a las fracciones no residuales (intercambiable, carbonatos, óxidos de Fe y Mn, materia orgánica-sulfuros) fue obtenida mediante la técnica secuencial propuesta por [Tessier et al., \(1979\)](#). La fracción residual se determinó por mineralización ácida del residuo con  $\text{HF-HClO}_4$ .

Todas las concentraciones de metales se determinaron por espectrometría

de emisión ICP-OES (Perkin Elmer Optima 4300 DV).

Se calcularon las cargas de SS y de metales en DUR2 multiplicando la concentración por el caudal estimado *in situ* (según se explica en el capítulo 2, página 77)

### Análisis estadístico

Los muestreos realizados en la etapa 1 fueron comparados a través de sus medianas. Varios autores (tal como [Edmunds \*et al.\*, 2003](#)) recomiendan el uso de la mediana para el análisis de datos físicos y químicos de diferentes cuerpos de agua debido a que es más robusta y está menos afectada por los datos “outliers”. Para ello se utilizó el test de medianas de Kruskal-Wallis, y, cuando fue apropiado, se realizaron comparaciones de a pares usando el test Kolmogorov-Smirnov entre DUR2 y los restantes sitios y entre CAS y los restantes sitios. Se usó un nivel de significancia del 5%. Se realizaron correlaciones de Pearson entre las variables físicas y químicas medidas. Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés) sobre los datos experimentales. Se utilizó el criterio de Kaiser para identificar el número de componentes principales retenidos con el fin de resaltar la estructura de datos subyacentes ([Pla, 1986](#)). Este criterio retiene sólo aquellos factores con autovalores mayores a 1. El análisis estadístico fue realizado con el programa [StatSoft Inc. \(2004\)](#).

## RESULTADOS Y DISCUSION

### Etapa 1: Caracterización física y química de las aguas superficiales de la cuenca del río Reconquista

En la Tabla 1.1 se muestran las medianas de las principales variables físicas y químicas de los sitios de muestreo de la cuenca. En el Apéndice 1 se detallan los valores de cada variable obtenidos para cada sitio y fecha de muestreo.

#### Oxígeno disuelto

DUR2 y CAS presentaron las mayores concentraciones de oxígeno disuelto y fueron significativamente superiores a las de los restantes sitios ( $p < 0,05$ ). En estos sitios nunca se registraron valores inferiores a los  $4\text{mg.L}^{-1}$ , que constituye el límite para la protección de la vida acuática ([USEPA, 1986](#)). La Figura 1.5 muestra la distribución de los valores de oxígeno disuelto en el agua de los diferentes sitios. La tendencia de la mediana en el cauce principal es a disminuir hacia la desembocadura, alcanzando niveles inferiores a los sugeridos para la protección de la vida acuática aguas abajo de REY. Luego de la desembocadura del arroyo Morón, sólo se registraron valores de anoxia.

DUR2 y CAS presentaron las mayores concentraciones de oxígeno disuelto.

Los valores de oxígeno disuelto contenidos en el rango intercuartil de CHO3 fueron semejantes a los de GOR. A pesar de que el sitio CHO3 está ubicado en la alta cuenca, donde el uso es principalmente agrícola-ganadero, la mediana del oxígeno disuelto resultó muy inferior al límite para la protección de la vida acuática, lo cual puede relacionarse con la descarga puntual de camiones atmosféricos y desagües de establecimientos avícolas en este sitio, según lo relatado por pobladores del lugar. Los niveles de anoxia registrados a partir de GOR, así como en CHO3, y la alta correlación negativa hallada con los principales descriptores de polución orgánica (amonio, fósforo total, nitrógeno Kjeldahl) (Tabla 1.2) revelan que la carga orgánica vertida al río excede su capacidad de autodepuración, y que los niveles de oxígeno disuelto responden principalmente a la descarga de materia orgánica más que a una variación estacional, dada la débil correlación negativa con la temperatura (Tabla 1.2).

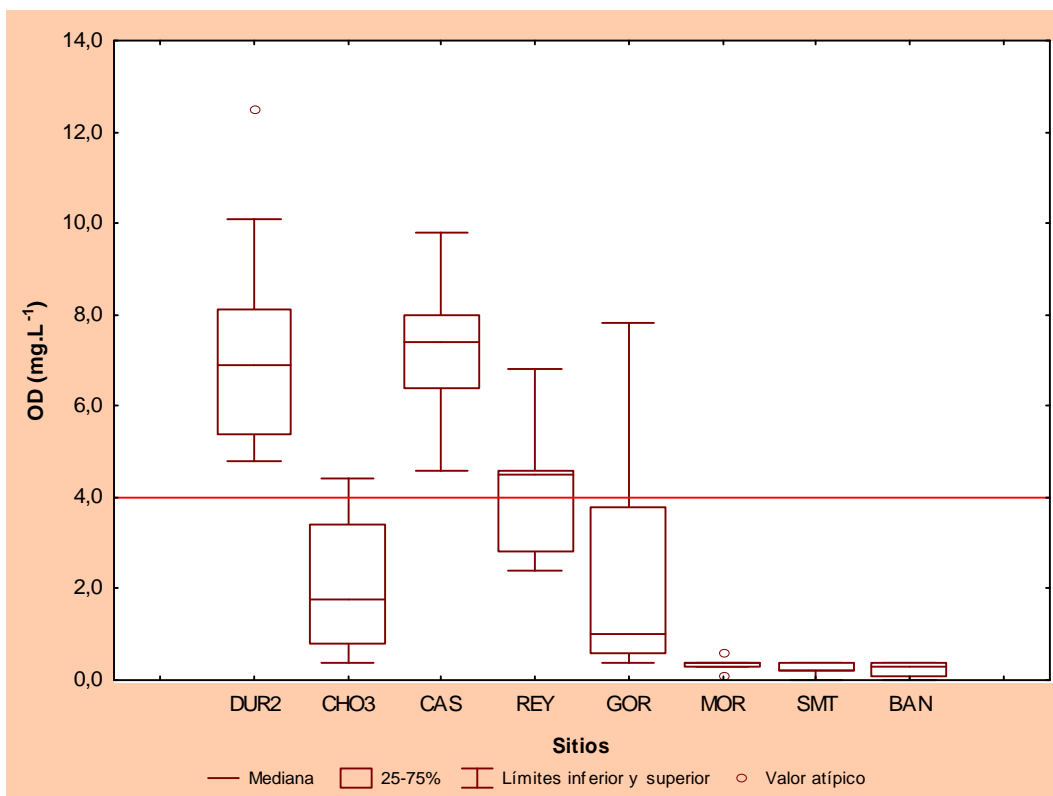
En CHO3, y en el cauce principal a partir de REY los niveles de OD fueron cercanos a la anoxia, en coincidencia con descargas ricas en materia orgánica.

**Tabla 1.1** Variables físicas y químicas medidas en los distintos sitios sobre el Río Reconquista. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre el sitio DUR2 y los restantes sitios y las mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre el sitio CAS y los restantes sitios.

Sitio	OD (mg l <sup>-1</sup> )	CE (μS cm <sup>-1</sup> )	SS (mg l <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (μg l <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (μg l <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (μg l <sup>-1</sup> )	NID (μg l <sup>-1</sup> )	PRS (μg l <sup>-1</sup> )	COT (mg l <sup>-1</sup> )	
DUR2	mediana	6,9 aA	1891 aB	33 aA	403 aA	365 aA	70 aA	847 aA	366 aA	23,2 aA
	min	4,8	352	8	43	117	46	479	67	3,8
	max	12,5	2600	111	1219	1038	108	1714	684	51,8
	n	10	10	10	10	10	10	10	10	10
CHO3	mediana	1,8 bB	1190 bA	20 aA	4716 bB	350 aA	114 aB	5708 bB	917 aA	24,1 aA
	min	0,4	362	8	1170	52	11	1669	324	8,8
	max	4,4	1533	70	10262	867	680	10739	3606	36,9
	n	10	9	10	10	9	10	9	10	10
CAS	mediana	7,4 aA	962 bA	54 aA	311 aA	378 aA	30 aA	664 aA	600 aA	22,0 aA
	min	4,6	371	17	181	82	7	469	195	2,2
	max	9,8	2000	86	1192	1556	112	2486	1161	29,0
	n	10	9	10	10	10	10	10	10	10
REY	mediana	4,5 bB	1073 bA	35 aA	6323 bB	775 bB	322 bB	7361 bB	1168 bB	27,0 aA
	min	2,4	973	19	2813	342	180	3521	659	21,4
	max	6,8	1357	610	14424	2218	443	15668	1367	43,7
	n	6	5	6	6	6	6	6	6	6
GOR	mediana	1,0 bB	1217 bA	31 aA	8264 bB	1607 bB	390 bB	10761 bB	2091 bB	17,0 aA
	min	0,4	526	17	2565	225	3	4926	854	2,2
	max	7,8	2350	74	11047	3588	726	12089	4164	33,7
	n	10	9	9	10	9	10	10	10	10
SMT	mediana	0,2 bB	1550 aA	72 aA	10235 bB	150 aB	27 bA	11098 bB	1905 bB	52,7 aB
	min	0,0	890	44	7250	23	<4	7374	732	24,4
	max	0,4	2125	156	22459	530	1164	22694	3477	80,8
	n	10	9	10	10	10	10	10	10	10
BAN	mediana	0,3 bB	1545 aA	53 aA	11067 bB	47 bB	20 bA	11158 bB	1826 bB	34,4 aB
	min	0,0	889	29	6798	12	<4	7048	858	23,8
	max	0,4	2118	119	14820	220	31	14968	3735	50,8
	n	10	9	10	10	10	10	10	10	10
MOR	mediana	0,4 bB	2693 aA	110 aA	16765 bB	99 bB	31aA	16760 bB	1146 bA	138,9 bB
	min	0,0	2143	54	13240	44	<4	13540	732	62,3
	max	0,4	3115	199	34313	139	218	34380	2627	323
	n	5	4	5	5	4	5	5	5	5

**Tabla 1.1** Matriz de correlación de las variables físicas y químicas utilizadas para el Análisis de Componentes Principales. Los valores subrayados indican coeficientes de correlación significativos. (Para NKj n=53; Sec/Prof n=59; CE n=64; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> n=69; SS n=70; el resto de las variables n=71).

	OD	Temp	CE	SS	Sec/Prof.	N Kj	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NID	PT	PRS	COP	COT	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	COD	Dureza	
OD	1,000																							
Temp	<u>-0,321</u>	1,000																						
CE	0,091	-0,052	1,000																					
SS	-0,164	0,055	-0,022	1,000																				
Sec/Prof.	<u>0,504</u>	-0,156	<u>0,329</u>	<u>-0,413</u>	1,000																			
N Kj	<u>-0,621</u>	0,157	<u>0,481</u>	0,230	<u>-0,385</u>	1,000																		
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<u>-0,682</u>	<u>0,261</u>	<u>0,438</u>	0,104	<u>-0,343</u>	<u>0,813</u>	1,000																	
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,230	0,057	<u>-0,289</u>	-0,084	0,068	-0,139	0,146	1,000																
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0,071	-0,014	-0,193	0,135	-0,015	0,036	-0,025	<u>0,298</u>	1,000															
NID	<u>-0,665</u>	<u>0,255</u>	<u>0,404</u>	0,100	<u>-0,333</u>	<u>0,803</u>	<u>0,993</u>	-0,029	0,186	1,000														
PT	<u>-0,777</u>	<u>0,247</u>	<u>0,276</u>	0,194	<u>-0,447</u>	<u>0,836</u>	<u>0,780</u>	-0,089	0,100	<u>0,788</u>	1,000													
PRS	<u>-0,572</u>	0,080	0,180	0,046	<u>-0,416</u>	<u>0,328</u>	<u>0,492</u>	-0,087	-0,049	<u>0,486</u>	<u>0,625</u>	1,000												
COP	<u>-0,521</u>	0,132	<u>0,363</u>	<u>0,299</u>	<u>-0,411</u>	<u>0,832</u>	<u>0,653</u>	<u>-0,307</u>	0,061	<u>0,629</u>	<u>0,602</u>	0,195	1,000											
COT	<u>-0,302</u>	0,035	<u>-0,377</u>	0,206	<u>-0,270</u>	<u>0,830</u>	<u>0,489</u>	-0,206	0,083	<u>0,467</u>	<u>0,523</u>	0,049	<u>0,727</u>	1,000										
Ca <sup>2+</sup>	<u>-0,432</u>	0,072	<u>0,767</u>	0,130	-0,018	<u>0,789</u>	<u>0,638</u>	-0,341	-0,156	<u>0,603</u>	<u>0,592</u>	<u>0,270</u>	<u>0,734</u>	<u>0,654</u>	1,000									
Mg <sup>2+</sup>	0,067	-0,064	<u>0,834</u>	0,042	<u>0,459</u>	<u>0,445</u>	<u>0,313</u>	-0,253	-0,151	<u>0,284</u>	<u>-0,264</u>	0,081	<u>0,408</u>	<u>0,482</u>	<u>0,788</u>	1,000								
Na <sup>+</sup>	-0,148	-0,027	<u>0,746</u>	-0,143	<u>0,337</u>	<u>0,612</u>	<u>0,374</u>	-0,276	-0,092	<u>0,344</u>	<u>0,339</u>	0,033	<u>0,463</u>	<u>0,502</u>	<u>0,711</u>	<u>0,755</u>	1,000							
K <sup>+</sup>	<u>-0,280</u>	0,064	<u>0,535</u>	<u>0,265</u>	-0,230	<u>0,791</u>	<u>0,435</u>	-0,185	0,041	<u>0,417</u>	<u>0,523</u>	0,078	<u>0,626</u>	<u>0,739</u>	<u>0,692</u>	<u>0,563</u>	<u>0,749</u>	1,000						
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,215	-0,099	<u>0,681</u>	-0,055	0,249	<u>0,479</u>	<u>0,446</u>	0,191	0,054	<u>0,431</u>	<u>0,466</u>	0,226	<u>0,309</u>	<u>0,312</u>	<u>0,546</u>	<u>0,614</u>	<u>0,673</u>	<u>0,410</u>	1,000					
S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,080	0,062	<u>0,562</u>	0,119	-0,101	<u>0,570</u>	<u>0,293</u>	-0,215	<u>-0,260</u>	<u>0,264</u>	0,171	0,030	<u>0,539</u>	<u>0,624</u>	<u>0,662</u>	<u>0,627</u>	<u>0,485</u>	<u>0,534</u>	0,219	1,000				
Cl <sup>-</sup>	-0,217	0,072	<u>0,853</u>	0,122	<u>0,291</u>	<u>0,715</u>	<u>0,548</u>	<u>-0,333</u>	-0,225	<u>0,511</u>	<u>0,390</u>	0,082	<u>0,678</u>	<u>0,675</u>	<u>0,917</u>	<u>0,851</u>	<u>0,780</u>	<u>0,704</u>	<u>0,501</u>	<u>0,756</u>	1,000			
COD	<u>-0,268</u>	0,023	<u>-0,363</u>	0,189	-0,199	<u>0,807</u>	<u>0,454</u>	-0,186	0,096	<u>0,434</u>	<u>0,496</u>	0,032	<u>0,672</u>	<u>0,997</u>	<u>0,623</u>	<u>0,475</u>	<u>0,489</u>	<u>0,727</u>	<u>0,301</u>	<u>0,613</u>	<u>0,652</u>	1,000		
Dureza	<u>-0,285</u>	0,012	<u>0,847</u>	0,096	0,231	<u>0,679</u>	<u>0,522</u>	<u>-0,322</u>	-0,162	<u>0,488</u>	<u>0,471</u>	0,196	<u>0,622</u>	<u>0,611</u>	<u>0,957</u>	<u>0,932</u>	<u>0,772</u>	<u>0,671</u>	<u>0,609</u>	<u>0,683</u>	<u>0,939</u>	<u>0,589</u>	1,000	



**Figura 1.5** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para el oxígeno disuelto (OD) en cada sitio de muestreo. La línea roja señala el nivel límite de OD para la protección de la vida acuática (4 mg.L<sup>-1</sup>).

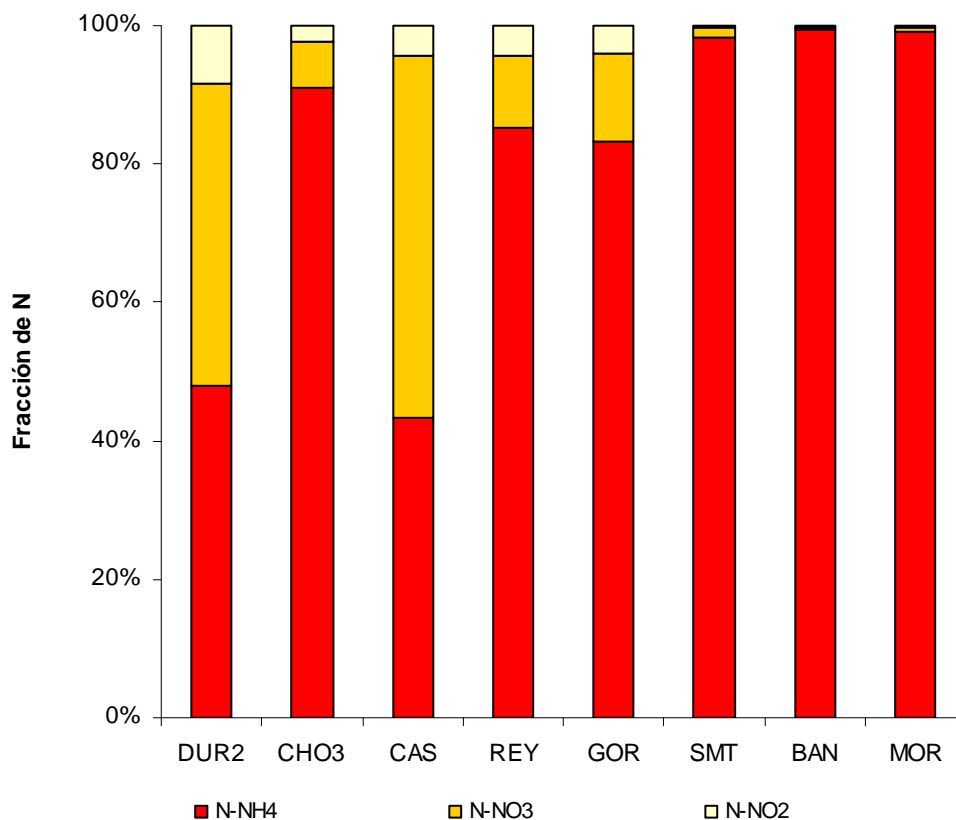
Los niveles de oxígeno disuelto encontrados en CAS, REY y GOR fueron semejantes a los hallados desde 1970 ([Thames Water Consultancy Service, 1979](#)) y en muestreos realizados por la Universidad de Luján ([Salibián, 2006](#)).

Estas condiciones se registran desde 1970.

### Nitrógeno, fósforo y carbono

Entre DUR2 y CAS no se observaron diferencias significativas en las concentraciones de amonio, nitrato, nitrito, PRS y COT (Tabla 1.1). En estos sitios el ion nitrato constituyó entre el 44 y el 62% del NID (Figura 1.6), y en ningún caso la concentración de amonio superó el límite para la protección de la vida acuática (1370µg.L<sup>-1</sup> según Ley Nacional de Residuos Peligrosos 24051, Decreto 831/93) (Tabla 1.1).

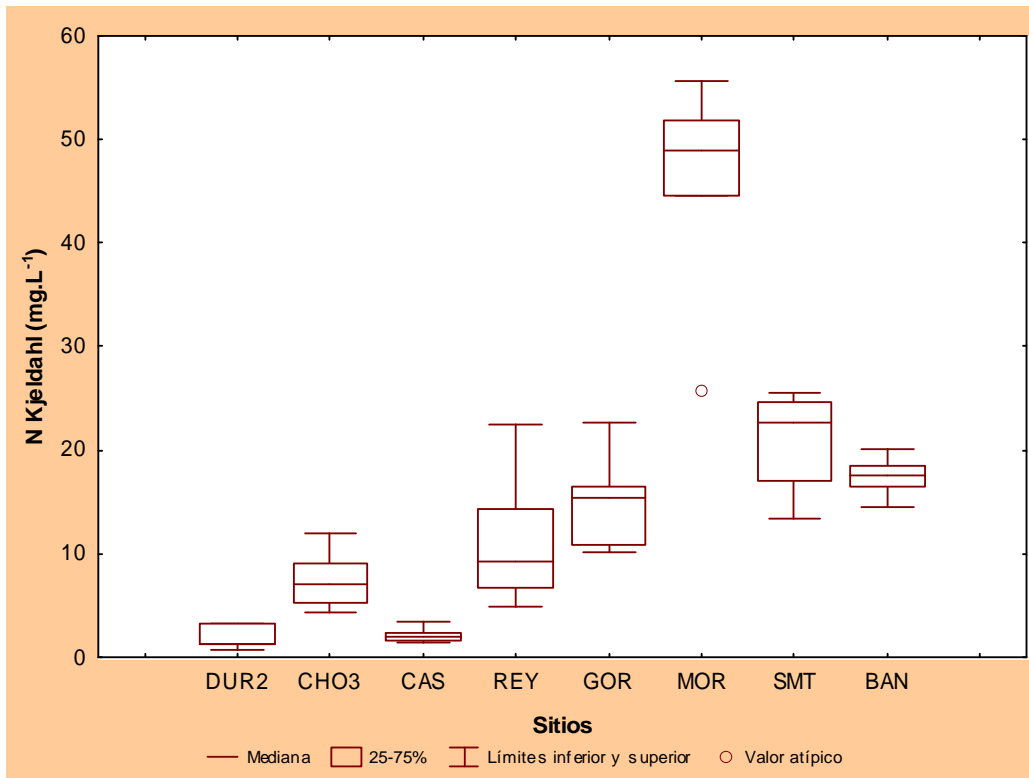
En DUR2 y CAS el nitrato fue la forma predominante de nitrógeno inorgánico.



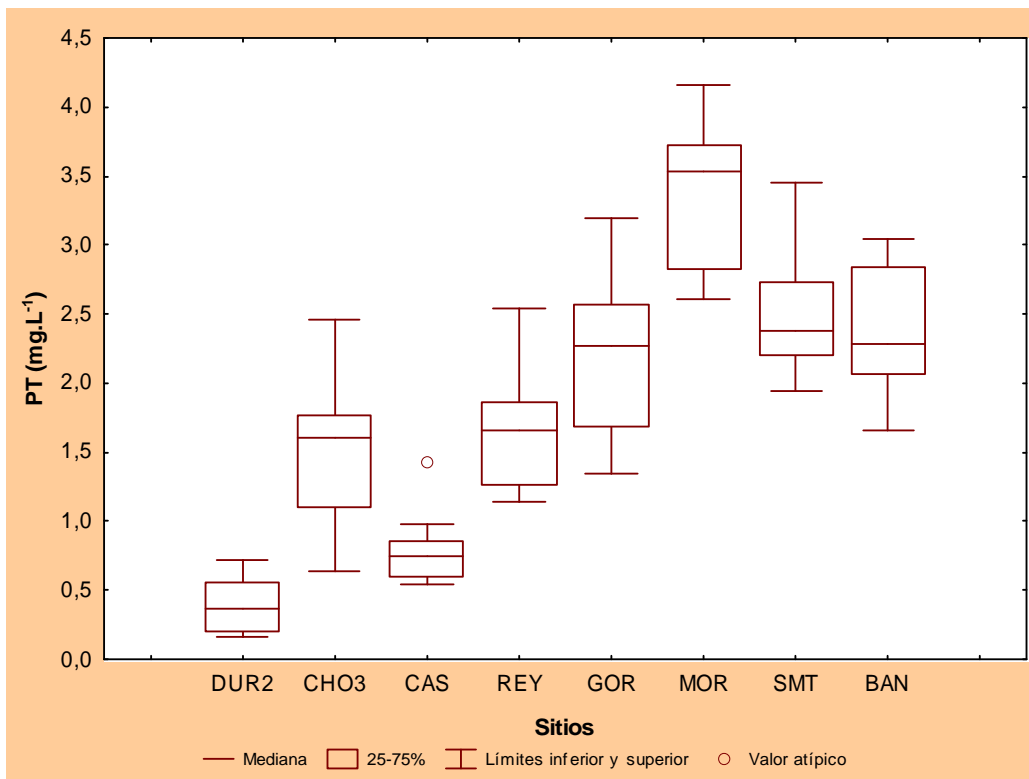
**Figura 1.6** Proporción de las formas de nitrógeno inorgánico disuelto determinadas en los sitios de muestreo de la cuenca del Río Reconquista.

En los restantes sitios estudiados el amonio representó más del 80% del NID (Figura 1.6) y en casi la totalidad de los muestreos su concentración superó el límite para la protección de la vida acuática (Tabla 1.1). Las elevadas concentraciones de amonio sugieren la descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados presentes en los efluentes municipales, aguas abajo de CAS y de la descarga puntual en CHO3. Estos niveles de amonio hallados superaron ampliamente a los registrados en el Riachuelo, cuenca vecina con alta densidad poblacional y descargas domésticas e industriales ([Iorio et al., 2006](#); [de Cabo et al., 2007](#)). Las concentraciones de nitrato en DUR2 y CAS no difirieron significativamente entre sí (Tabla 1.1) y sus concentraciones estarían en relación con los mayores valores de oxígeno disuelto que favorecen la nitrificación. Los bajos niveles de nitrato detectados en MOR y BAN coinciden con la menor concentración de oxígeno disuelto que favorece la denitrificación bacteriana.





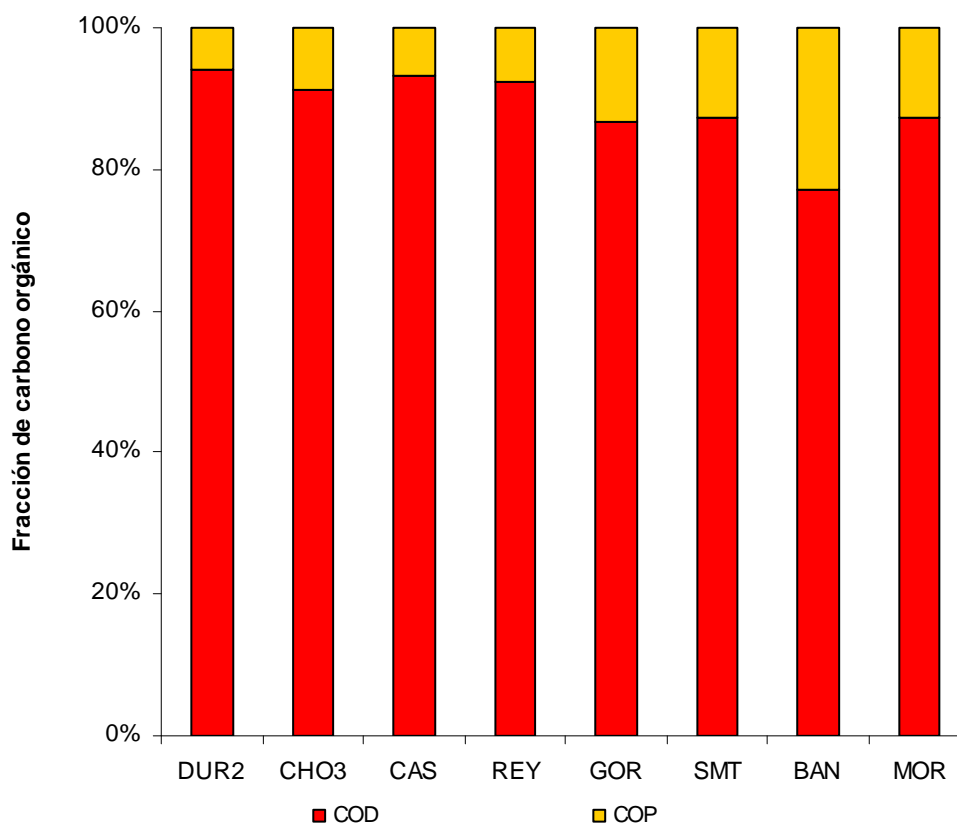
**Figura 1.7** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para Nitrógeno Kjeldahl en cada sitio de muestreo.



**Figura 1.8** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para fósforo total (PT) en cada sitio de muestreo.

Sin embargo, las concentraciones de nitrato no se correlacionaron significativamente con los niveles de oxígeno disuelto, probablemente como consecuencia de las altas concentraciones determinadas en CHO3, REY y GOR, sitios en los que también se registró anoxia. En REY y GOR se determinaron además concentraciones muy altas de nitrito, superiores en más de un orden de magnitud al nivel guía para la protección de la vida acuática ( $60\mu\text{g.L}^{-1}$ , según Ley 24051). Dado que el nitrito es un anión termodinámicamente inestable en aguas superficiales naturales, su elevada concentración en estos sitios, junto con los altos valores de nitrato y bajos niveles de oxígeno disuelto, sugieren un aporte externo de estas especies nitrogenadas, probablemente por descargas puntuales de las industrias de la carne presentes en la zona (Partidos de Moreno y Merlo) (Figura 1.4).

En CHO3 y aguas abajo de CAS el amonio fue la forma predominante de nitrógeno inorgánico, y las concentraciones de amonio y nitrito superaron los límites para la protección de la vida acuática.



**Figura 1.9** Proporción de las formas disueltas (COD) y particulada (COP) de carbono orgánico determinadas en los sitios de muestreo de la cuenca del Río Reconquista.

Los niveles de nitrógeno Kjeldahl y fósforo total fueron menores en la cuenca alta, con excepción de CHO3 y aumentaron a partir de CAS (Figuras 1.7 y 1.8). Las concentraciones de *o*-fosfato (PRS) fueron significativamente mayores desde REY hasta BAN y en MOR que las halladas en DUR2 ( $p < 0,01$ ) (Tabla 1.1).

Los niveles de carbono orgánico total (COT) fueron semejantes en todos los sitios de muestreo con excepción de MOR (Tabla 1.1). En SMT se observó un incremento respecto de GOR, probablemente por la descarga del arroyo Morón, en el que se registraron además los niveles más altos de esta variable (Tabla 1.1). La fracción disuelta del carbono orgánico (COD) representó entre un 79 y un 93% del COT. A pesar de los importantes aportes de materia orgánica a lo largo del cauce, COT y COD no lo reflejan adecuadamente (Figura 1.9).

No se observó una variación estacional en las distintas formas de N, P y C, y sólo se observó una débil correlación positiva entre la temperatura y el amonio y fósforo total (Tabla 1.2).

La fracción disuelta fue la principal forma de carbono orgánico en todos los sitios.

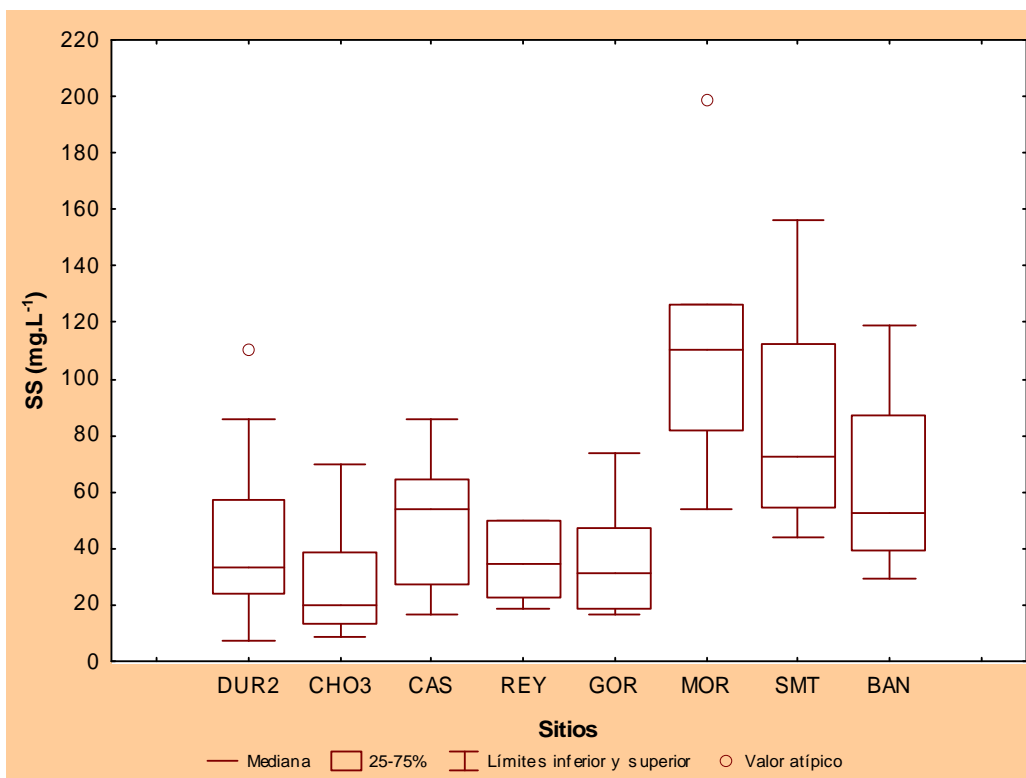
Las variaciones de N, P y C no mostraron un patrón estacional.

#### Sólidos suspendidos

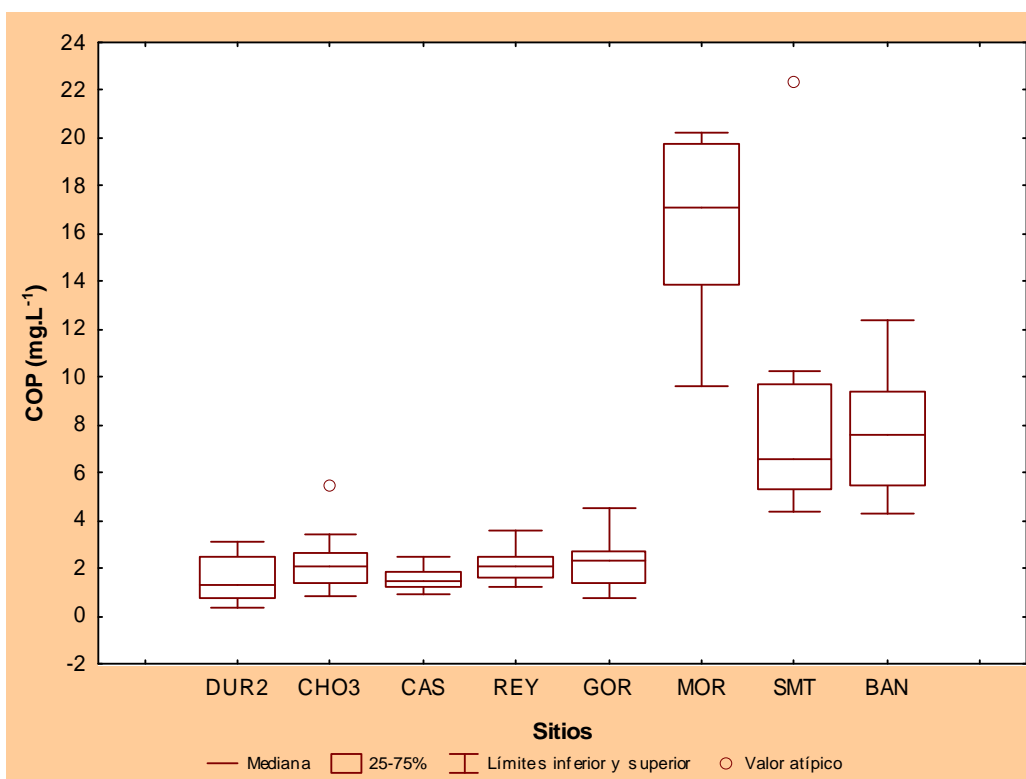
Las medianas de las concentraciones de sólidos suspendidos (SS) no presentaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo (Tabla 1.1), aunque se observó una tendencia al aumento aguas abajo de la desembocadura del arroyo Morón (Figura 1.10).

Los sólidos suspendidos no difirieron entre los sitios de muestreo...

Si bien el tamaño máximo de las partículas en suspensión, que constituyen los SS, depende tanto de las condiciones hidroquímicas como de las hidrodinámicas, generalmente los SS transportados por la mayoría de los ríos son inferiores a  $60\mu\text{m}$  (Hillier, 2001), y se encuentran constituidos fundamentalmente por materiales que granulométricamente son clasificados como limos y arcillas. Como consecuencia, el material en suspensión posee una elevada área superficial específica y los SS pueden ser fundamentales al determinar la movilidad y el comportamiento de numerosas especies químicas, especialmente de aquellas sustancias relativamente insolubles que tienden a sorberse a las superficies (Hillier, *op.cit.*). Camilión *et al.* (2003) destacan la relación existente entre la composición mineral de suelos y sedimentos, y el material en suspensión en los cursos fluviales. Hillier (2001) sostiene que los SS pueden actuar como transportadores de sustancias de baja solubilidad dependiendo de su composición.



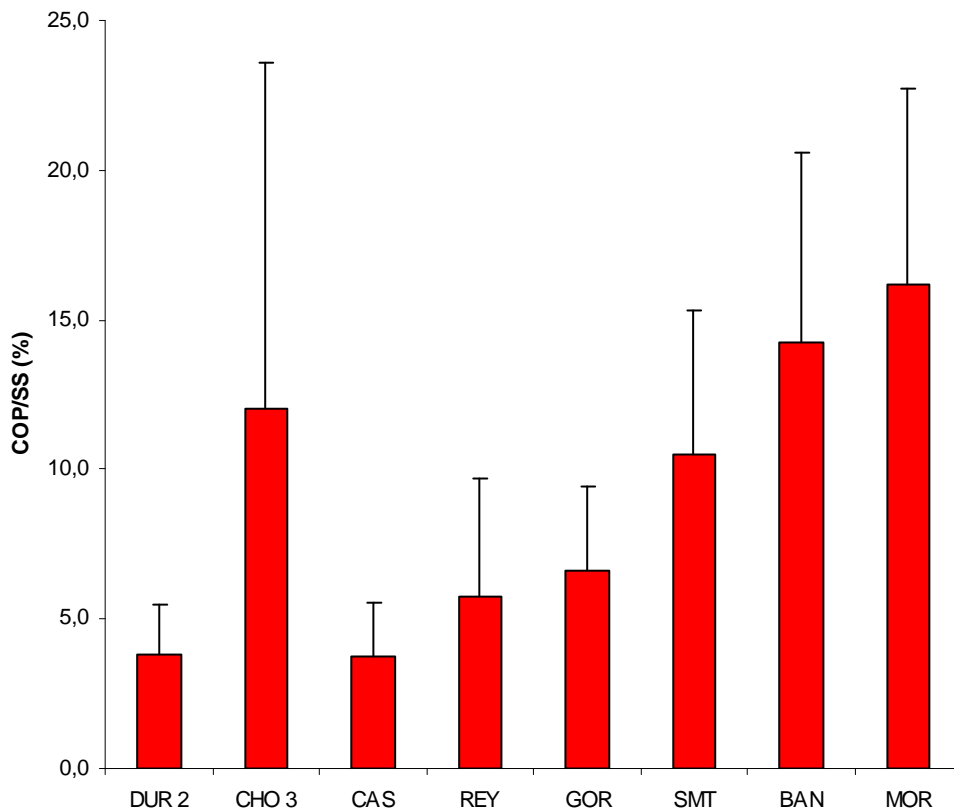
**Figura 1.10** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para los sólidos suspendidos (SS) en cada sitio de muestreo.



**Figura 1.11** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para carbono orgánico particulado (COP) en cada sitio de muestreo.

Si bien no se caracterizó mineralógicamente al material fino en suspensión, los SS son una compleja mezcla de partículas orgánicas e inorgánicas por lo que el análisis de las relaciones con el COP puede brindar información de interés. En las cuencas urbanizadas las descargas municipales constituyen la principal fuente de materia orgánica y nutrientes (Tucker *et al*, 1999 en [Liu et al., 2007](#)). La correlación positiva entre SS y COP (Tabla 1.2), los altos valores de COP aguas abajo de la desembocadura del arroyo Morón (Figura 1.11), y el mayor porcentaje COP/SS medido en estos sitios, al igual que en CHO3 (Figura 1.12), permite suponer que las descargas cloacales son las principales fuentes de materia orgánica, y por lo tanto esta relación podría contribuir a diferenciar los sitios de muestreo.

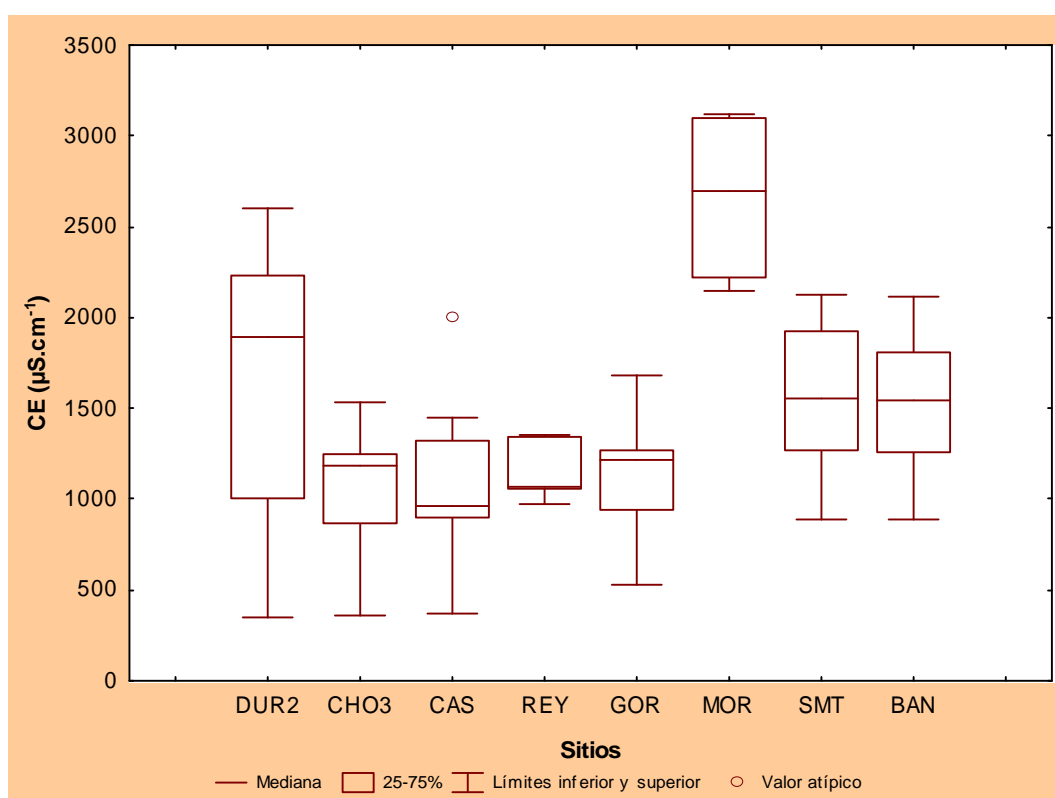
... pero sí su proporción de carbono orgánico, siendo mayor en los sitios con descargas cloacales.



**Figura 1.12** Proporción de carbono orgánico en los sólidos en suspensión de los distintos sitios de muestreo de la cuenca del río Reconquista.

## Salinidad y composición iónica

En el cauce principal, se observó la importante influencia de la descarga del arroyo Morón en el aumento de la conductividad eléctrica en SMT, a pesar del bajo caudal del arroyo ([de Cabo et al., 2000](#)). La mediana de la conductividad eléctrica hallada en DUR2 fue significativamente mayor a la registrada en CHO3, CAS, REY y GOR ( $p < 0,05$ ), y semejante a la de los restantes sitios (Tabla 1.1), y sus valores mostraron una alta variación entre las distintas fechas de muestreo (Figura 1.13).



**Figura 1.13** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para la conductividad eléctrica (CE) en cada sitio de muestreo.

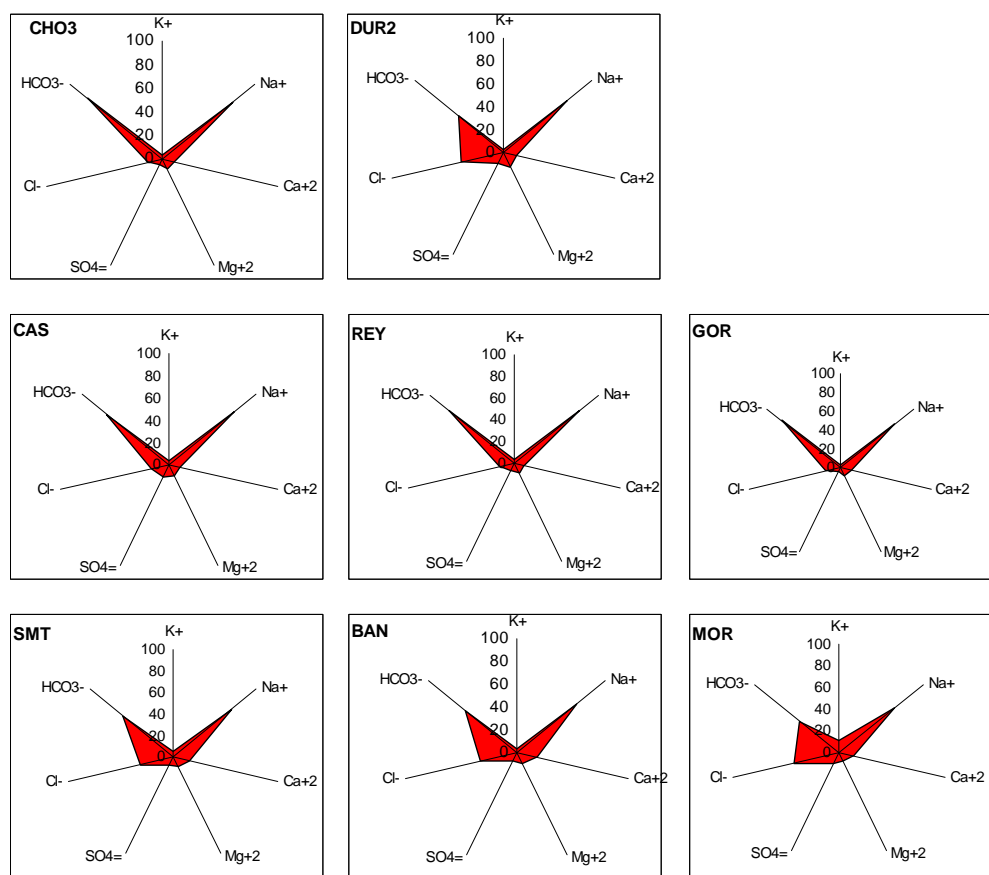
Las muestras de agua fueron clasificadas según su composición iónica y la salinidad siguiendo las categorías propuestas por el U.S. Geological Survey (Hem, 1985 en [Mireztki, 2001](#)) (Tabla 1.3).

**Tabla 1.3** Clasificación e las aguas superficiales según su salinidad y composición iónica (Hem, 1985 en [Mireztki, 2001](#)).

Salinidad	STD (mg.L <sup>-1</sup> )
No salina	<1000
Ligeramente salina	1000-3000
Salina	3000-10000
Muy salina	10000-35000
Salmuera	>35000
Composición aniónica	
Fuertemente bicarbonatada	carbonatos > 75%
Fuertemente clorurada	cloruro > 75%
Fuertemente sulfatada	sulfato > 75%
Bicarbonatada	50%<bicarbonato<75%
Clorurada	50%<cloruro<75%
Sulfatada	50%<sulfato<75%
Sin anión dominante	Bicarbonato, cloruro y sulfato<50%
Composición catiónica	
Fuertemente cálcica	calcio > 75%
Fuertemente magnésica	magnesio > 75%
Fuertemente alcalina	Sodio + potasio > 75%
Cálcica	50%<calcio<75%
Magnésica	50%<magnesio<75%
Alcalina	50%<sodio + potasio<75%
Sin catión dominante	Calcio, magnesio, sodio + potasio<50%

Según su composición catiónica las aguas de todos los sitios se clasificaron como fuertemente alcalinas, y en cuanto a su composición aniónica fueron clasificadas entre bicarbonatadas y fuertemente bicarbonatadas, en correspondencia con los componentes mayoritarios del agua subterránea de la región ([Amato y Silva Busso, 2006](#)), con excepción de MOR que no presentó anión dominante (Figura 1.14). La participación de cloruro es importante en MOR y aguas abajo de su desembocadura en relación con las descargas cloacales de la zona. En DUR2 también se encontró una alta participación de cloruro.

Las aguas son bicarbonatadas sódicas. Aunque en el arroyo Morón y en el cauce principal luego de su descarga aumenta la importancia del cloruro.

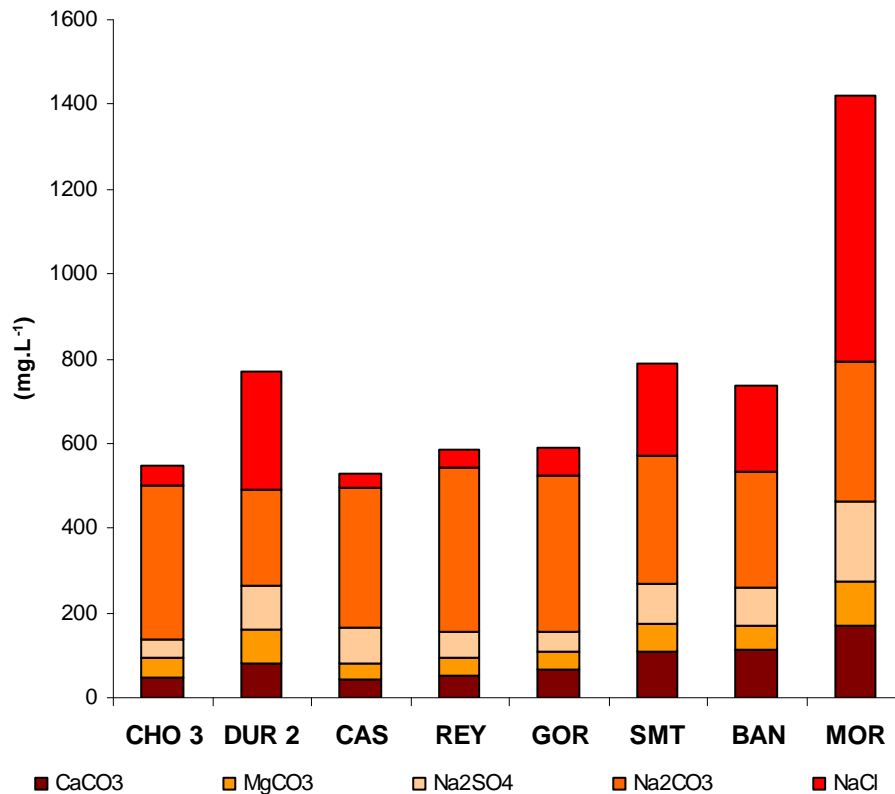


**Figura 1.14** Composición iónica de las aguas superficiales de los sitios de muestreo. Los valores representan la concentración mediana para cada ion y sitio de muestreo, expresados en porcentaje.

La concentración de sales observadas puede atribuirse a las transgresiones marinas ocurridas en la Edad Holocena, que dieron origen a depósitos ricos en arcillas esmectíticas y sales de sodio denominados genéricamente como Postpampeano (Ronco *et al.*, 2001; Zárate, 2003), así como también a las características climáticas de la zona. La Figura 1.15 muestra las concentraciones de las sales hipotéticas disueltas en cada sitio. Su concentración es una medida representativa de la salinidad del agua. En todos los sitios de muestreo, excepto en MOR, las concentraciones totales de sales disueltas (medianas) fueron menores a  $1000\text{mg.L}^{-1}$ , clasificándose como aguas no salinas. En MOR la concentración mediana de sales totales disueltas fue de  $1422\text{mg.L}^{-1}$ , resultando ligeramente salina.

Las aguas se clasifican como no salinas, y en el arroyo Morón como ligeramente salinas.





**Figura 1.15** Concentraciones de las sales disueltas hipotéticas determinadas en los sitios de muestreo de la cuenca del Río Reconquista.

En CHO3 y desde CAS hasta GOR la sal predominante fue el Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, y en DUR2, SMT y BAN las sales predominantes fueron el Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> y NaCl. En MOR se observó una fuerte predominancia de NaCl.

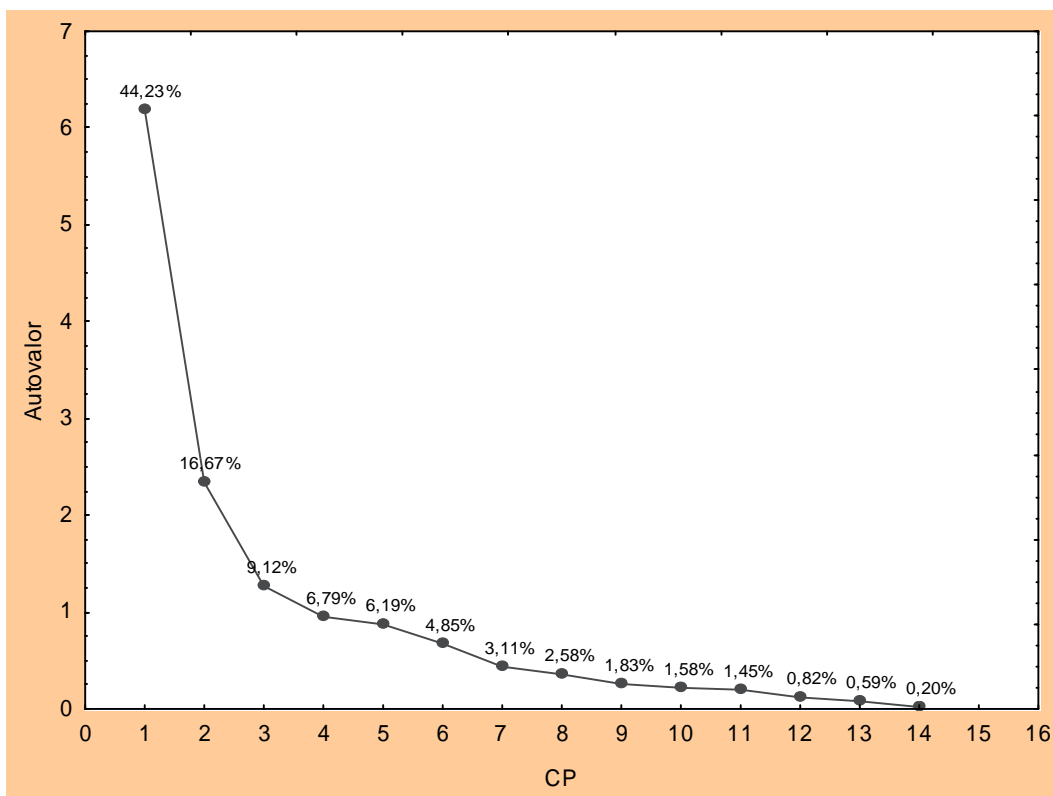
Teniendo en cuenta que las aguas naturales adquieren su composición química por la acción de diversos factores de tipo químico-físico, geológico, hidrogeológico, geomorfológico, edáfico, climático y antrópico ([Amato y Silva Busso, 2006](#)), estos operan en diferente grado en los distintos sitios de la cuenca. Mientras que en los sitios ubicados en el cauce principal, particularmente aguas abajo de MOR y en MOR inclusive, la componente antrópica gradualmente adquiere mayor importancia, en otros sitios de la cuenca, como por ejemplo DUR2, la interacción con el suelo y las aguas subterráneas parecen adquirir preponderancia.

En las cuencas media y baja la composición salina está relacionada con la actividad antrópica. Mientras que en DUR2 resulta importante la interacción con el suelo y las aguas subterráneas.

## Ordenamiento de las muestras

La matriz de correlación (Tabla 1.2) se realizó mediante la combinación de los resultados obtenidos para 22 variables, teniendo en cuenta todos los sitios y fechas de muestreo de la etapa 1. Por lo tanto estos resultados son afectados simultáneamente por dos factores: espacial y temporal. Se obtuvieron las siguientes relaciones hidroquímicas: correlaciones altas positivas y significativas entre la conductividad eléctrica y las concentraciones de calcio, magnesio, dureza, sodio, bicarbonato y cloruro y significativas pero más débiles con potasio y sulfato; todas estas variables reflejan la composición mineral del agua. Las variables nitrógeno Kjeldahl, amonio, fósforo total, carbono orgánico total, carbono orgánico particulado, calcio, potasio y cloruro estuvieron positivamente correlacionadas y son consideradas importantes descriptores de polución orgánica. Estas variables están relacionadas con efluentes de origen animal, así como también efluentes domésticos. El oxígeno disuelto mostró una alta y negativa correlación con amonio, y fósforo total, y una correlación significativa pero más débil con carbono orgánico particulado y carbono orgánico total. La correlación negativa observada entre estas variables se debería a que la materia orgánica es parcialmente oxidada por el oxígeno, causando la disminución de los niveles de oxígeno disuelto y el incremento de las concentraciones de los compuestos derivados de la descomposición de la misma.

Por medio del Análisis de Componentes Principales se ordenaron los datos utilizando tres componentes con autovalores mayores a 1, y que representan el 70,0% de la Varianza total (Figura 1.16). Con el fin de interpretar los resultados, se consideraron “altas” aquellas contribuciones de las variables mayores o iguales a 0,7 (Tabla 1.4). El componente I explica el 44,2% de la varianza total y las variables amonio, fósforo total, carbono orgánico particulado, carbono orgánico total, sodio, potasio, cloruro y dureza tuvieron una alta participación negativa (Tabla 1.4), y todas ellas correlacionadas positivamente entre sí (Tabla 1.2).

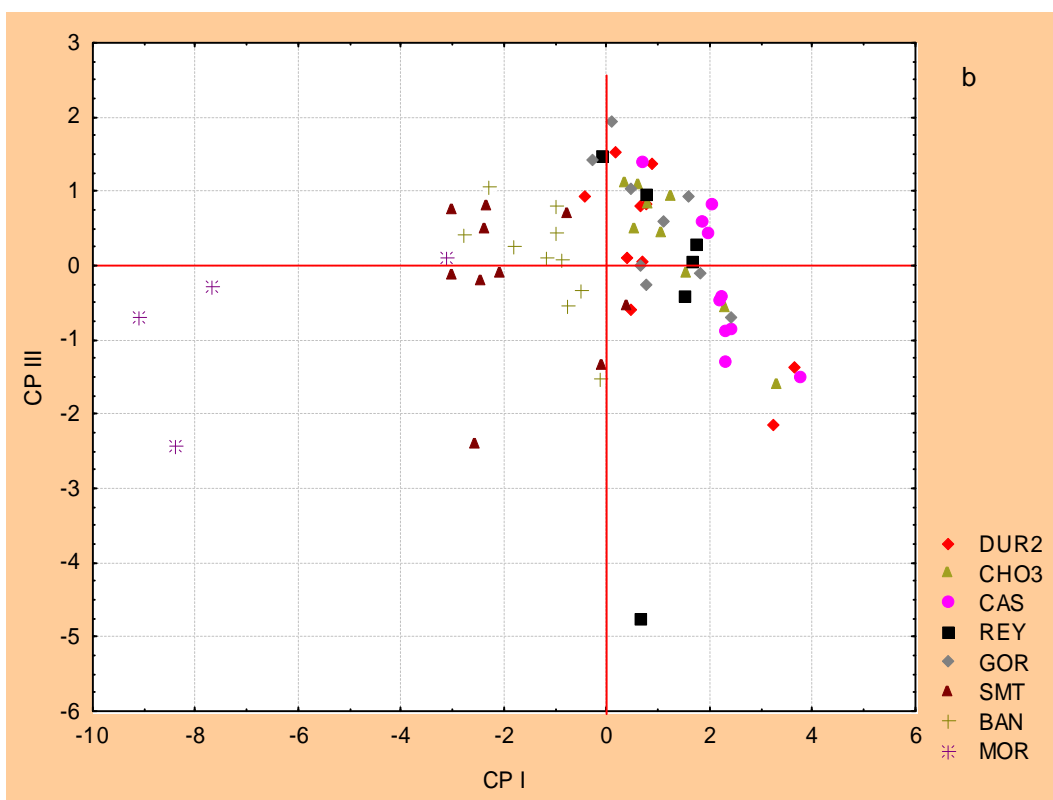
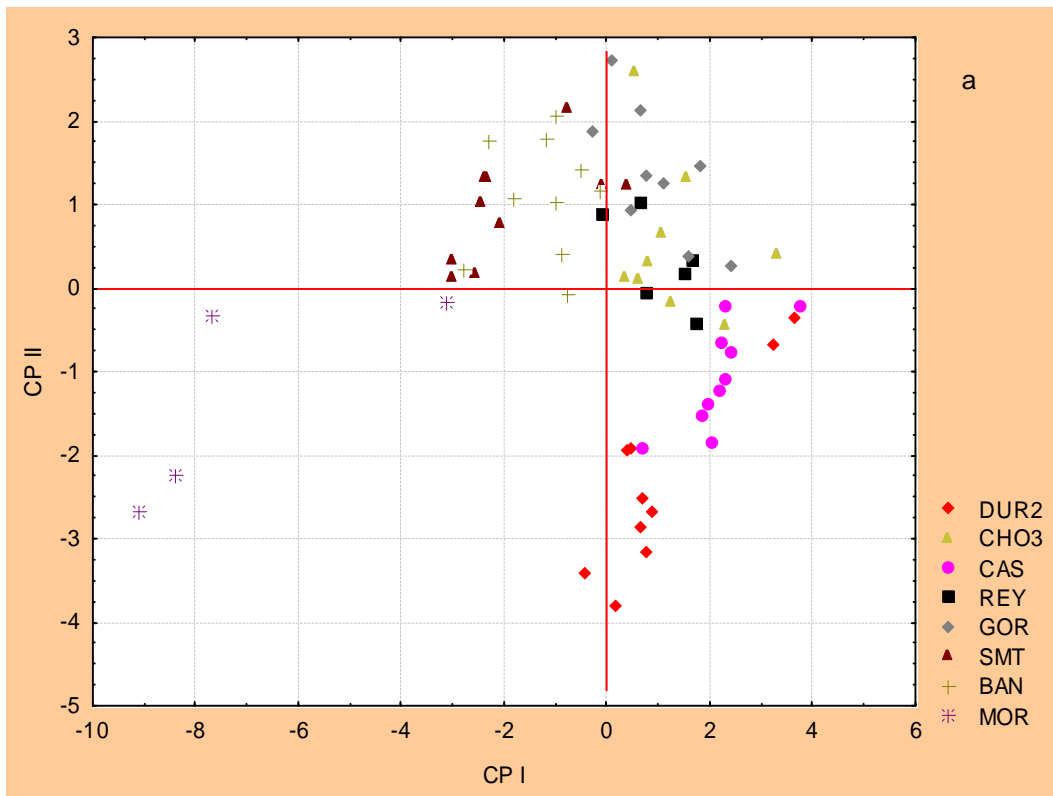


**Figura 1.16** Autovalores y porcentaje de la varianza explicada por cada componente (CP) del Análisis de Componentes Principales.

El componente II explica el 16,7% de la varianza total con una alta participación positiva del PRS y negativa del oxígeno disuelto (Tabla 1.4), ambos negativa y significativamente correlacionados (Tabla 1.2). El componente III explica el 9,1% de la varianza total con alta participación negativa de sólidos suspendidos. Los componentes I y II incluyen variables relacionadas con la contaminación orgánica de origen antropogénico.

**Tabla 1.4** Autovalores, varianza explicada, y contribución de las variables a los cinco componentes significativos del Análisis de Componentes Principales realizado con todos los sitios y fechas de muestreo. Las contribuciones altas de las variables a cada componente (<0,7) están subrayadas.

	CP 1	CP 2	CP 3
OD	0,555	<u>-0,696</u>	0,095
SS	-0,222	0,067	<u>-0,709</u>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<u>-0,748</u>	0,461	0,062
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,368	0,085	-0,003
PT	<u>-0,698</u>	0,629	0,020
PRS	-0,288	<u>0,746</u>	0,242
COP	<u>-0,795</u>	0,105	-0,335
COT	<u>-0,740</u>	-0,156	-0,332
Na <sup>+</sup>	<u>-0,752</u>	-0,416	0,221
K <sup>+</sup>	<u>-0,778</u>	-0,222	-0,167
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,626	-0,061	0,571
S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,588	-0,451	-0,128
Cl <sup>-</sup>	<u>-0,861</u>	-0,371	0,087
Dureza	<u>-0,860</u>	-0,265	0,229
Autovalor	6,129	2,333	1,276
% Varianza explicada	44,2	16,7	9,1
% Varianza acumulada	44,2	60,9	70,0



**Figura 1.17** Ubicación de los sitios y fechas de muestreo en el plano definido por: (a) componentes I y II, (b) componente II y III del Análisis de Componentes Principales.

La Figura 1.17.a. muestra un gráfico definido por los componentes I y II. Las contribuciones altas y positivas sobre el componente I y altas y negativas sobre el componente II indican baja contaminación orgánica de origen antropogénico. En este cuadrante se ubican casi la totalidad de los muestreos de DUR2 y CAS, y un muestreo de REY y CHO3. La Figura 1.17.b. muestra un gráfico definido por los componentes I y III (concentración de sólidos suspendidos). Las contribuciones altas y positivas sobre ambos componentes representan las condiciones de menor concentración de amonio, fósforo total, carbono orgánico particulado, carbono orgánico total, sodio, potasio, cloruro, dureza y sólidos suspendidos. Todas estas variables son indicadoras, en diferente grado, de la perturbación antrópica, por lo que se seleccionaron aquellos sitios que mostraron los valores más altos de oxígeno disuelto y más bajos de las restantes variables, como posibles áreas de referencia. De estas Figuras se infiere que los sitios CAS y DUR2 son los que presentan las mejores condiciones de calidad de agua en la mayor parte de los muestreos realizados.

Del PCA se obtuvo que DUR2 y CAS fueron los sitios con mejor calidad de agua de la cuenca.

#### Metales pesados

Uno de los principales objetivos en las estrategias para la protección de la vida acuática es establecer el grado de polución de los ecosistemas acuáticos debido a sustancias peligrosas. Se han propuesto diferentes índices para caracterizar el nivel de contaminación en los cuerpos de agua. Entre ellos, [Wachs \(1998\)](#) ha establecido una clasificación cualitativa para la evaluación de la contaminación por metales pesados en ecosistemas fluviales. Esta clasificación tiene en cuenta diferentes compartimentos del ecosistema (agua, material en suspensión, peces, especies del zoobentos y especies del fitobentos), de modo que el conocimiento del estado de contaminación de uno de ellos permite predecir el de los demás compartimentos. Para ello, establece una escala de siete categorías, donde a cada una de ellas le corresponde un intervalo de concentraciones crecientes de metales pesados, y asigna un número de clase mayor a medida que aumenta el grado de contaminación (Tabla 1.5).

**Tabla 1.5** Clases de calidad para agua de río de acuerdo a sistemas saprobióticos (Wachs, 1998). I: No contaminado a levemente contaminado, I-II: levemente contaminado, II: moderadamente contaminado, II-III: críticamente contaminado, III: fuertemente contaminado, III-IV: muy fuertemente contaminado, IV: excesivamente contaminado.

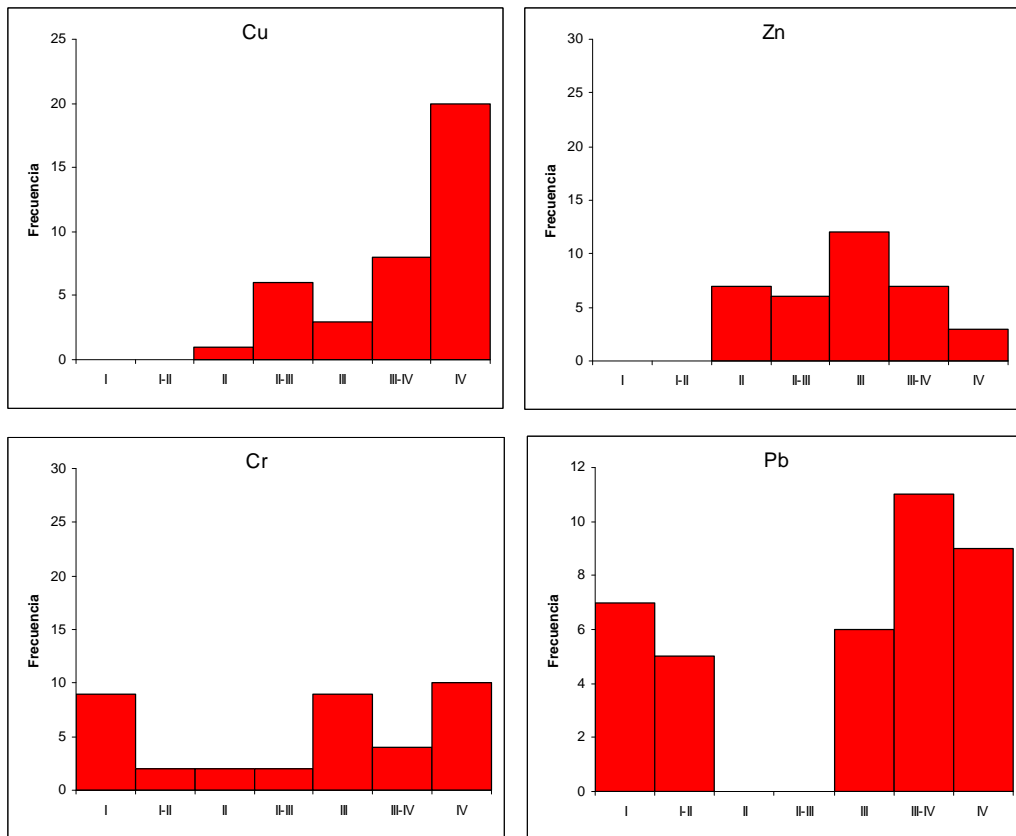
Metales ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Clases de calidad para agua de río						
	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Pb	< 0,15	0,15 - 0,50	0,5 - 2,0	2,0 - 7,3	7,3 - 20	20 - 40	> 40
Cr	< 0,3	0,3 - 0,8	0,8 - 2,0	2 - 5	5 - 10	10 - 20	> 20
Cu	< 0,2	0,2 - 0,5	0,5 - 2,0	2 - 5	5 - 15	15 - 35	> 35
Zn	< 2	2 - 5	5 - 20	20 - 50	50 - 120	120 - 250	> 250

La Figura 1.18 muestra la frecuencia absoluta para todos los sitios de muestreo correspondientes a cada clase de contaminación. Considerando los metales analizados, no se hallaron muestras de agua con concentraciones de cobre y zinc en las categorías más bajas (I y I-II), indicando que aún en los sitios de la cuenca alta se hallaron niveles de contaminación moderada para estos metales. El río Reconquista muestra mayor frecuencia de muestras con la clase IV revelando una contaminación excesiva por cobre, aún en la cuenca alta (Figura 1.18). Las muestras se distribuyeron más o menos homogéneamente entre las clases superiores a II para el caso del zinc, y entre todas las clases para el caso del cromo. En el caso del plomo hubo mayores frecuencias en las clases de los extremos. Las concentraciones de todos los metales superaron los niveles guía para la protección de la vida acuática permitidos según la Ley 24051 (Cu:  $2\mu\text{g.L}^{-1}$ ; Zn:  $30\mu\text{g.L}^{-1}$ ; Cr:  $2\mu\text{g.L}^{-1}$ ; Pb:  $1\mu\text{g.L}^{-1}$ ).

El cobre es un metal esencial que actúa como cofactor enzimático de enzimas del grupo I (óxido reductasas) ([www.expasy.org](http://www.expasy.org)). Su elevada afinidad por la materia orgánica determina que forme complejos estables de coordinación que pueden mantenerlo en suspensión en la columna de agua y favorecer por lo tanto su movilización. Las principales fuentes de contaminación son la industria metalúrgica y química, minería, deposición atmosférica y residuos domésticos

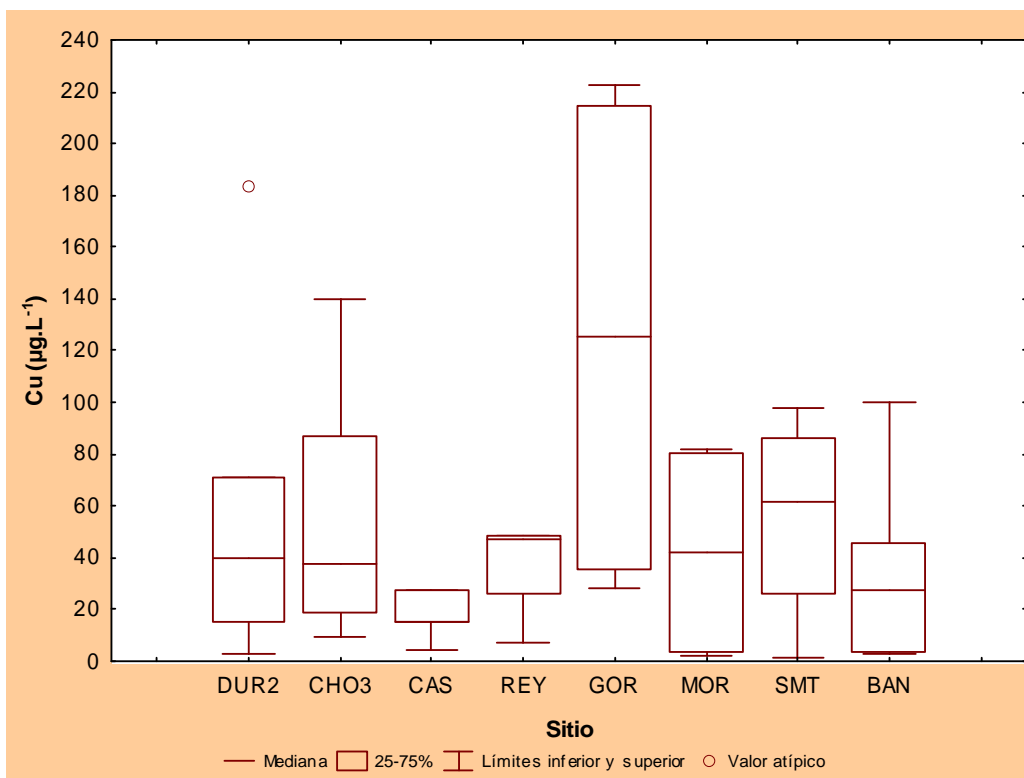
([Moore, 1990](#); [Martley et al., 2004](#)). Las concentraciones de cobre mostraron una alta variación entre fechas y sitios de muestreo, principalmente en GOR (Figura 1.19). En todos los casos resultaron superiores al límite para la protección de la vida acuática, aún en DUR2 y CAS en dónde no se conocen fuentes puntuales de contaminación por este metal. Las concentraciones halladas en la cuenca media y baja fueron semejantes a las reportadas por de [Iorio et al. \(2006\)](#) para el tramo Riachuelo.

Los niveles de Cu en agua fueron altos en todos los sitios, y en las cuencas media y baja semejantes a los reportados para el río Matanza-Riachuelo.



**Figura 1.18** Distribución de frecuencias de Cu, Zn, Cr y Pb de las aguas superficiales de los sitios de muestreo de la cuenca del río Reconquista, expresadas como número de muestras en las respectivas clases de calidad para agua de río según [Wachs \(1998\)](#).

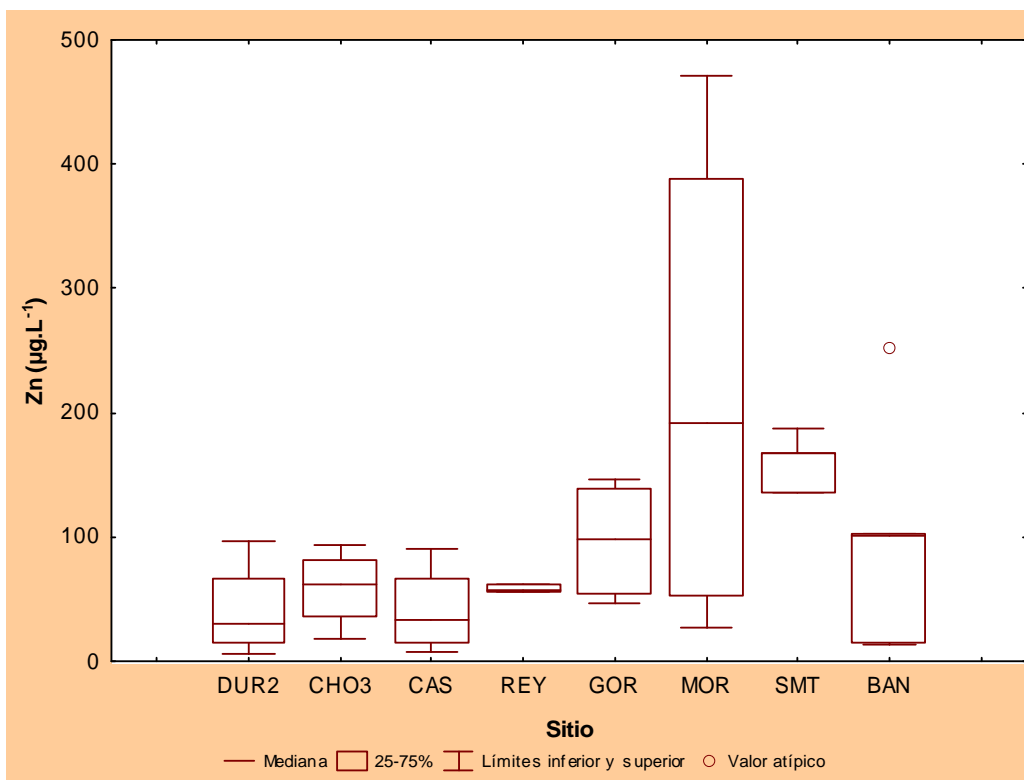




**Figura 1.19** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para las concentraciones totales de cobre en agua en cada sitio de muestreo.

El zinc es también un metal esencial con funciones estructurales y catalíticas en numerosas e importantes proteínas ([www.expasy.org](http://www.expasy.org)). Altas concentraciones de este metal pueden resultar tóxicas para la biota. Es considerado un ion de alta movilidad pues muestra afinidad por fracciones del sedimento de mayor biodisponibilidad y es soluble en un amplio rango de pH ([Wenner y Miller, 2003](#)). Las principales fuentes de contaminación son los procesos de manufacturas de metales y químicos, industria del caucho, fertilizantes, siderometalurgia, minería, deposición atmosférica y residuos domésticos ([Moore, 1990](#)). En el caso del zinc se observó una menor variación entre fechas y sitios de muestreo semejantes a las reportadas por [Iorio et al. \(2006\)](#) y [de Cabo et al. \(2007\)](#) para el Riachuelo, con excepción de MOR que registró las mayores concentraciones (clase III-IV) y que quintuplicaron las encontradas en el Riachuelo (Figura 1.20). En la cuenca media y baja la presencia de industrias del caucho se pueden relacionar con las elevadas concentraciones detectadas aguas abajo de GOR.

Las mayores concentraciones de Zn en agua se hallaron en la cuenca media y baja, en coincidencia con industrias del caucho allí asentadas.

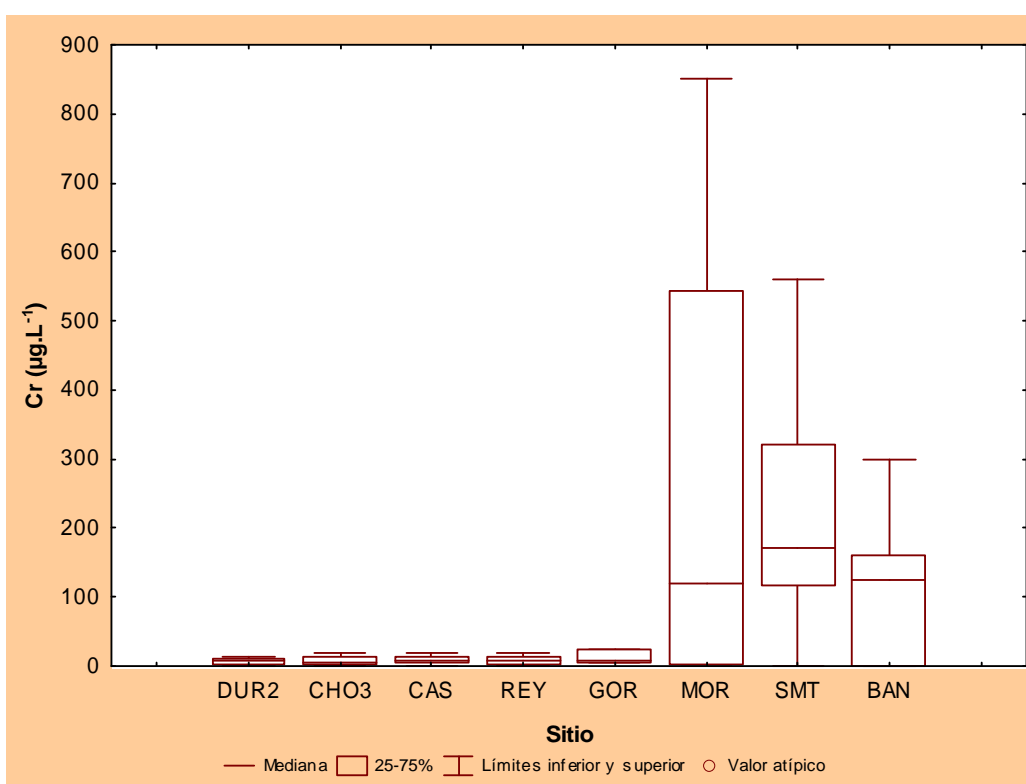


**Figura 1.20** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para las concentraciones totales de zinc en agua en cada sitio de muestreo.

Las principales fuentes de contaminación de cromo son los procesos de manufacturas de metales y químicos, minería, curtiembres, producción de papel, deposición atmosférica y residuos domésticos (Moore, 1990). Los niveles de cromo hallados en los sitios correspondientes a la cuenca alta y media correspondieron a la clase III de la clasificación de Wachs (1998) (Figura 1.21). En el arroyo Morón se encuentran las mayores descargas de la industria de cueros y pieles de toda la cuenca (Figura 1.3). En consecuencia, en MOR y en los sitios sobre el cauce principal luego de la descarga del arroyo Morón (SMT y BAN), se encontraron altos valores de cromo (clase IV), de 12 a 17 veces superiores a los hallados en la cuenca alta y media y a los reportados para el Riachuelo (Iorio *et al.*, 2006). Si bien la forma trivalente de cromo es de baja solubilidad y es considerada relativamente poco tóxica para la biota, la forma hexavalente representa un riesgo potencial, pues el  $\text{CrO}_4^{2-}$  tiene una alta solubilidad y es además un oxidante fuerte (Losi *et al.*, 1994), con el potencial de producir daño

Luego de la descarga del arroyo Morón se hallaron concentraciones muy elevadas de Cr, en coincidencia con la presencia de curtiembres en la zona.

oxidativo a partir de la generación de especies reactivas de oxígeno ([Shanker et al., 2005](#)). Las condiciones fuertemente reductoras favorecen la reducción de Cr(VI) a Cr(III), sin embargo, existen reportes de regeneración de cromo hexavalente como consecuencia de la interacción con minerales de manganeso, en particular birnesita ([Oze et al., 2007](#)) aún en estos ambientes. De esta forma los elevados valores totales de cromo hallados en agua podrían constituir, bajo determinadas condiciones ambientales, un riesgo potencial para la biota, y debieran ser tenidos en consideración en las estrategias de manejo a implementar.

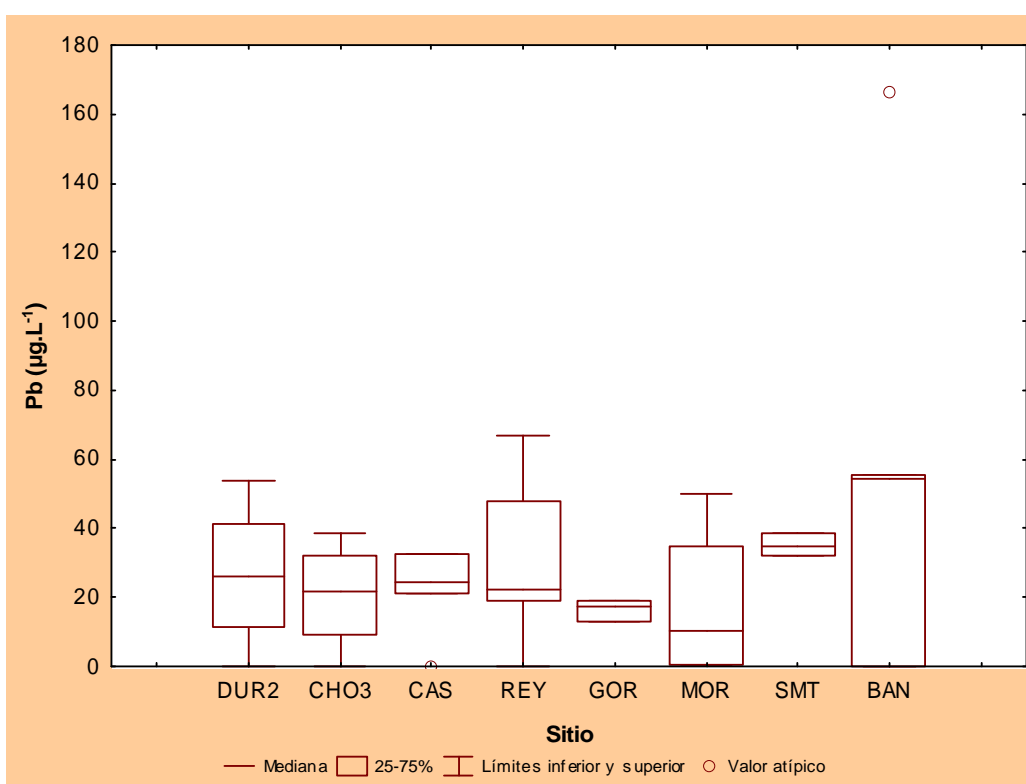


**Figura 1.21** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para las concentraciones totales de cromo en agua en cada sitio de muestreo.

El plomo es un metal no esencial y tóxico para la biota. Las principales fuentes de contaminación son los procesos de manufacturas de metales, químicos, pigmentos, minería, deposición atmosférica y residuos domésticos ([Moore, 1990](#)). Las aguas superficiales se enriquecen en este metal a partir de su deposición desde la atmósfera o por vía de la escorrentía superficial desde el área de drenaje,

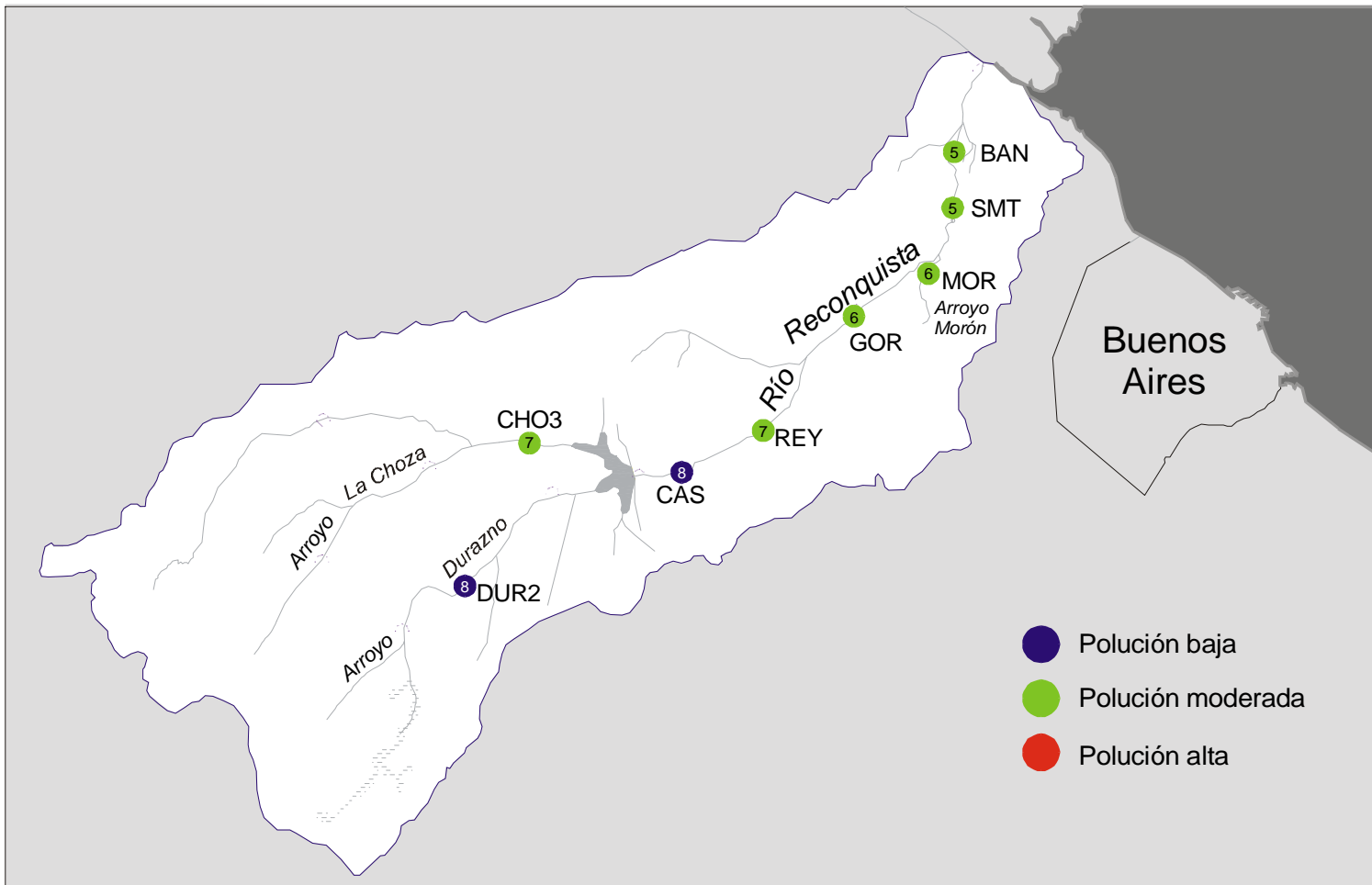
Las concentraciones de Pb en agua fueron altas en todos los sitios, posiblemente proveniente por deposición atmosférica.

produciendo concentraciones elevadas aún en la cuenca alta (clase III-IV) (Figura 1.22). La mayor concentración de plomo en agua se registró en BAN (clase IV), sitio próximo a la autopista Panamericana. Sin embargo en la Disposición 285/98 de la Secretaría de Combustibles de la República Argentina, a partir de 1998 se limitó a  $13\text{mg.L}^{-1}$  el contenido de plomo de todas las naftas comercializadas en nuestro territorio. Por lo tanto, se supone que esta fuente de contaminación por plomo habría dejado de tener incidencia en la calidad de agua, aire y sedimento a partir de esa fecha.



**Figura 1.22** Diagrama de cajas que muestra la mediana, el rango intercuartil (percentiles 25 y 75), los límites inferiores y superiores y los valores atípicos para las concentraciones totales de plomo en agua en cada sitio de muestreo.

Los valores de ICAPI revelaron un grado de polución baja en DUR2 y CAS (grado 8), y contaminación moderada en los restantes sitios (grado 5 a 7) (Figura 1.23), no encontrándose sitios de pureza original en la cuenca.



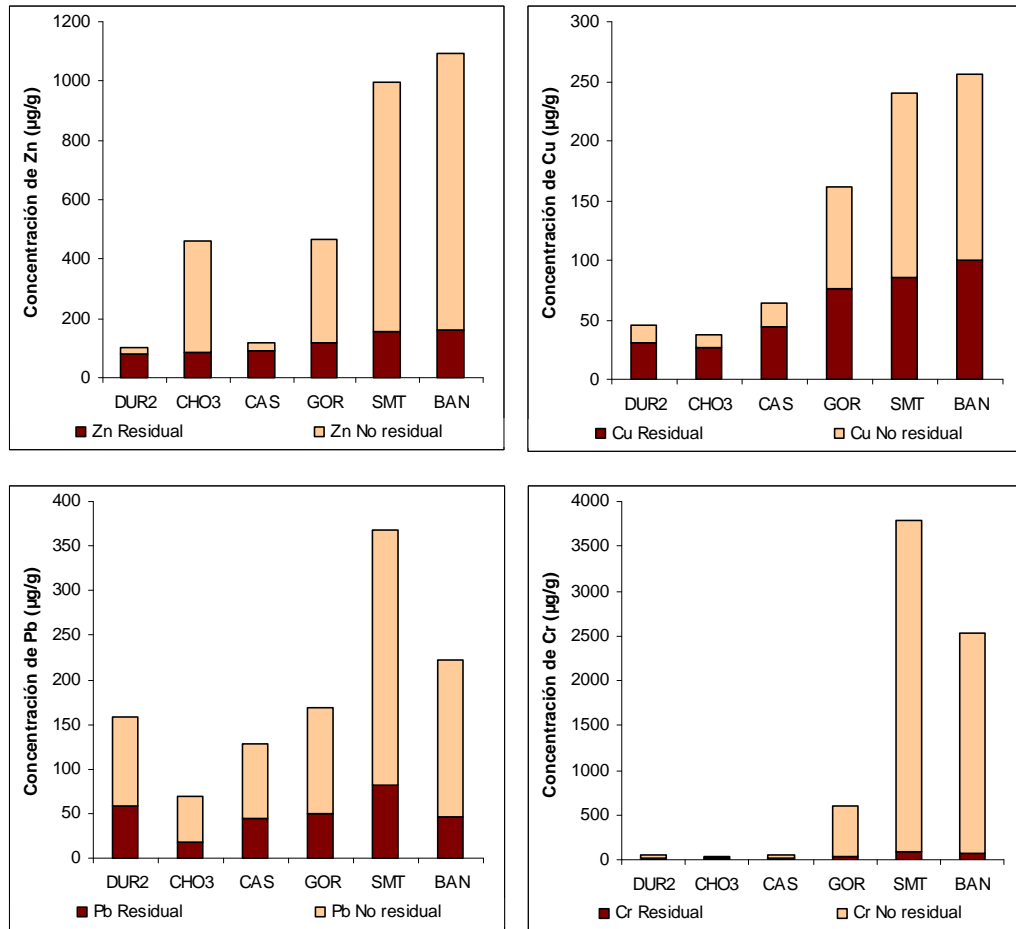
**Figura 1.23** Índice de Calidad del Agua por Industrias (ICAPI). Dentro de los círculos se indican los valores obtenidos en cada sitio de muestreo.

[Topalián et al. \(1999\)](#) hallaron niveles de metales pesados en el cauce principal del Río Reconquista que excedían los límites permitidos para la protección de la vida acuática, siendo los más peligrosos el cobre, cromo, zinc y plomo. [Salibián \(2006\)](#) en su recopilación sobre el estado ecotoxicológico del río Reconquista postula que una fracción de metales en el agua del río podría tener un origen atmosférico debido a la proximidad de las industrias de la zona.

La mayor parte de los metales presentes en la columna de agua es removida a través de procesos de precipitación y es acumulada en los sedimentos. Por lo tanto, se considera que la concentración de metal en sedimento permite conocer la historia previa del sitio. A pesar de hallar en ocasiones altas concentraciones totales de algunos metales en las aguas superficiales de DUR2, sus sedimentos presentaron bajos niveles de metales (Figura 1.24), comparados con los niveles guía de calidad de suelos para uso agrícola o residencial propuestos por la Ley 24051, y semejantes a los hallados en una zona rural de la cuenca Matanza-Riachuelo ([Serafini et al., 2008](#)).

En la cuenca alta se hallaron las menores concentraciones totales de zinc, cobre y cromo en sedimento, pero las concentraciones de plomo fueron homogéneas entre los sitios, aunque se detectó un pico en SMT. En la cuenca baja, especialmente luego de la descarga del arroyo Morón, las concentraciones totales de estos metales en los sedimentos aumentaron marcadamente. De todos los sitios de muestreo del río Reconquista, DUR2 y CAS presentaron el menor factor de movilidad (Tabla 1.6), indicando que la mayor proporción de los metales está asociada a la fracción residual. Las técnicas de extracción secuencial permiten distinguir los metales asociados a fracciones muy móviles (no residuales) de la muy poco móvil (fracción residual), la cual representa los metales retenidos en las redes cristalinas de los sedimentos ([Tessier et al., 1979](#)), y a su vez implica la estabilización del contaminante en el sedimento reduciéndose su biodisponibilidad y toxicidad ([Rendina et al., 2001](#)). [Calmano et al. \(1993\)](#) encontraron que incrementos de metales en las fracciones no residuales estaban asociados a procesos de contaminación, principalmente antropogénico.

En la cuenca alta se hallaron las menores concentraciones de metales en sedimentos, y en el cauce principal aumentaron principalmente luego de la descarga del arroyo Morón.



**Figura 1.24** Concentraciones de metales en las fracciones móviles (no residual) y muy poco móviles (residual) de los sedimentos de los distintos sitios de muestreo. La suma de estas fracciones representa la concentración total de metal en los sedimentos.

**Tabla 1.6** Factores de movilidad de los metales en sedimento, calculados como la concentración de metal en las fracciones distintas a la residual/ concentración total del metal en el sedimento. La extracción de metal de las fracciones del sedimento se realizó mediante la técnica de extracción secuencial de [Tessier et al. \(1979\)](#).

	$f_{\text{Zn}}$	$f_{\text{Cu}}$	$f_{\text{Cr}}$	$f_{\text{Pb}}$
DUR2	1,3	1,5	3,0	2,7
CHO3	5,3	1,4	2,0	3,8
CAS	1,3	1,5	2,2	2,9
GOR	4,0	2,1	14	3,4
SMT	6,3	2,8	41	4,5
BAN	6,9	2,6	39	4,8

Las bajas proporciones de zinc y cobre en las fracciones no residuales del sedimento halladas en DUR2 (Figura 1.24) indican una baja contribución de estos elementos por la actividad humana teniendo en cuenta que la tierra está dedicada principalmente a la ganadería extensiva. En cambio a partir de GOR, y también en CHO3, la proporción de zinc de las fracciones no residuales (muy móviles) fue mayor al 80%, registrándose además un aumento en la concentración total en sedimento que supera los  $1000\mu\text{g.g}^{-1}$  en la cuenca baja (Figura 1.24). Las concentraciones totales de Cu en los sedimentos de los sitios GOR, SMT y BAN oscilaron entre los 160 y  $260\mu\text{g.g}^{-1}$ , representando la fracción no residual más del 60%. Las altas concentraciones de metales en sedimentos, así como las elevadas proporciones de las fracciones no residuales y los altos factores de movilidad hallados en la cuenca media y baja denotan una gran acumulación antropogénica en los sedimentos, conforme al uso de la tierra principalmente industrial. [Villar et al. \(1998\)](#) determinaron niveles de metales pesados en sedimentos del Río de la Plata y encontraron los mayores niveles, principalmente de cromo, plomo, cadmio y zinc en sedimentos de San Isidro, cercanos a la desembocadura del Río Reconquista. Asimismo, [O'Farrell et al. \(2002\)](#) notaron el marcado deterioro de la calidad del agua del río Luján luego de la descarga del río Reconquista.

[Evangelou et al. \(2007\)](#) plantean que los metales pesados representan una porción significativa de la contaminación ambiental total como consecuencia de los fenómenos de deposición atmosférica, de su tendencia a ser lixiviados y sobre todo por ser “no degradables”. [Martley et al. \(2004\)](#) proponen que la deposición atmosférica representa una importante fuente de contaminación de suelos por metales pesados y establecen que los efectos de un foco puntual de emisión pueden ser detectados en un rango de 1-13 km desde la fuente, dependiendo tanto del tipo de metal como de factores geomorfológicos, hidrológicos y atmosféricos. De esta forma, la inexistencia de fuentes puntuales de contaminación próximas a DUR2 podría no ser suficiente para garantizar que los niveles de metales pesados en la columna de agua fuesen bajos. Podría sugerirse que si bien los metales depositados atmosféricamente deberían acumularse asociados a los polianiones del suelo, su tendencia a ser lixiviados también favorecería su movilización durante los eventos de escorrentía superficial y subsuperficial generados por las precipitaciones pluviales y cuyo destino es el colector fluvial.

Los metales de los sedimentos estuvieron asociados principalmente a la estructura cristalina....

... pero en la cuenca media y baja se asociaron principalmente a las formas móviles, indicando un origen antropogénico.



**Tabla 1.7** Caudal estimado *in situ* (Q) ( $\text{m}^3.\text{día}^{-1}$ ) y cargas de metales, sólidos suspendidos y carbono orgánico particulado ( $\text{kg}.\text{día}^{-1}$ ) calculados en DUR2 en los muestreos con bajo caudal (jun-96, oct-96 y dic-96) y con alto caudal (ago-96).

	Q	SS	COP	Cu	Zn	Cr	Pb
Jun-96	0,08	395	19	0,276	<0,012	<0,054	0,371
Ago-96	2,67	19753	726	16,33	22,19	1,84	6,78
Oct-96	0,04	382	9	0,009	0,020	0,170	0,339
Dic-96	0,04	26	2	0,633	0,129	0,033	0,079

Dado que durante los eventos de alto caudal se registra además un aumento en las cargas de sólidos suspendidos en DUR2 (Tabla 1.7), una fracción de los metales totales en agua podría encontrarse asociada al material en suspensión, y esto contribuiría a explicar las altas cargas de metales determinadas en los muestreos de alto caudal, así como los bajos valores registrados en los muestreos de bajo caudal en los que se favorece la sedimentación del material fino. Si bien es destacable que los valores de metales detectados en DUR2 son superiores a los límites establecidos para la protección de la vida acuática, las bajas concentraciones relativas de metal en sedimento indicarían que esta contaminación no es debida a la meteorización del material parental ni a eventos de contaminación antiguos y/o sostenidos en el tiempo, por lo que no impediría que este sitio sea considerado como una zona de referencia para la cuenca.

Las altas concentraciones de metales en las aguas de DUR2 parecerían estar asociadas a la deposición atmosférica, aún así podría considerárselo como posible sitio de referencia.

Etapa 2: Ampliación del muestreo en la alta cuenca para la identificación del área de referencia. Relación con las precipitaciones

Con el fin de precisar el área de referencia se intensificó el muestreo en la cuenca alta, teniendo en cuenta además la dependencia de las variables físicas y químicas con las precipitaciones. Los caudales de los arroyos Durazno y La Choza son altamente dependientes del régimen de precipitaciones. Por esto se realizaron campañas antes y después de eventos de precipitación.

A partir de los datos de precipitación (Pp) suministrados por INTA-Castelar, estación meteorológica más cercana con registros extensos de datos (Tabla 1.8), se calcularon los valores de precipitación efectiva (Pe), es decir la precipitación que no se retiene en la superficie terrestre y tampoco se infiltra en el suelo y que escurre hacia el cuerpo de agua, según la siguiente fórmula:

$$Pe = (Pp - 0,2S)^2 \times (Pp + 0,8S)^{-1}$$

siendo S la retención potencial máxima, y estando relacionada con un número de curva (CN) que depende del tipo de suelo, uso de la tierra y de la humedad antecedente ([Soil Conservation Service, 1972](#))

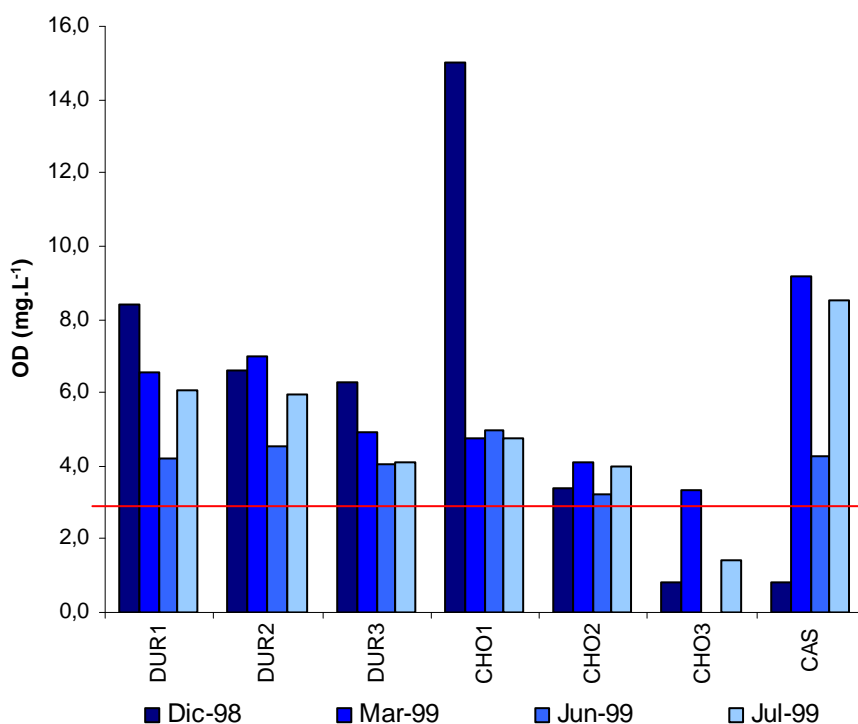
$$S = (1000 \times CN^{-1}) - 10$$

El valor de CN se obtuvo a partir del análisis de las cartas de suelos provistas por INTA (Hoja 3560-17 “Tomas Jofre” y Hoja 3560-18 “General Las Heras”) y de las tablas del [Soil Conservation Service \(1972\)](#).

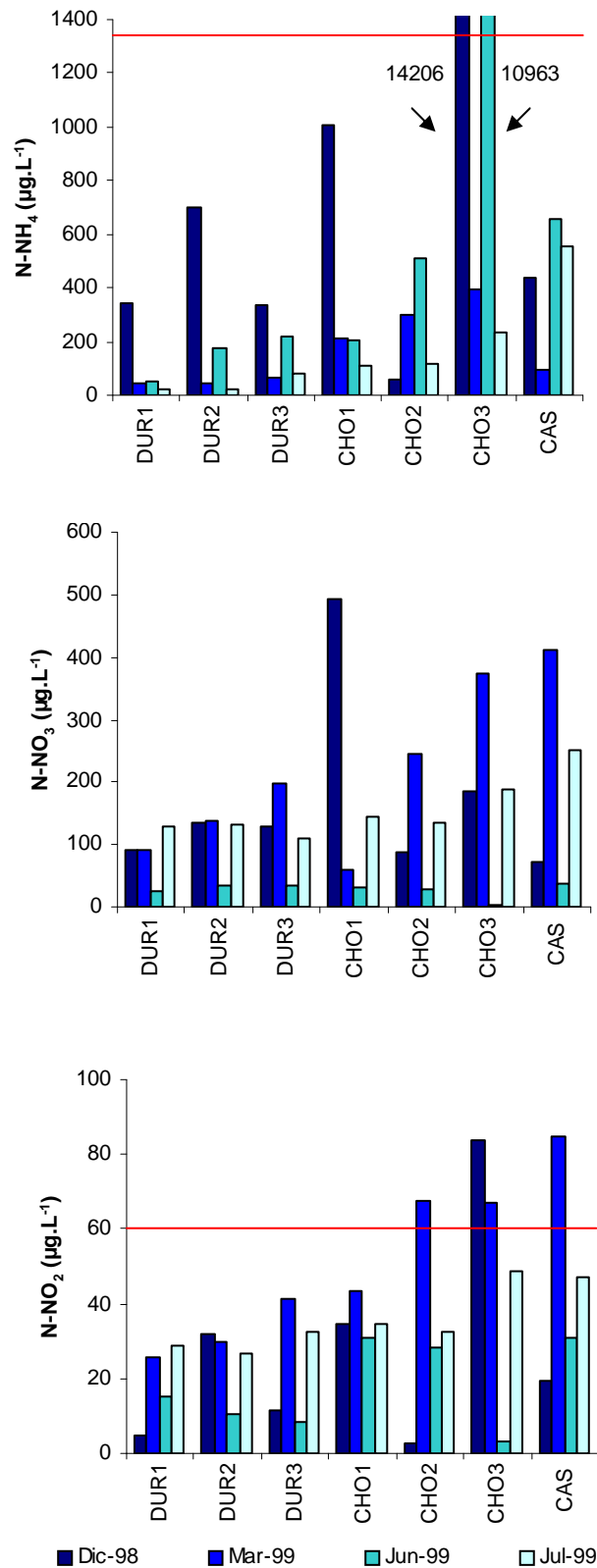
**Tabla 1.8** Precipitación diaria (Pp) registrada en INTA-Castelar, precipitación efectiva (Pe) estimada por el método de [Soil Conservation Service \(1972\)](#) y lámina de escorrentía para las cuatro fechas de muestreo.

	Pp diaria (mm)	Pe (mm)	Escorrentía total (mm)
Diciembre-98	0	0	0
Marzo-99	55	7,8	14,1
Junio-99	0	0	0
Julio-99	59	9,5	8,9

En todos los sitios y fechas de muestreo las concentraciones de OD fueron superiores al límite para la protección de la vida acuática, con excepción de CHO3, los muestreos previos a la lluvia en CHO2 y dic-98 en CAS (Figura 1.25). En este último se observó la presencia de una extensa y densa cubierta de *Lemna sp* que impediría la transferencia de oxígeno atmosférico al agua por difusión y el normal desarrollo del fitoplancton, explicando los niveles de oxígeno cercanos a la anoxia encontrados.



**Figura 1.25** Concentración de oxígeno disuelto de las aguas superficiales de los sitios de muestreo de la cuenca alta y de CAS.



**Figura 1.26** Concentraciones de amonio, nitrato y nitrito de las aguas superficiales de los sitios de muestreo de la cuenca alta y de CAS. Las líneas rojas indican el límite para la protección de la vida acuática.

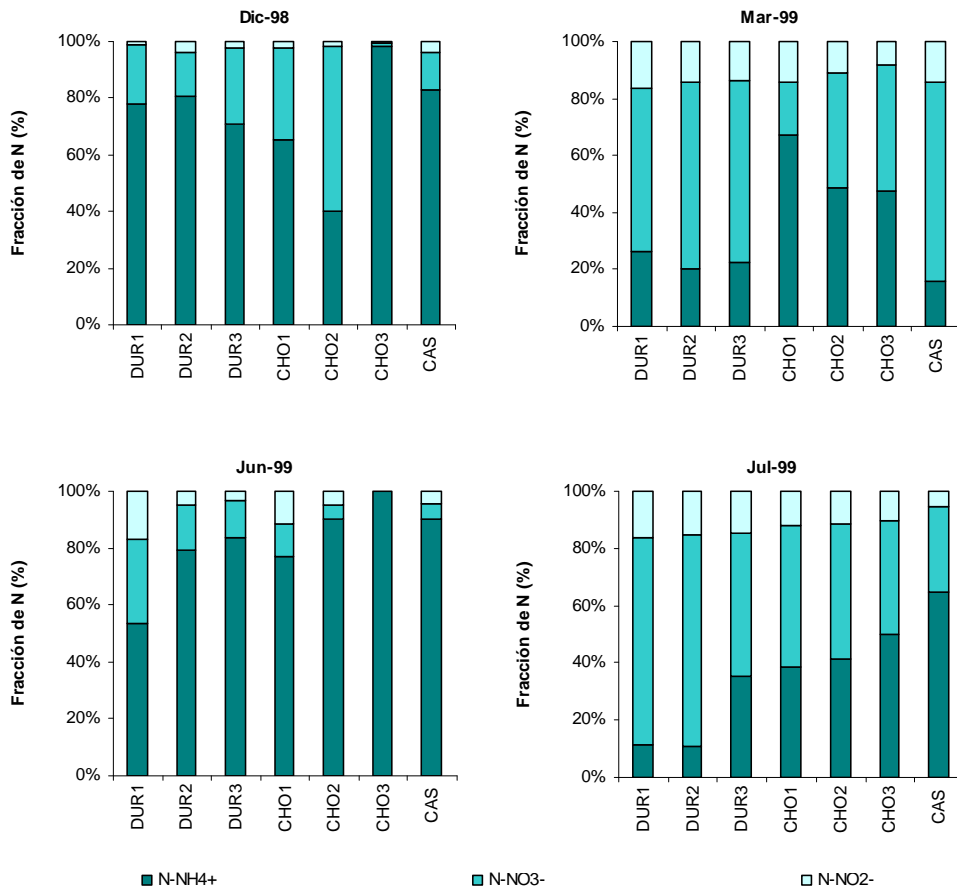
En todos los sitios del arroyo Durazno los niveles de OD fueron siempre superiores al límite para la protección de la vida acuática.

Las concentraciones de amonio en todos los sitios de muestreo, con excepción de CHO3, oscilaron entre 20 y  $1000\mu\text{gN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$  (Figura 1.26) y no superaron el límite para la protección de la vida acuática (Ley 24051). En todos los casos las concentraciones de amonio fueron inferiores en los muestreos posteriores a la lluvia (Marzo-99 y Julio-99). En CHO3 las concentraciones de amonio en los muestreos sin precipitación (Diciembre-98 y Junio-99) fueron superiores en más de un orden de magnitud al valor máximo encontrado en los restantes sitios (Figura 1.26). Sin embargo, en los muestreos posteriores a las precipitaciones las concentraciones de amonio disminuyeron hasta 40 veces y oscilaron entre los 200 y  $400\mu\text{gN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ . Las concentraciones de nitrito en los sitios del arroyo La Chozza y en CAS en ocasiones superaron los límites para la protección de la vida acuática. En general, en todos los sitios de muestreo se observó que luego de las precipitaciones se producía disminución en las concentraciones de amonio y aumento en las concentraciones de nitrato y nitrito (Figura 1.26).

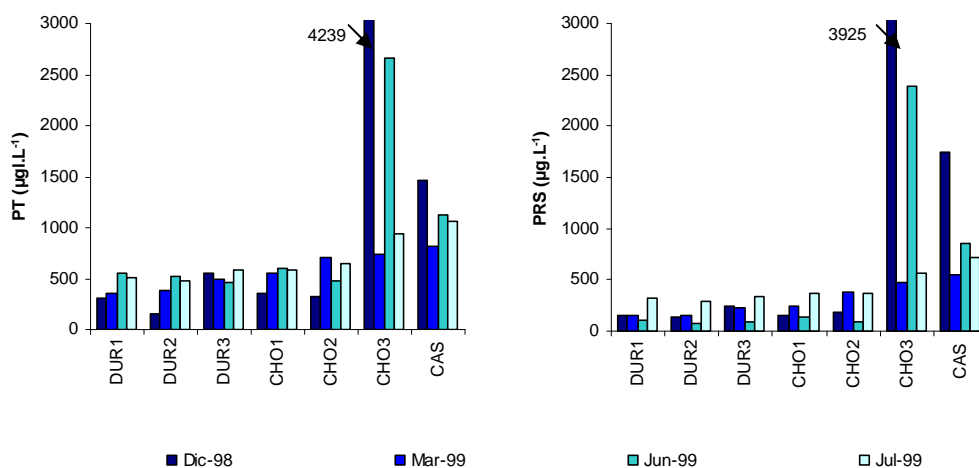
Las precipitaciones producen una disminución en los niveles de amonio y un aumento relativo de nitrato.

En los muestreos previos a la lluvia se observó una marcada diferencia en la importancia relativa de cada una de las fracciones de nitrógeno inorgánico disuelto entre los sitios de muestreo (Figura 1.27), siendo el amonio la fracción más importante (entre el 60 y el 80%). Sin embargo, en los muestreos posteriores a la lluvia el nitrato resultó la fracción mayoritaria (entre el 50 y el 75%). En particular en CHO3 el amonio representó más del 98% del nitrógeno inorgánico disuelto en los muestreos previos a las precipitaciones, en cambio en los muestreos posteriores representó sólo el 40% del nitrógeno inorgánico disuelto.

Las concentraciones de fósforo total y fósforo reactivo soluble no mostraron tendencias definidas respecto de las precipitaciones. Sin embargo en CHO3 y CAS se observaron importantes diluciones en las concentraciones de PT y PRS luego de las lluvias y las mayores concentraciones de ambas variables en los muestreos previos a las precipitaciones (Figura 1.28).



**Figura 1.27** Importancia relativa de las formas de nitrógeno inorgánico disuelto (%) de las aguas superficiales de los sitios de la cuenca alta y del sitio CAS. Las campañas de diciembre de 1998 y junio de 1999 se realizaron previas a las precipitaciones, y las campañas de marzo y julio de 1999 fueron realizadas luego de un evento de precipitación.

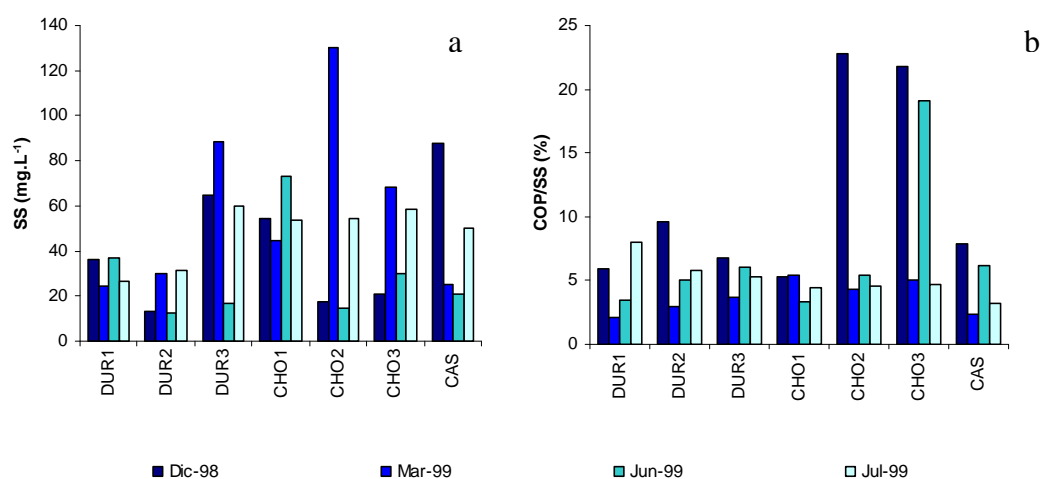


**Figura 1.28** Concentraciones de fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS) de las aguas superficiales de los sitios de muestreo de la cuenca alta y del primer sitio de muestreo sobre el cauce principal del río Reconquista, CAS.

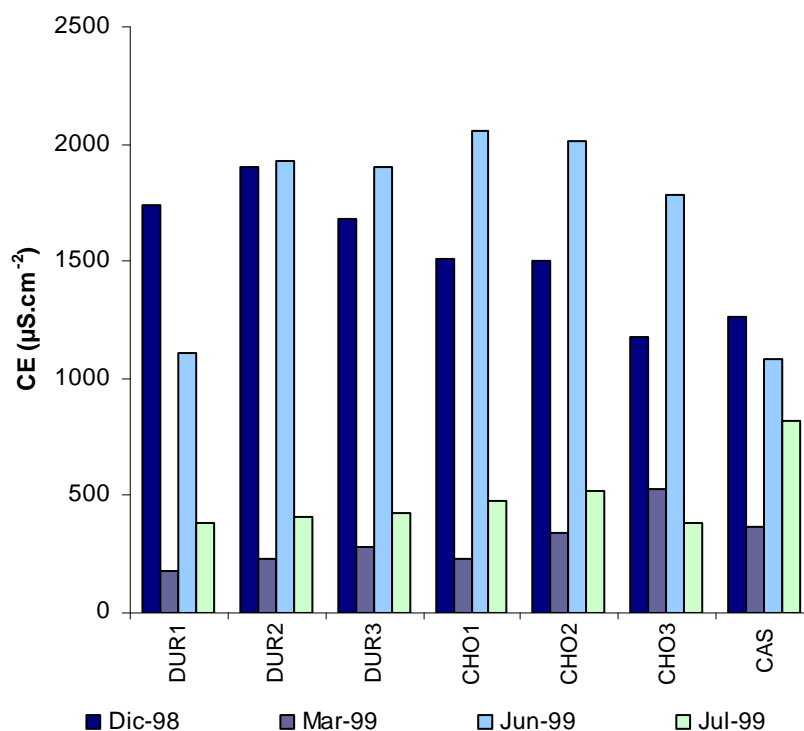
En las cabeceras de los arroyos Durazno y La Choza (DUR1 y CHO1, respectivamente) se observó una dilución de los sólidos suspendidos en los muestreos posteriores a las precipitaciones (Figura 1.29a). En cambio, en los restantes sitios de los arroyos se evidenció un aporte por escorrentía desde el área de drenaje hacia el cuerpo de agua luego de las precipitaciones.

Las precipitaciones producen una disolución de los sólidos suspendidos en las cabeceras y un aumento en los restantes sitios de los arroyos Durazno y La Choza.

En las cabeceras de ambos arroyos la concentración de sólidos suspendidos es menor debido a la menor superficie de drenaje. En CAS el comportamiento de los sólidos suspendidos no se correspondió con los eventos de precipitación, sino que podría responder al manejo de apertura y cierre de compuertas operado en el embalse.



**Figura 1.29** (a) Concentraciones de sólidos suspendidos (SS) y (b) proporción de COP respecto a los SS de las aguas superficiales de los sitios de muestreo de la cuenca alta y de CAS.



**Figura 1.30** Conductividad eléctrica de las aguas superficiales de los sitios de muestreo de la cuenca alta y del primer sitio de muestreo sobre el cauce principal del río Reconquista, CAS.

En la mayoría de los muestreos luego de las precipitaciones disminuyó la fracción orgánica de los sólidos suspendidos (Figura 1.29b), haciéndose más importante la fracción mineral. Este efecto fue más marcado en CHO3 donde el porcentaje de la fracción orgánica disminuyó desde niveles mayores al 20% hasta valores del 5%.

Las precipitaciones disminuyen la fracción orgánica del material particulado...

Las precipitaciones produjeron un efecto dilutorio en la concentración de los iones mayoritarios (calcio, magnesio, sodio, cloruro, bicarbonato y sulfato) y en la conductividad eléctrica, la cual presentó valores hasta diez veces menores (Figura 1.30).

...y producen un efecto dilutorio en los iones mayoritarios.

En la cuenca alta la escorrentía determina la composición física y química de los arroyos.



## **Capítulo 2**

**Variación de la calidad del agua del área de referencia.**

La composición física y química del agua de los arroyos y ríos está altamente influenciada por el caudal, la escorrentía, el uso de la tierra, los tipos de suelo, geomorfología, topografía y la actividad de los organismos de su cuenca de drenaje. Una de las principales formas de contaminación de las aguas superficiales es a través de los contaminantes asociados a las partículas del suelo susceptibles a la erosión, y que llegan a los cuerpos de agua vía escorrentía superficial durante los eventos de tormenta. La escorrentía subsuperficial también contribuye al aporte a los arroyos pequeños ([Honisch et al., 2002](#)). La integración de los conceptos vinculados a la ecología y a la hidrología constituye *per se* un aporte a la generación de nuevas teorías y modelos que intenten explicar los procesos biogeoquímicos que ocurren en los ambientes fluviales y permitan su adecuado manejo.

El avance de la agricultura y de los límites urbanos ha producido la desaparición de los ecosistemas naturales de la región Pampeana ([Solbrig, 1999a](#)), con la consiguiente pérdida de tres bosques nativos ([Morello y Mateucci, 1999a](#)). También, las zonas riparias de varios arroyos de la Provincia de Buenos Aires han sido completamente modificadas ([Faggi et al., 1999](#)). Aunque la región Pampeana presenta características que le permiten agricultura de secano ([Solbrig, 1999b](#)), los importantes cambios tecnológicos incorporados durante las últimas décadas han acelerado el incremento en la productividad agrícola, principalmente en la Pampa Ondulada ([Viglizzo et al., 2002](#)). No obstante, los alcances presentes y futuros de los volúmenes de producción tienen aún costos ecológicos desconocidos. La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas indudablemente es uno de los temas críticos para la sustentabilidad rural de la región ([Morello y Mateucci, 1999b](#)). Sin embargo, la limnología de los arroyos de esta área ha sido escasamente estudiada.

En nuestro país, la estimación de la escorrentía resulta difícil debido a la falta de suficientes datos de precipitación y de caudal de las cuencas, muchas de éstas leve o severamente poluídas. Por esta razón se propone una aproximación metodológica para estimar el caudal en el área de referencia seleccionada para el río Reconquista, el arroyo Durazno, basada en la teoría del hidrograma unitario (HUI) ([Clark, 1945](#)). El hidrograma unitario instantáneo de una cuenca permite obtener estimaciones del caudal directo con un cierto nivel de incertidumbre

asociado, tal como el uso de un valor fijo de Número de Curva (CN) ([Soil Conservation Service, 1972](#)).

Debido a la dificultad para definir áreas en condiciones de base para muchas cuencas superficiales, resulta esencial el conocimiento de la calidad de agua de una zona de referencia para la comprensión de las tendencias de contaminación y del impacto humano sobre los ríos ([Edmunds \*et al.\*, 2003](#)). Por esta razón se propone una aproximación metodológica para establecer la calidad del agua en cuencas, la cual satisface la hipótesis de la teoría HUI ([Clark, 1945](#)). Esta metodología incluye un análisis del uso de la tierra y de la densidad poblacional, la caracterización física y química del agua del río, la identificación de un área de referencia para la cuenca, el modelado de la relación precipitación-caudal con el modelo del HUI y el análisis de las relaciones entre calidad del agua y el caudal en el área de referencia (variación de la calidad del agua a causa de la dinámica de las sustancias disueltas).

## **OBJETIVO**

Describir la variación de la calidad del agua del arroyo Durazno en respuesta a las fluctuaciones del caudal.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

- Diseñar y aplicar una metodología para obtener los valores de caudal en cuencas con pocos datos hidrometeorológicos.
- Describir la dinámica de sustancias presentes en el agua superficial del área de referencia.
- Proveer de datos de referencia para el planeamiento y evaluación de la calidad del agua en estrategias de manejo.

## MATERIALES Y METODOS

Se realizaron 15 muestreos en DUR2 (desde diciembre de 2000 hasta diciembre de 2001), que incluyeron una serie de cinco muestreos durante un importante evento de precipitación ocurrido en marzo de 2001. Se consideraron además de estos muestreos, los realizados en el período anterior (desde abril de 1996 hasta julio de 1999) en el mismo sitio, siendo en total 29 muestreos en condiciones de alto y bajo caudal.

### Análisis Físico-químico

Las siguientes variables fueron medidas *in situ*: oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, temperatura, transparencia, y profundidad del cauce, según se explicó en el capítulo anterior (capítulo 1, página 32). Las muestras de agua se tomaron por triplicado y se filtraron a través de filtros Whatman GF/C, y trasladadas al laboratorio a 4°C para su posterior análisis. Se determinaron las concentraciones de: fósforo reactivo soluble, nitrato, nitrito, amonio, bicarbonato, calcio, magnesio, sodio, potasio, sulfato, cloruro, sólidos suspendidos, carbono orgánico particulado, y carbono orgánico total. Se calcularon las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto y carbono orgánico disuelto. Estas determinaciones se detallan en el capítulo 1 (página 32). Se registraron las absorbancias a 250 y 365 nm para el cálculo de la relación  $E_2/E_3$  y para estimar la proporción de ácidos húmicos y fúlvicos en el agua ([Peuravuori y Pihlaja, 1997](#)). Para cada fecha de muestreo se calcularon las cargas de las variables químicas multiplicando la concentración de cada una de ellas por el caudal.

### Análisis estadístico

Las variables medidas en los muestreos en condiciones de alto y bajo caudal fueron comparadas a través de sus medianas, utilizando el test de medianas. Se usó un nivel de significancia del 5%. Se realizaron correlaciones de Pearson entre las variables físicas y químicas medidas. Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés) sobre los datos experimentales. Se utilizó el criterio de Kaiser para identificar el número de componentes principales retenidos, es decir sólo aquellos componentes con

autovalores mayores a 1. El análisis estadístico fue realizado con el programa [StatSoft, Inc. \(2004\)](#).

## Estimación del caudal

Debido a la falta de datos de caudal directo en el arroyo Durazno, se realizó la estimación del mismo, correspondiente a cada evento de precipitación, con el modelo del Hidrograma Unitario Instantáneo (HUI). El método para estimar el hidrograma consiste en calcular la precipitación efectiva por medio del método de infiltración, mediante el uso de un Número de Curva (CN) y el valor de precipitación ([Soil Conservation Service, 1972](#)), como se explica en el capítulo 1 (página 65), y utilizando luego el modelo HUI ([Clark, 1945](#)) para estimar el hidrograma del caudal para el arroyo. Los datos de precipitación fueron suministrados por INTA-Castelar, estación meteorológica más cercana con registros extensos de datos. Se estimaron varios valores de CN para la cuenca en estudio. Su definición resultó del análisis de las cartas de suelos provistas por INTA (Hoja 3560-17 “Tomas Jofre” y Hoja 3560-18 “General Las Heras”), información proveniente del Censo Nacional de 2001 (<http://www.indec.mecon.ar>), de imágenes satelitales y de las tablas del [Soil Conservation Service \(1972\)](#). El software usado fue HEC1-HMS 2.0 ([Hoggan, 1989](#)).

Los parámetros necesarios para estimar los valores del caudal fueron: tiempo de concentración de la cuenca  $t_c$  (horas) y la constante de almacenamiento  $K$  (horas), ambos estimados a partir de las características topográficas de la cuenca. Los parámetros se calcularon de acuerdo a [Wilson y Brown \(1992\)](#) para cuencas que disponen de pocos datos hidrológicos. El tiempo de concentración de la cuenca fue estimado con la fórmula de [Kirpich \(1940\)](#). Asimismo, en cada muestreo, el caudal ( $Q$ ) fue estimado *in situ* a partir de la medición del área transversal del cauce y de la velocidad de la corriente. Para la estimación del área transversal se midieron las profundidades del cauce a lo largo de una transecta a distancias conocidas. Para la estimación de la velocidad de la corriente se midió el tiempo necesario para que un objeto flotante recorriera una distancia conocida ([Gordon et al., 1994](#)). Estos resultados fueron comparados con aquellos estimados

por el modelo HUI. Se llamó “bajo caudal” a la condición de caudal base (sin precipitación efectiva), y “alto caudal” se lo asoció a la escorrentía directa.

## RESULTADOS Y DISCUSION

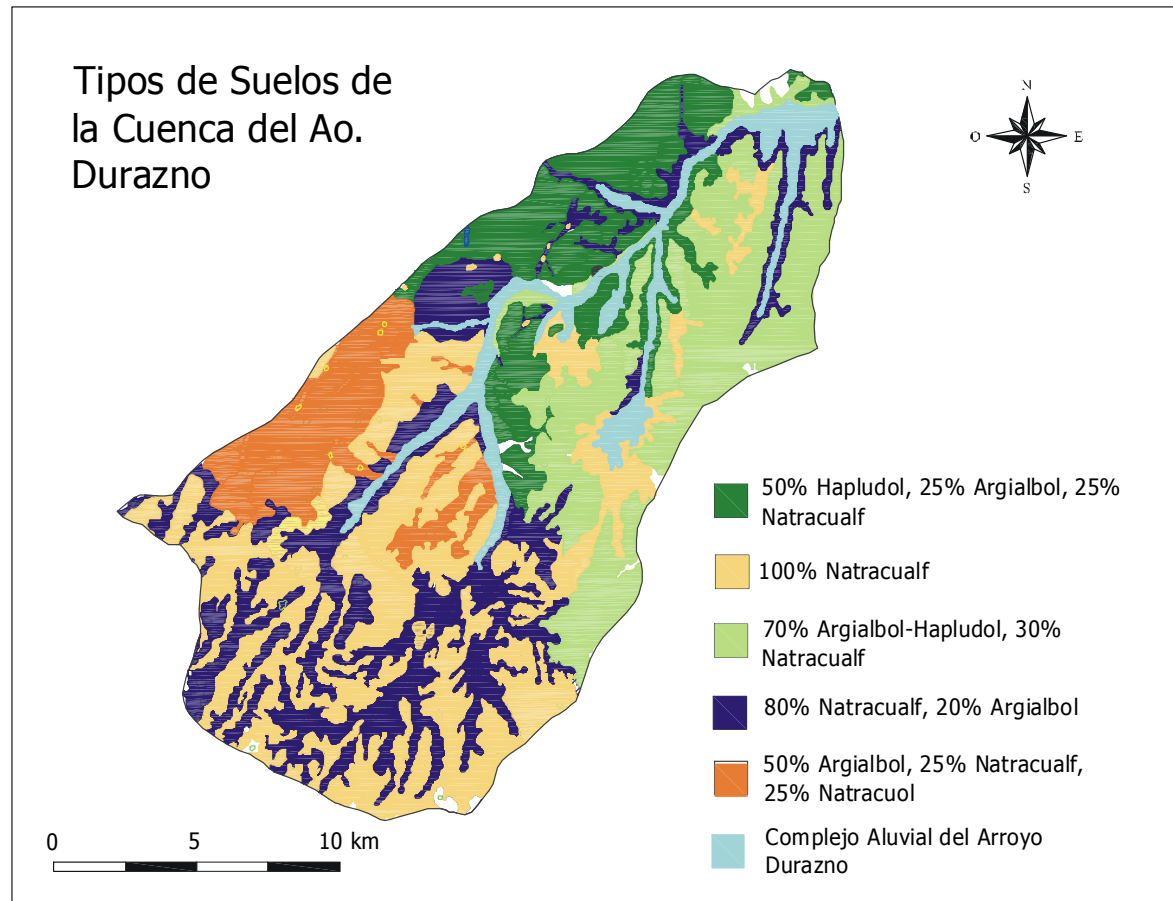
### Características geomorfológicas de la zona de referencia

La subcuenca del Arroyo Durazno comprende un área de 360 km<sup>2</sup>, la longitud del arroyo es de 32 km, y presenta la menor densidad poblacional de la cuenca (aproximadamente 60 habitantes.km<sup>-2</sup>, según el Censo Nacional de 2001). El 60% de la tierra está dedicada a ganado y pasturas naturales, y el 20% a la agricultura (INDEC, 1988; <http://www.indec.mecon.ar>) (Figura 1.1). Las principales características topográficas y geomorfológicas de la subcuenca del arroyo Durazno (de aquí en adelante cuenca del arroyo Durazno) se muestran en la Tabla 2.1. Estos parámetros fueron estimados usando el procedimiento de ordenación de Strahler (Bras, 1990). El relieve consiste de llanuras muy planas y pequeñas lomadas (aproximadamente 20 m.s.n.m.) con una pendiente del 0,05% y los suelos son de baja permeabilidad y pobremente drenados. Mediante el uso de cartas de suelos (INTA, 1997) se han calculado las áreas correspondientes a los distintos tipos de suelos, siendo los predominantes: Argialboles (37%), Natracualfes (34%), Natracuoles (12%) y Hapludoles (11%) (Figura 2.1). Ellos presentan una relación C:N de 8 a 10,9; el pH varía desde fuertemente ácido a levemente alcalino, y la concentración de cationes intercambiables (principalmente sodio y potasio) es alta (INTA, 1997).

**Tabla 2.1** Principales características topográficas y geomorfológicas de la cuenca del arroyo Durazno.\*área de drenaje comprendida hasta el sitio DUR2.

Parámetro	
Relación de área ( $R_A$ )	3,4
Relación de bifurcación ( $R_B$ )	3,2
Relación de longitud ( $R_L$ )	1,7
Longitud del arroyo de mayor orden ( $L_\Omega$ )	27 km
Area de la cuenca de drenaje ( $A_\Omega$ )*	257 km <sup>2</sup>





**Figura 2.1** Mapa de suelos de la cuenca del arroyo Durazno. Los datos fueron obtenidos a partir de las cartas de suelos provistas por INTA (Hoja 3560-17 “Tomas Jofre” y Hoja 3560-18 “General Las Heras”).

Las precipitaciones medias anuales son de 1055mm para el período 1961-1990. Las precipitaciones máximas y mínimas ocurren en Marzo (125mm/mes) y en Junio (56mm/mes), respectivamente. Las temperaturas máximas se registran en Enero (24,3°C) y las mínimas en Julio (11,1°C) ([Secretariat of the World Meteorological Organization, 1996](#)). El período de exceso de humedad se extiende desde Marzo a Noviembre ([INTA, 1997](#)). El sitio de muestreo (DUR2) se ubicó 27km aguas abajo de sus nacientes (Figura 1.2). Según la clasificación de Strahler, la sección estudiada pertenece a un arroyo de segundo orden ([Gordon et al., 1994](#)).

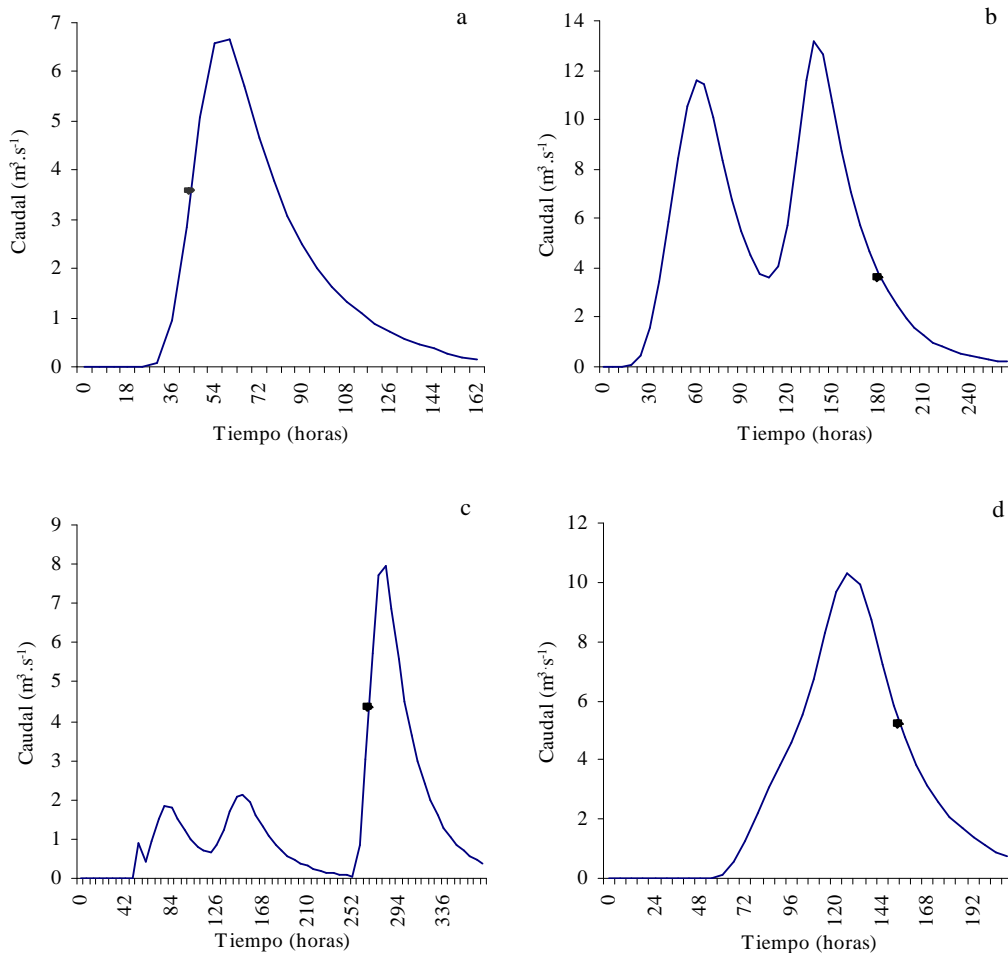
### Análisis del modelo hidrológico

Se seleccionaron cuatro eventos de precipitación-caudal (Ago-96, Mar-98, Mar-99, Jul-99) y se compararon los valores de caudal estimados por el modelo HUI con los estimados *in situ*. Mediante una técnica de estimación indirecta se logró una buena aproximación entre los valores de caudal estimados con el modelo HUI y los valores estimados *in situ* para cada evento (Tabla 2.2).

**Tabla 2.2** Caudal del arroyo Durazno estimado *in situ* según [Gordon et al. \(1994\)](#), precipitación diaria, precipitación efectiva estimada de acuerdo a [Soil Conservation Service \(1972\)](#), caudal del arroyo Durazno estimado según el modelo del HUI y lámina de escorrentía o escorrentía total, para condiciones de alto caudal.

Fecha	Caudal estimado <i>in situ</i> (m <sup>3</sup> .seg <sup>-1</sup> )	Precipitación diaria (mm)	Precipitación efectiva (mm)	Caudal según modelo HUI (m <sup>3</sup> .seg <sup>-1</sup> )	Lámina de escorrentía (mm)
Agosto 1996	2,67	46	4,4	3,06	0,2
Marzo 1998	3,82	75	9,1	3,70	14,1
Marzo 1999	3,59	55	7,8	4,50	2,7
Julio 1999	5,34	59	9,5	4,76	8,9

Las Figuras 2.2a y 2.2d muestran hidrogramas simples que indican el comportamiento de la cuenca durante los eventos de un único pulso de precipitación. Las Figuras 2.2b y 2.2c muestran el tipo de hidrograma característico de eventos de tormenta compuestos por más de un pulso. Este último tipo de hidrograma es diferente del hidrograma de un único pulso de precipitación, ya que puede presentar un segundo pico de mayor magnitud debido a la ocurrencia de sucesivos pulsos de precipitación. Los muestreos de Ago-96 y Mar-99 fueron realizados en la rama ascendente del hidrograma, mientras que los muestreos de Mar-98 y Jul-99 se ubicaron en la rama descendente.



**Figura 2.2** Hidrogramas de caudal para cuatro muestreos realizados en condiciones de alto caudal; a: agosto-96, b: marzo-98, c: marzo-99, d: julio-99. • Fecha de muestreo.

Dinámica de las variables físicas y químicas del agua superficial del sitio de referencia en relación al caudal

En el sitio de referencia, DUR2, el pH osciló desde valores neutros a levemente alcalinos y las concentraciones de oxígeno disuelto nunca estuvieron por debajo del límite de la protección de la vida acuática ([USEPA, 1986](#)) (Tabla 2.3).

**Tabla 2.3** Variables físicas y químicas medidas bajo diferentes condiciones hidrológicas en el sitio DUR2. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medianas en condiciones de bajo y alto caudal.

	Bajo caudal				Alto caudal			
	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n
OD (mg l <sup>-1</sup> )	6,6 a	4,5	12,5	17	5,9 a	4,0	8,1	12
Temperatura (°C)	18,0 a	6,0	29,1	17	20,2 a	7,4	24,4	12
CE (µS cm <sup>-1</sup> )	1770 a	850	2600	17	349 b	229	785	12
Secchi:Prof. (%)	100 a	60	100	16	27 b	15	53	12
SS (mg l <sup>-1</sup> )	27 a	6	111	17	32 a	19	86	12
pH	8,0 a	7,5	8,4	17	7,5 b	7,1	8,2	12
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg l <sup>-1</sup> )	92 a	19	1219	17	49 a	15	1205	12
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg l <sup>-1</sup> )	278 a	35	3121	17	116 b	11	402	12
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg l <sup>-1</sup> )	46 a	3	108	17	25 b	1	108	12
PRS (µg l <sup>-1</sup> )	230 a	67	684	17	211 a	118	561	12
COP (mg l <sup>-1</sup> )	1,08 a	0,1	2,7	17	1,2 a	0,4	3,1	12
COD (mg L <sup>-1</sup> )	14,43 a	3,3	37,2	17	33,3 b	5,1	65,7	12
COT (mg l <sup>-1</sup> )	14,96 a	3,8	37,9	17	34,6 b	6,9	67,4	12
Ca <sup>+2</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	33 a	12	45	17	6 b	3	13	12
Mg <sup>+2</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	22 a	11	33	17	4 b	2	6	12
Na <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	260 a	198	476	17	68 b	22	193	12
K <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	15 a	12	19	17	10 b	8	14	12
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	546 a	411	745	17	178 b	118	528	12
S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	82 a	46	183	17	14 b	1	70	12
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	178 a	95	317	17	22 b	12	44	12
Q (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0,07	0,04	0,70	16	3,85	2,67	8,60	12

El catión sodio fue predominante ( $\text{Na}^+ \gg \text{Ca}^{2+} = \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ , aunque en condiciones de alto caudal la concentración de potasio, en  $\text{meq.L}^{-1}$ , fue semejante a la de los cationes divalentes) y bicarbonato el anión prevaleciente en el agua ( $\text{HCO}_3^- \gg \text{Cl}^- > \text{S-SO}_4^{2-}$ ) (Tabla 2.3). El carbono orgánico disuelto resultó la fracción principal del carbono orgánico total, representando más del 74%. En condiciones de alto caudal las concentraciones de carbono orgánico total y disuelto aumentaron ( $p < 0,05$ ), los valores de la relación Secchi/profundidad disminuyeron ( $p < 0,01$ ) (Tabla 2.3), y el agua tomó un color oscuro. Además, se observaron disminuciones en las concentraciones de nitrato, nitrito ( $p < 0,05$ ), iones mayoritarios, y en la conductividad eléctrica ( $p < 0,01$ ), y no se observaron diferencias significativas para las concentraciones de amonio, PRS, sólidos suspendidos, oxígeno disuelto y carbono orgánico particulado.

En condiciones de alto caudal aumentaron las concentraciones de carbono orgánico, y disminuyeron las concentraciones de nutrientes y de iones mayoritarios y la relación Secchi/Prof.

La dominancia de los iones sodio y bicarbonato en las aguas superficiales ha sido también reportada para otros arroyos de la Pampa Ondulada ([Mercado, 1999](#); [Modenutti, 1987](#); [López et al., 1998](#)). Los suelos de la cuenca de drenaje del arroyo Durazno son predominantemente nátricos, mostrando un incremento en la proporción de arcillas en los horizontes más profundos. El efecto del sodio sobre la dispersión de las arcillas y sobre la formación de un horizonte B de arcillas iluviales es un hecho ampliamente conocido ([USDA, 1999](#)). Debido a este efecto, y por la baja pendiente, se espera una débil infiltración y una fuerte escorrentía de estos iones desde el suelo. La composición iónica del agua del arroyo, tanto en condiciones de bajo caudal como de alto caudal, es consistente con las características del suelo de la cuenca, donde casi el 50% presenta un horizonte nátrico. El ion cloruro es considerado un buen trazador para identificar la fuente de agua ([Ribolzi et al., 2000](#)). Durante los períodos de bajo caudal, las concentraciones de cloruro y la conductividad eléctrica fueron similares a las determinadas por [EASNE \(1973\)](#) para las aguas subterráneas, mostrando por lo tanto que bajo estas condiciones hidrológicas el aporte subterráneo es la principal fuente del arroyo. Por otra parte, [Amato y Silva Busso \(2006\)](#) sostiene que en el área de estudio la composición de los iones mayoritarios del agua subterránea está altamente determinada por el material parental, por lo que la similitud en las características de las aguas subterráneas y superficiales del arroyo Durazno reafirma el origen de los iones mayoritarios. Las concentraciones de nutrientes

La predominancia de sodio en las aguas superficiales está relacionada con los suelos de la cuenca, donde el 50% presenta un horizonte nátrico.

fueron altamente variables con el cambio de caudal. Considerando que el sitio de referencia se encuentra alejado de las áreas urbanas y no se evidenciaron descargas puntuales de efluentes, la presencia de altos niveles de nitrógeno inorgánico y de potasio en el agua en condiciones de alto caudal podría estar relacionada con la escorrentía desde las áreas circundantes dedicadas a la ganadería extensiva, a pasturas naturales y en menor medida a la agricultura (Jarvie *et al.*, 1998), o con aportes desde la napa freática en condiciones de bajo caudal.

La escorrentía superficial aportaría las cargas de nitrógeno y fósforo. En épocas de bajo caudal el aporte de nitrógeno podría provenir desde la napa freática.

**Tabla 2.4** Cargas de las variables químicas (kg.día<sup>-1</sup>) estimadas para el arroyo Durazno en condiciones de bajo y alto caudal. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medianas en condiciones de bajo y alto caudal.

	Bajo caudal				Alto caudal			
	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n
SS	214 a	26	2014	16	12735 b	6255	24016	12
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,33 a	0,30	4,21	16	17 b	4,44	398	12
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3,27 a	0,46	99	16	45 b	3,44	135	12
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,20 a	0,11	2,24	16	8,75 b	0,32	35	12
PRS	1,52 a	0,25	10,4	16	75 b	37	185	12
COP	4,84 a	0,59	81	16	483 b	112	875	12
COD	94 a	11	1186	16	11077 b	2333	24865	12
COT	97 a	13	1267	16	11492 b	3164	25741	12
Ca <sup>+2</sup>	164 a	66	906	16	2135 b	894	3942	12
Mg <sup>+2</sup>	107 a	72	867	16	1492 b	975	2887	12
Na <sup>+</sup>	1555 a	685	15949	16	23009 b	6714	58256	12
K <sup>+</sup>	79 a	45	886	16	3572 b	2201	7722	12
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3012 a	1557	29447	16	64993 b	36580	159258	12
S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	475 a	158	4258	16	5236 b	501	21075	12
Cl <sup>-</sup>	1048 a	585	5829	16	7100 b	3670	13210	12

Las medianas de las cargas de todas las variables estimadas en condiciones de alto caudal fueron mayores que en condiciones de bajo caudal (Tabla 2.4). Sin embargo, las cargas de amonio, nitrato y de los iones mayoritarios se incrementaron en menor proporción que el caudal, las cargas de sólidos suspendidos, PRS y potasio lo hicieron en la misma proporción, y las cargas de carbono orgánico disuelto, particulado y total aumentaron en una proporción mayor a la del incremento de caudal. Esto hace pensar en un aporte neto de sólidos, fosfatos, potasio y las formas disueltas y particuladas de carbono orgánico desde la cuenca de drenaje a través del agua de escorrentía superficial o subsuperficial. El muestreo de Marzo-98 presentó las mayores cargas de amonio, nitrato y PRS.

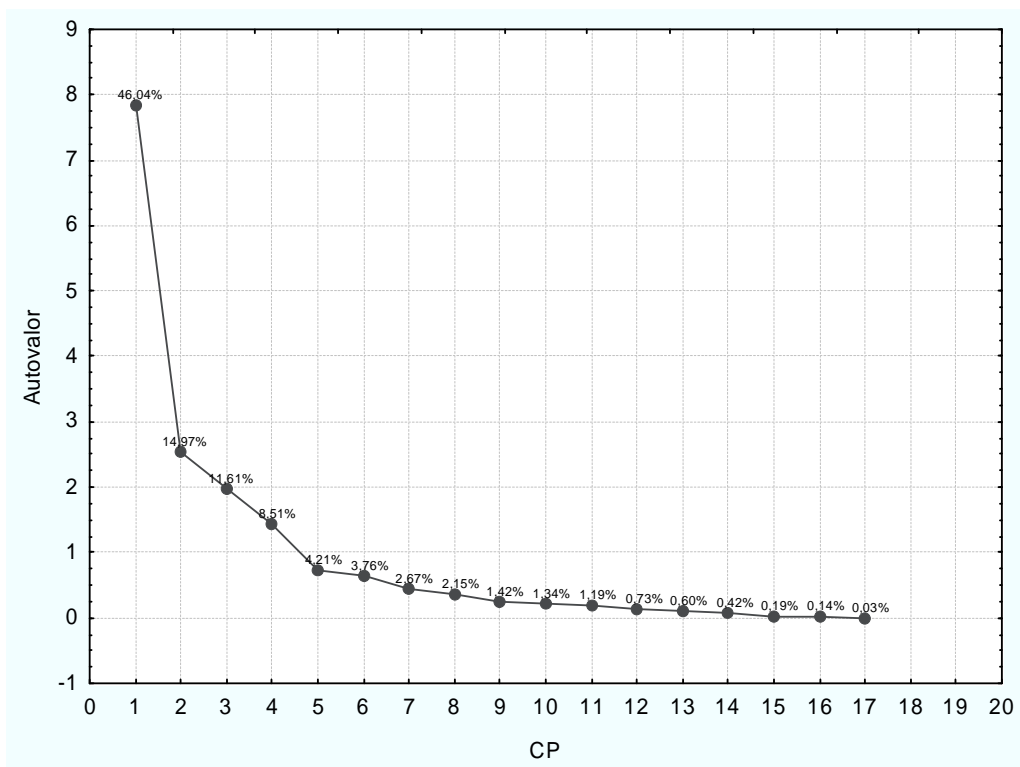
En condiciones de alto caudal aumentaron las cargas de todas las variables, aunque no siempre proporcional al incremento de caudal.

Aunque calcio, sodio y potasio son considerados los iones mayoritarios en las aguas de escorrentía ([Thompson y Troeh, 1980](#)), sus cargas aumentaron en menor proporción que el aumento de caudal. El aporte de nitrógeno y fósforo al agua del arroyo por escorrentía de las actividades ganaderas y agrícolas ([Freifelder et al., 1998](#); [Nash y Halliwell, 2000](#)), también ha sido estimado en este estudio para el arroyo Durazno a través del incremento en las cargas de nutrientes. La menor infiltración por la baja permeabilidad favorecería la escorrentía de nutrientes, incrementando por lo tanto la vulnerabilidad del arroyo Durazno frente a un incremento en el uso de fertilizantes en los suelos de la cuenca. Las cargas de los sólidos suspendidos, carbono orgánico particulado, disuelto y total aumentaron en mayor proporción que el caudal, sugiriendo una entrada significativa de carbono por escorrentía que estaría relacionada con el riesgo de erosión hídrica de los suelos de la cuenca. [Meybeck \(1982\)](#) reportó altas concentraciones de carbono orgánico total en otros ríos de áreas pobremente drenadas. La principal fracción de carbono orgánico disuelto en el agua está representada por las sustancias húmicas, como lo evidenció el color oscuro del agua ([Dahm et al., 1981](#)) y los bajos valores de la relación Secchi/profundidad durante las condiciones de alto caudal. Una de las consecuencias del aumento de ácidos húmicos y fúlvicos en el agua, es el aumento de la solubilidad, movilidad, persistencia ambiental y la toxicidad de los metales pesados ([Varshal et al., 2000](#)), aumentando por lo tanto el riesgo de contaminación durante condiciones de alto caudal.

La baja infiltración de los suelos favorecería la escorrentía de nutrientes, material particulado y carbono orgánico, principalmente sustancias húmicas.

Por medio del Análisis de Componentes Principales se ordenaron los datos de todos los muestreos realizados en DUR2 utilizando cuatro componentes con autovalores mayores a 1 (Figura 2.3), y que explicaron el 81,1% de la Varianza total (Tabla 2.5). El componente I explica 46,0% de la varianza total con una alta participación positiva de las variables conductividad eléctrica, pH, sodio, potasio, bicarbonato, sulfato, cloruro y dureza (positivamente correlacionados entre sí, Tablas 2.5 y 2.6) y una alta participación negativa del caudal. El componente II explica el 15,0% de la varianza total con una alta participación negativa de sólidos suspendidos y carbono orgánico particulado (Tabla 2.5), ambos positivamente correlacionados (Tabla 2.6). El componente III explica el 11,6% de la varianza total y está alta y positivamente contribuido por amonio y PRS. Finalmente, el componente IV explica el 8,5% de la varianza total y presenta una alta y negativa participación de nitrato.

La variabilidad de la composición química del arroyo está determinada por el componente mineral, el caudal, el material particulado y el nivel de nutrientes.



**Figura 2.3** Autovalores y varianza explicada por cada componente.



**Tabla 2.5** Autovalores, varianza explicada, y contribución de las variables a los cuatro componentes significativos del Análisis de Componentes Principales realizado con todas las fechas de muestreo en el sitio DUR2. Las contribuciones subrayadas indican significancia.

	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4
OD	0,494	-0,369	-0,490	0,241
Temp	-0,135	0,606	0,521	-0,451
CE	<u>0,922</u>	0,016	0,034	0,221
SS	-0,122	<u>-0,814</u>	0,263	-0,351
pH	<u>0,750</u>	-0,215	-0,378	-0,152
N-NH <sub>4</sub> <sup>*</sup>	0,204	-0,094	<u>0,688</u>	0,520
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,306	0,036	0,240	<u>-0,715</u>
PRS	0,042	-0,535	<u>0,744</u>	0,159
COP	-0,100	<u>-0,827</u>	-0,218	-0,324
COT	-0,504	-0,584	0,162	0,117
Na <sup>+</sup>	<u>0,937</u>	0,042	-0,018	-0,065
K <sup>+</sup>	<u>0,880</u>	-0,071	0,028	-0,121
Dureza	<u>0,921</u>	-0,044	0,085	0,121
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<u>0,941</u>	-0,025	-0,084	-0,040
S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<u>0,816</u>	0,027	0,161	-0,073
Cl <sup>-</sup>	<u>0,957</u>	0,025	0,113	0,087
Q	<u>-0,877</u>	-0,007	-0,189	0,127
Autovalor	7,826	2,546	1,974	1,447
% Varianza explicada	46,0	15,0	11,6	8,5
% Varianza acumulada	46,0	61,0	72,6	81,1

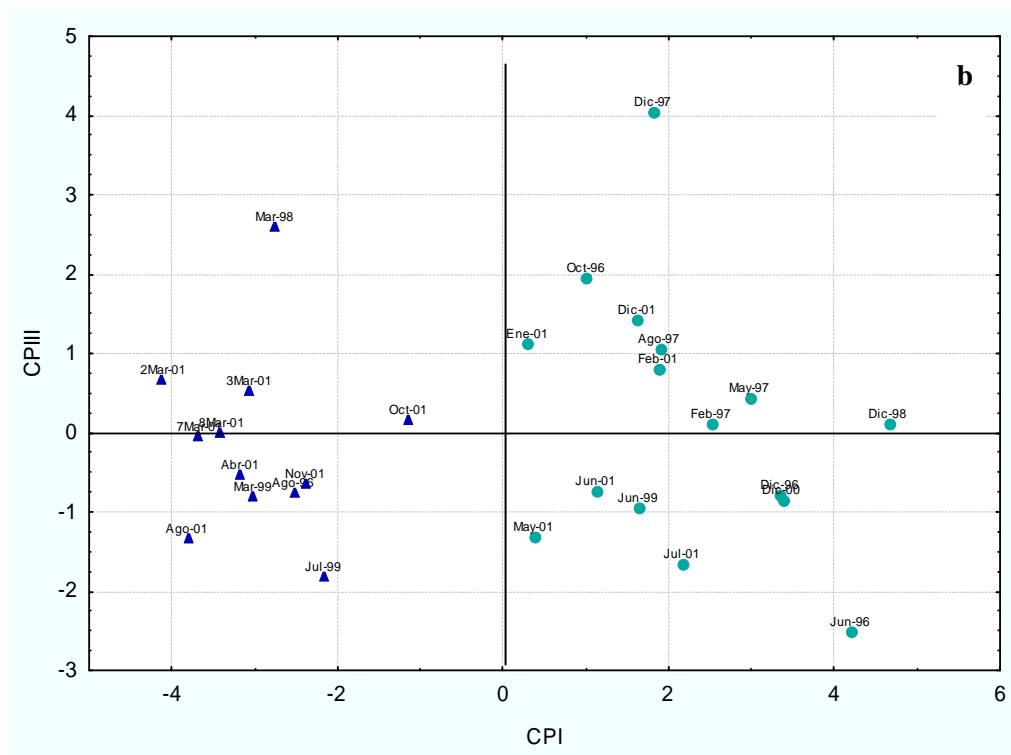
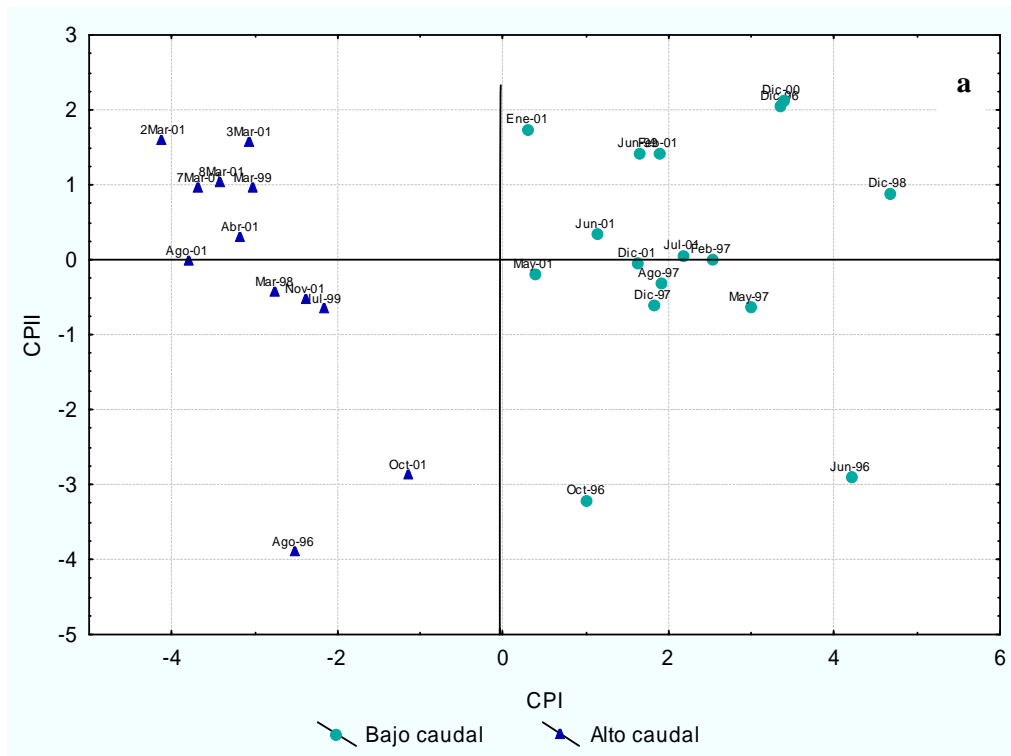
**Tabla 2.6** Matriz de correlación de las variables físicas y químicas determinadas en todas las fechas de muestreo en DUR2.

	OD	Temp	CE	Sec/Prof	SS	STD	pH	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	PRS	COP	COT	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Q	Dureza	
OD	1,000																						
Temp	<u>-0,598</u>	1,000																					
CE	<u>0,472</u>	-0,216	1,000																				
Sec/Prof	0,372	-0,087	<u>0,860</u>	1,000																			
SS	-0,023	-0,158	-0,190	-0,234	1,000																		
STD	<u>0,472</u>	-0,216	<u>1,000</u>	<u>0,860</u>	-0,190	1,000																	
pH	<u>0,491</u>	<u>-0,380</u>	<u>0,609</u>	<u>0,573</u>	0,011	<u>0,609</u>	1,000																
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,053	0,037	0,292	0,301	-0,025	0,292	-0,087	1,000															
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,037	0,327	0,185	0,229	0,121	0,185	0,202	-0,053	1,000														
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,042	-0,003	0,357	0,314	<u>0,384</u>	0,357	0,157	<u>0,605</u>	0,344	1,000													
PRS	-0,070	-0,069	0,095	0,091	<u>0,567</u>	0,095	-0,132	<u>0,579</u>	0,106	<u>0,716</u>	1,000												
COP	0,198	<u>-0,445</u>	-0,178	-0,248	<u>0,705</u>	-0,178	0,266	-0,158	0,091	0,134	0,157	1,000											
COT	-0,031	-0,146	<u>-0,454</u>	<u>-0,517</u>	<u>0,483</u>	<u>-0,454</u>	<u>-0,410</u>	0,082	-0,253	-0,084	0,332	<u>0,396</u>	1,000										
Ca <sup>2+</sup>	0,368	-0,213	<u>0,902</u>	<u>0,844</u>	0,007	<u>0,902</u>	<u>0,506</u>	0,237	0,219	<u>0,482</u>	0,238	-0,107	<u>-0,405</u>	1,000									
Mg <sup>2+</sup>	<u>0,474</u>	-0,157	<u>0,947</u>	<u>0,893</u>	-0,108	<u>0,947</u>	<u>0,647</u>	0,237	0,224	<u>0,423</u>	0,091	-0,109	<u>-0,505</u>	<u>0,898</u>	1,000								
Na <sup>+</sup>	<u>0,421</u>	-0,044	<u>0,809</u>	<u>0,851</u>	-0,132	<u>0,809</u>	<u>0,675</u>	0,163	0,280	0,116	-0,063	-0,095	<u>-0,407</u>	<u>0,673</u>	<u>0,839</u>	1,000							
K <sup>+</sup>	<u>0,427</u>	-0,041	<u>0,752</u>	<u>0,784</u>	-0,019	<u>0,752</u>	<u>0,657</u>	0,152	0,318	0,196	0,052	-0,011	-0,314	<u>0,657</u>	<u>0,781</u>	<u>0,873</u>	1,000						
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<u>0,513</u>	-0,108	<u>0,826</u>	<u>0,839</u>	-0,078	<u>0,826</u>	<u>0,696</u>	0,076	0,219	0,106	-0,045	-0,078	-0,357	<u>0,726</u>	<u>0,844</u>	<u>0,961</u>	<u>0,886</u>	1,000					
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,250	0,012	<u>0,662</u>	<u>0,721</u>	-0,042	<u>0,662</u>	<u>0,585</u>	0,202	0,252	0,183	0,118	-0,136	-0,357	<u>0,665</u>	<u>0,694</u>	<u>0,776</u>	<u>0,669</u>	<u>0,789</u>	1,000				
Cl <sup>-</sup>	<u>0,398</u>	-0,085	<u>0,932</u>	<u>0,878</u>	-0,114	<u>0,932</u>	<u>0,640</u>	0,319	0,240	<u>0,403</u>	0,109	-0,119	<u>-0,520</u>	<u>0,852</u>	<u>0,971</u>	<u>0,888</u>	<u>0,807</u>	<u>0,861</u>	<u>0,759</u>	1,000			
Q	-0,289	-0,044	<u>-0,777</u>	<u>-0,888</u>	0,011	<u>-0,777</u>	<u>-0,616</u>	-0,206	-0,348	-0,358	-0,148	0,105	<u>0,406</u>	<u>-0,782</u>	<u>-0,814</u>	<u>-0,806</u>	<u>-0,750</u>	<u>-0,796</u>	<u>-0,740</u>	<u>-0,816</u>	1,000		
Dureza	<u>0,436</u>	-0,187	<u>0,951</u>	<u>0,893</u>	-0,056	<u>0,951</u>	<u>0,597</u>	0,243	0,227	<u>0,462</u>	0,163	-0,111	<u>-0,471</u>	<u>0,970</u>	<u>0,978</u>	<u>0,783</u>	<u>0,743</u>	<u>0,810</u>	<u>0,699</u>	<u>0,941</u>	<u>-0,820</u>	1,000	

La Figura 2.4a muestra un gráfico definido por los componentes I (contenido mineral) y II (contenido de material particulado). El componente I separa marcadamente los muestreos con distintas condiciones hidrológicas. Las contribuciones altas y negativas sobre el componente I y altas y positivas sobre el componente II indican bajo contenido mineral y alto caudal (CP I) y bajo contenido de sólidos suspendidos y carbono orgánico particulado (CP II). En esta área se ubican la mayoría de los muestreos en condiciones de alto caudal. Los muestreos de Ago-96 y Oct-01 también se realizaron en condiciones de alto caudal, sin embargo presentaron elevados niveles de sólidos suspendidos y carbono orgánico particulado. La Figura 2.4b muestra un gráfico definido por los componentes I (contenido mineral y caudal) y III (aporte de nutrientes). Se observó una alta variación en el nivel de nutrientes en los muestreos con bajo caudal, mientras que la mayoría de los muestreos en condiciones de alto caudal tendieron a presentar niveles bajos de nutrientes. Estos últimos se caracterizaron por contribuciones altas y negativas sobre los componentes I y III, indicando menores concentraciones de nutrientes (CP III) y bajo contenido mineral (CP I), mostrando por lo tanto, una mejor calidad del agua. El muestreo de Mar-98 se separa de la mayoría de los muestreos realizados en condiciones de alto caudal, a pesar de haberse realizado en las mismas condiciones, por presentar altas concentraciones de amonio y PRS.

Los principales factores involucrados en la variabilidad de la composición química del agua superficial del arroyo Durazno fueron: el componente mineral, el material particulado y el nivel de nutrientes. El componente mineral del agua del arroyo está fuertemente influido por el caudal. La disminución en las concentraciones de los iones mayoritarios y en la conductividad eléctrica durante las condiciones de alto caudal sugiere que las concentraciones de los solutos han sido diluidas por la entrada masiva de agua originada por escorrentía. A pesar de que los muestreos en condiciones de alto caudal se ubicaron en diferentes posiciones del hidrograma (Figura 2.3), siempre se observó una dilución de los iones mayoritarios. El segundo componente puede ser explicado teniendo en cuenta que parte de los sólidos suspendidos presenta un componente de materia orgánica. El muestreo de Agosto de 1996 se ubicó en la porción ascendente del hidrograma, que siguió a un prolongado período sin precipitaciones.

La entrada masiva de agua produce una dilución de los iones mayoritarios presentes en el agua superficial del arroyo.



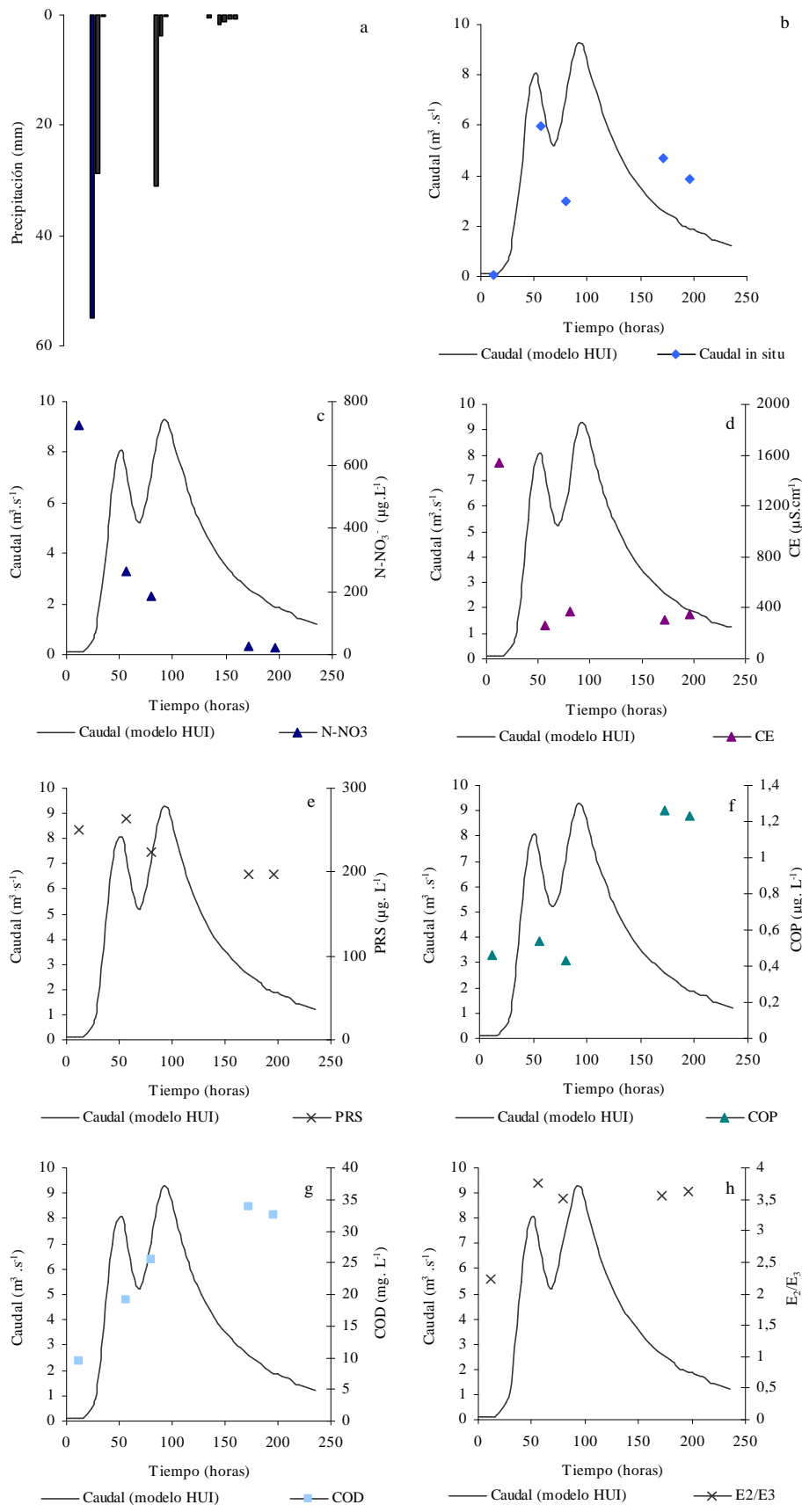
**Figura 2.4** Ubicación de las fechas de muestreo en el plano definido por: (a) componentes I y II, (b) componente II y III del Análisis de Componentes Principales.

Se observaron altas concentraciones y altas cargas de sólidos suspendidos, carbono orgánico disuelto y particulado, mostrando procesos erosivos que tienen lugar en la cuenca durante las primeras horas de la tormenta. [Bernal et al. \(2002\)](#) encontraron el mismo comportamiento para el carbono orgánico disuelto. Durante los eventos de tormenta, las concentraciones de esta variable aumentan rápidamente debido a los procesos de removilización de sedimentos y al transporte de las partículas de suelo ([Honisch et al., 2002](#)). El tercer componente probablemente esté relacionado con los procesos de descomposición de la materia orgánica que llevan a la liberación de amonio y PRS. En Marzo de 1998 hubo un largo período de estancamiento, caracterizado por una alta escorrentía total (Tabla 2.2) y altas concentraciones y cargas de amonio y fósforo en el agua del arroyo. Durante este período, la descomposición de la materia orgánica pudo haber liberado inicialmente nutrientes, los cuales fueron luego transportados al arroyo previa lixiviación. [Villar et al. \(2001\)](#) han realizado observaciones similares en los juncuales del bajo delta del Paraná. Durante eventos de tormenta extendidos, en áreas con suelos con baja permeabilidad, la lámina de escorrentía permanece en la cuenca por un largo período; por lo tanto, en el agua de drenaje el nitrato tiende a reducirse a amonio ([Withers y Lord, 2002](#)). El incremento en la concentración de fósforo puede deberse a los cambios en el potencial redox que pueden producir la movilización de fósforo desde los suelos. A medida que la saturación de oxígeno en el agua disminuye, los constituyentes de  $Fe^{3+}$  del suelo pueden reducirse a  $Fe^{2+}$ , y así perder su capacidad de retención de los iones fósforo ([Honisch et al., 2002](#)).

El evento de tormenta del 1° al 5 Marzo de 2001 produjo una precipitación de 124mm. Según las características de la cuenca, el flujo superficial prevaleció durante las primeras horas del evento. La Figura 2.5 muestra las precipitaciones, los caudales estimados *in situ* y los hidrogramas estimados con el modelo HUI, y las variables físicas y químicas determinadas en el agua del arroyo en distintos momentos durante este evento de tormenta. Luego de comenzado el evento de tormenta, y en la rama ascendente del hidrograma, la concentración de nitrato y la conductividad eléctrica disminuyeron, no se observaron cambios en las concentraciones de PRS y carbono orgánico particulado, y se registró un aumento en la concentración de carbono orgánico disuelto y en la relación  $E_2/E_3$ , previo al pico de caudal.

El muestreo realizado en las primeras horas de la tormenta evidenció el marcado aporte de material en suspensión y de carbono orgánico desde la cuenca.

El muestreo realizado en un evento prolongado de precipitaciones mostró un alto aporte de nitrógeno y fósforo disueltos a través de la escorrentía, donde las condiciones reductoras favorecieron su movilización.



**Figura 2.5** Hidrogramas y variables físicas y químicas correspondientes al evento de precipitación-caudal de Marzo de 2001.

En la rama descendente del hidrograma, la concentración de nitrato fue menor que la obtenida antes de alcanzar el caudal pico, las concentraciones de carbono orgánico particulado y disuelto aumentaron, y no se observó cambio en la relación  $E_2/E_3$ .

Las concentraciones de nitrato, amonio y principales iones y la conductividad eléctrica disminuyeron debido al efecto dilutorio de la entrada masiva del agua al arroyo. En la rama descendente del hidrograma, la concentración de nitrato fue menor que en el caudal pico y la concentración de carbono orgánico y la relación  $E_2/E_3$  permanecieron elevadas. Este comportamiento, conocido como “flushing effect” ([Mitchell et al., 1997](#)), sugiere que el material soluble acumulado en la cuenca de drenaje durante los períodos secos es transportado al arroyo por lixiviación y escorrentía superficial, incrementando por lo tanto la concentración de solutos durante las primeras horas de la tormenta. El incremento en la relación  $E_2/E_3$  producido en condiciones de alto caudal muestra un aumento en la proporción de ácidos húmicos y fúlvicos durante este período.

La entrada masiva de agua produjo un efecto dilutorio principalmente en los niveles de amonio, nitrato y de iones mayoritarios.

Los componentes individuales de los ciclos de nitrógeno y fósforo, y las estimaciones de la entrada de estos elementos a los agroecosistemas son parcialmente conocidos en la región Pampeana. De todos modos, las pérdidas de nutrientes en estos ecosistemas son desconocidas, no sólo en la región sino también a nivel mundial ([Cassman et al., 2002](#)). Por lo tanto, para un manejo eficiente de los nutrientes, es imprescindible conocer estas características. Las pérdidas de nitrógeno y fósforo, incluso las estimadas como cargas transportadas por el arroyo después de los eventos de precipitación, representan sólo una parte de las pérdidas totales del sistema. En cualquier caso, tales cargas son una alerta acerca del riesgo de contaminación de las aguas superficiales. Teniendo en cuenta la expansión de la agricultura y la tecnología en la región durante la década pasada ([Viglizzo et al., 2002](#)) y actualmente, las estrategias más eficientes de fertilización deberían ser promovidas con el fin de disminuir la carga de nutrientes sobre el ambiente, disminuyendo por lo tanto el riesgo de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.

Teniendo en cuenta el punto de vista actual sobre el manejo de nutrientes en las áreas agrícolas ([Schröder et al., 2004](#)), la falta de registros hidrológicos en

el área representa un serio problema para el manejo de los nutrientes, pesticidas y otros agentes contaminantes. La calidad del agua en los ríos de caudal bajo a moderado cambia rápidamente, aún en áreas con baja intervención humana debido a su alta dependencia del caudal. La falta de registros de precipitación-caudal dificulta la integración de las observaciones hidrológicas y geoquímicas. En vista de esta situación, esta propuesta representa una contribución al mejoramiento de la descripción de los procesos que ocurren a nivel de cuenca con el objeto de lograr un manejo apropiado de la calidad del agua superficial basándose en procesos eco-hidrológicos.



---

# Parte 2

**Sedimentos contaminados con  
zinc y su relación con la  
vegetación.**

## Capítulo 3

**Tolerancia de *Schoenoplectus californicus* a elevadas concentraciones de zinc en sedimentos. Movilidad ambiental y biodisponibilidad del metal.**

Los sedimentos de la zona litoral representan un sumidero de metales pesados que bajo ciertas condiciones pueden ser liberados a la columna de agua o acumulados por la biota. El comportamiento ambiental de los metales está determinado fundamentalmente por las formas químicas en las que se encuentran unidos al sedimento. Si bien esta asociación está determinada, entre otros factores, por su afinidad química suele considerarse que eventos recientes de contaminación producen un incremento de la concentración de metales en las fracciones más móviles del sedimento. Una parte del contenido total de metales en los sedimentos puede no ser fácilmente disponible para las plantas (por ejemplo, las fracciones ocluidas en los óxidos de Fe y Mn, o en los minerales primarios y secundarios). Sin embargo, la disponibilidad puede ser modificada por cambios en el ambiente físico o químico del sedimento ([Jackson et al., 1993](#); [Arreghini et al., 2001](#)). Esto revela la importancia de conocer la forma química predominante en la que el metal queda retenido en el sedimento luego de un evento de contaminación. La partición en diversas formas de los metales traza en suelos y sedimentos es comúnmente llevada a cabo a través de la extracción secuencial. Las técnicas de especiación empleadas en este capítulo brindan información acerca del origen, disponibilidad, movilidad y transporte de los metales en el ambiente ([Tessier et al., 1979](#)).

Teniendo en cuenta que el zinc constituye uno de los principales contaminantes industriales de los ambientes terrestres y acuáticos, y además se encuentra en concentraciones tóxicas en los sedimentos de la cuenca del río Reconquista, se lo ha seleccionado para estudiar su movilidad ambiental y la tolerancia al mismo por parte de *S. californicus*. Las plantas acuáticas emergentes toman los nutrientes, y también los metales pesados, principalmente desde los sedimentos. Por lo tanto, la oportunidad que ellas tengan de colonizar exitosamente sedimentos contaminados con zinc dependerá de su disponibilidad, concentración y de los efectos fisiológicos sobre la planta. La mayoría de las plantas de humedales presentan patrones semejantes de captación de metales, concentrándolos fundamentalmente en los tejidos subterráneos y disminuyendo así su movilidad dentro de la planta ([Weis y Weis, 2004](#)), si bien algunas especies pueden acumularlos en la parte aérea ([Serafini et al., 2008](#)). La exclusión del metal en estructuras subterráneas en plantas que crecen en sedimentos contaminados con metales pesados es reconocida como una estrategia de

tolerancia ([Deng et al., 2004](#)). Este hecho tiene implicancias en la potencial movilidad de los metales hacia otros eslabones de la trama trófica.

En la bibliografía, se han utilizado diversos indicadores de toxicidad por metales en plantas, como por ejemplo clorosis, disminución en la producción de biomasa seca o fresca, respuestas metabólicas como producción de fitoquelatinas, eficiencia fotosintética, etc. (Gherardi *et al.*, 1999 en [Reichman, 2002](#)). El crecimiento en biomasa es una variable útil para establecer la toxicidad de metales pesados. [Lewis et al. \(2001\)](#) encontraron que el crecimiento en biomasa era un indicador más sensible a la exposición a metales, que el nivel de proteínas de stress o la eficiencia fotosintética.

La presencia de *Schoenoplectus californicus* en las márgenes de ríos y cauces de la Provincia de Buenos Aires con altas concentraciones de metales pesados sugiere una gran tolerancia de esta macrófita a los principales agentes xenobióticos locales. En este capítulo se estudiará el efecto que distintas concentraciones de zinc en sedimento tienen sobre el crecimiento en biomasa de *S. californicus* y la movilidad del metal dentro de la planta.

## **OBJETIVO**

Determinar el efecto del agregado de zinc en sedimentos sobre la movilidad ambiental del metal y, sobre la biomasa y distribución del metal en *S. californicus*.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

Estudiar la movilidad del zinc en el sistema agua-sedimento.

Estudiar la captación de zinc y su distribución en estructuras morfológicas de *S. californicus*.

Estudiar cambios en la biomasa y altura de vástagos de *S. californicus* en respuesta a diferentes niveles de zinc agregado al sedimento.

## **HIPOTESIS**

H1: El agregado de Zn en forma de sal muy soluble cambia la distribución del metal entre las fracciones del sedimento.

H2: El Zn agregado al sedimento se asocia mayoritariamente a la fracción más móvil, la fracción intercambiable.

H3: La captación de zinc por *S. californicus* responde a la concentración y a la movilidad potencial del metal en el sedimento.

H4: La biomasa subterránea constituye el principal órgano de acumulación de zinc.

H5: Las altas concentraciones de zinc en sedimento producen una disminución en biomasa y altura de los vástagos de *S. californicus*.

## MATERIALES Y METODOS

### Diseño experimental

El experimento fue llevado a cabo durante un período de 12 semanas (desde Febrero a Mayo). El sedimento y los rizomas de *S. californicus* fueron colectados de un área con niveles no tóxicos de zinc. Se realizaron dos tratamientos con diferentes concentraciones de zinc (tratamiento  $T_{bZn}$ :  $500 \mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco y tratamiento  $T_{aZn}$ :  $2000 \mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco) y se compararon con un control ( $T_C$ ) sin la adición de zinc ( $300 \mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco). Se colocó el sedimento en recipientes plásticos de 21 cm de diámetro y 21 cm de profundidad proporcionando una adecuada zona de enraizamiento de la planta, constituyendo cada uno de ellos una unidad experimental. El sedimento se mezcló con una solución de cloruro de zinc ( $\text{ZnCl}_2$ ) de concentración conocida, de modo de obtener una mezcla homogénea de sedimento, metal y agua y alcanzar los niveles de metal propuestos para cada tratamiento. Se trasplantaron los rizomas conteniendo diez brotes en total en cada recipiente. Debido a que estas macrófitas alcanzan su crecimiento óptimo creciendo con una capa de 10 cm de agua sobre la superficie ([Broome et al., 1995](#)), se mantuvo esta profundidad de agua durante el experimento con agua de lluvia. Todos los tratamientos recibieron luz natural, aproximadamente 13 horas diarias y se llevaron a cabo por triplicado. Se marcaron los vástagos de una forma que no afectó al organismo y se identificaron aquellos que emergían durante el ensayo.

Semanalmente se midió la altura de los vástagos con cinta métrica con una aproximación de 0,5cm.

Al final de la experiencia se cosecharon las plantas, se lavaron con agua corriente y agua destilada para remover cualquier partícula de sedimento superficialmente adherida y se separaron en vástagos y rizomas. El material vegetal se secó en estufa a  $70^\circ\text{C}$  hasta peso constante y luego se pesó con una precisión de 0,0001g.

Se aplicó la ecuación alométrica ([Huxley y Teissier, 1936](#)) para cada tratamiento, que describe el crecimiento de una parte del individuo (Y: peso del vástago) en relación a una magnitud de referencia (X: largo del vástago).

$$Y = a X^b$$

Mediante la transformación logarítmica de la ecuación anterior se obtiene:

$$\log Y = a' + b \log X$$

Las constantes  $a'$  ( $\log a$ ) y  $b$  fueron calculadas aplicando la técnica de regresión funcional y se denominan coeficiente y exponente alométrico, respectivamente ([Huxley y Teissier, 1936](#)). La aplicación de ecuaciones alométricas ha sido comúnmente utilizada como una alternativa no destructiva por la cual la biomasa aérea de una planta puede ser estimada a partir de un atributo fácilmente medible ([de Cabo, 2001](#); [Návar \*et al.\*, 2002](#); [Porté \*et al.\*, 2002](#); [Li y Xiao, 2007](#)). La biomasa aérea por recipiente para cada fecha fue calculada como la sumatoria de la biomasa de los vástagos. Se calculó el incremento en biomasa como la diferencia en biomasa entre las fechas de medición. Se estimó la tasa de crecimiento relativo de la biomasa aérea (RGR, por su sigla en inglés) a partir de la ecuación de [Harper \(1977\)](#):

$$\text{RGR} = (\ln m_f - \ln m_i) / \Delta t$$

donde  $m_f$  y  $m_i$  corresponden al peso seco final e inicial respectivamente, y  $\Delta t$  representa el tiempo transcurrido.

Al final de la experiencia se tomaron muestras de agua sobrenadante para determinar la concentración de zinc total, fósforo reactivo soluble, bicarbonato, cloruro, calcio, pH y conductividad eléctrica, según la metodología detallada en el capítulo 1 (página 32). Las muestras de agua utilizadas para la determinación de zinc fueron acidificadas a  $\text{pH} < 2$  con  $\text{HNO}_3$  concentrado para su preservación. Para determinar la concentración de metal en agua, previamente se evaporó un volumen conocido de la muestra (aproximadamente 500 ml), y se digirió el residuo seco con  $\text{HNO}_3$  y  $\text{HClO}_4$  concentrados (2:1). Se tomaron muestras de sedimento a las que se les midió el pH y se guardaron en freezer hasta su posterior análisis. Los sedimentos fueron secados al aire y acondicionados para determinar la concentración de zinc unido a las siguientes fracciones del sedimento: intercambiable, carbonatos, óxidos de Fe y Mn, materia orgánica-sulfuros (MO-sulfuros), y residual, obtenida mediante la técnica secuencial propuesta por

[Tessier et al. \(1979\)](#). Este método consiste de extracciones secuenciales con  $\text{MgCl}_2$  a pH 7;  $\text{NaOAc}$  a pH 5,  $\text{HOAc}$ ;  $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$  25% (v/v) de  $\text{HOAc}$ ;  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{NH}_4\text{OAc}$ ; y  $\text{HF-HClO}_4$ . En la literatura se han descrito numerosos esquemas de extracciones para suelos y sedimentos ([Tessier et al., 1979](#); [Shuman, 1985](#); [Rauret et al., 1989](#), etc.). El esquema de extracción usado aquí está basado en fracciones definidas operacionalmente. A pesar de las incertidumbres como la selección de diferentes extractantes y los posibles problemas de readsorción, los procedimientos de extracción proveen una evidencia cualitativa que tiene en cuenta las formas de asociación de los metales traza e, indirectamente, su biodisponibilidad ([Harrison, 1981](#)). Entre ellos, el método más usado es el recomendado por [Tessier et al. \(1979\)](#). [Mulligan et al. \(2001b\)](#) consideraron que la técnica de extracción secuencial propuesta por [Tessier et al. \(1979\)](#) es una herramienta útil para determinar la especiación de metales en sedimentos.

Para la determinación de zinc en las distintas partes de la planta se molió el material seco y se digirió un gramo de cada tejido con  $\text{HNO}_3$  y  $\text{HClO}_4$  concentrados (2:1).

Todas las concentraciones de metal se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica.

### Análisis estadístico

Se analizó la distribución normal usando el test de Lilliefors en las siguientes variables: pH del agua y del sedimento, conductividad eléctrica del agua, concentraciones de zinc, PRS, cloruro, bicarbonato y calcio en agua, concentración de zinc en tejido vegetal, en las diferentes fracciones de sedimento y concentración total en sedimentos, biomasa aérea alcanzadas al final de la experiencia y RGR de la primer semana de la experiencia. Los datos que no siguieron una distribución normal fueron transformados logarítmicamente ( $\log_{10}$ ) y sus distribuciones re-examinadas. Todas las variables fueron testeadas para homogeneidad de varianzas usando el test de Levene y examinadas por un ANOVA de un factor (concentración de Zn). Se realizaron comparaciones con el test de Tuckey cuando se hallaron diferencias significativas entre tratamientos.

Se analizó la distribución de frecuencia de la variable altura para cada



tratamiento, se estudió su simetría a través del coeficiente de simetría ( $g_1$ ) por el método de Pearson y se compararon las medianas a través del test de medianas.

Todos los análisis estadísticos se realizaron usando [StatSoft Inc. \(2004\)](#). Se consideraron diferencias significativas a  $p < 0,05$ .

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Movilidad del zinc en el sistema agua-sedimento

Los niveles de fósforo reactivo soluble y de bicarbonato en agua (Tabla 3.1) fueron menores en el tratamiento  $T_{aZn}$  ( $p < 0,05$ ), mientras que las concentraciones de calcio y cloruro aumentaron con el incremento de zinc en el agua de inundación ( $p < 0,001$ ). En el tratamiento  $T_{aZn}$  se registró el menor pH del sedimento ( $p < 0,05$ ) y la mayor conductividad eléctrica en el agua ( $p < 0,001$ ). Los niveles de cloruro en agua aumentaron junto con la adición de zinc debido a la forma química en que fue suministrado el metal ( $ZnCl_2$ ). De la misma forma, la mayor conductividad en el tratamiento con alta concentración de zinc estaría determinada por las mayores concentraciones de  $Ca^{2+}$  y  $Zn^{2+}$  en agua. La adición de  $ZnCl_2$  al tratamiento  $T_{bZn}$  produjo un aumento en la concentración de cloruro en agua, pero no se observó un incremento significativo en la concentración de zinc. La tendencia del zinc a presentarse como un catión divalente en el agua favorecería las reacciones de intercambio con los sitios de unión negativamente cargados del sedimento implicando la remoción de una parte del metal de la solución.

**Tabla 3.1** Variables físicas y químicas del agua de inundación y pH del sedimento medidos al final de la experiencia en los distintos tratamientos (media  $\pm$  DS).  $T_c$ : tratamiento control;  $T_{bZn}$ : 500  $\mu g Zn g^{-1}$  sedimento seco; tratamiento  $T_{aZn}$ : 2000  $\mu g Zn g^{-1}$  sedimento seco. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos.

	$T_c$	$T_{bZn}$	$T_{aZn}$
pH (sedimento)	7,8 $\pm$ 0,1 a	7,8 $\pm$ 0,1 a	7,4 $\pm$ 0,2 b
pH (agua)	7,91 $\pm$ 0,05 a	8,0 $\pm$ 0,1 a	7,6 $\pm$ 0,3 a
CE (agua) (mS.cm <sup>-1</sup> )	0,84 $\pm$ 0,25 a	1,19 $\pm$ 0,06 a	3,41 $\pm$ 0,20 b
Zn total (agua) (mg.L <sup>-1</sup> )	0,46 $\pm$ 0,16 a	0,55 $\pm$ 0,07 a	10,94 $\pm$ 2,26 b
PRS ( $\mu g.L^{-1}$ )	283 $\pm$ 126 a	258 $\pm$ 76 ab	44 $\pm$ 9 b
Cl <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	36 $\pm$ 19 a	227 $\pm$ 6 b	1115 $\pm$ 30 c
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	500 $\pm$ 85 a	368 $\pm$ 74 a	156 $\pm$ 70 b
Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	71 $\pm$ 3 a	125 $\pm$ 12 b	429 $\pm$ 24 c

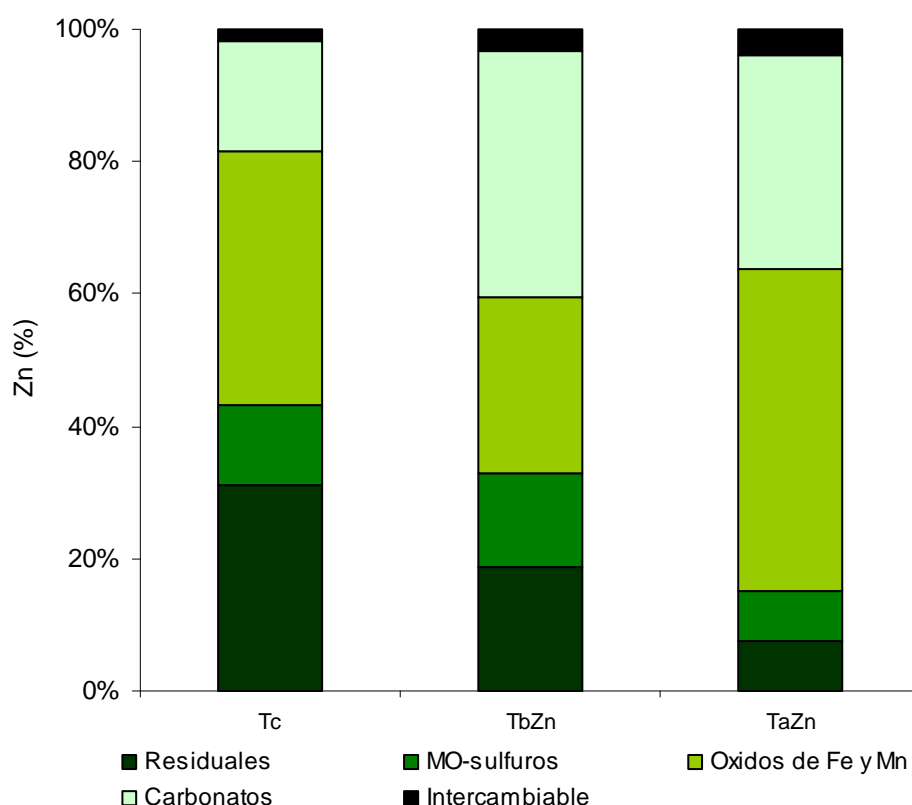
Entre las fracciones operacionalmente definidas mediante la técnica secuencial de [Tessier et al. \(1979\)](#), la fracción intercambiable representa la forma más móvil y biodisponible presente en suelos y sedimentos, seguida de la fracción carbonato. Los óxidos de Fe y Mn están presentes en los sedimentos formando nódulos, concreciones, cemento entre partículas, o se encuentran simplemente sorbidos a las partículas del sedimento. Por su capacidad para formar co-precipitados, son considerados excelentes secuestradores de metales y se ha propuesto su utilización en la remoción de contaminantes del agua ([Warren y Haack, 2001](#)). Sin embargo, bajo condiciones reductoras o ácidas la removilización de los metales pesados puede representar un riesgo ambiental. La fase MO-sulfuro es relativamente estable en los sedimentos de condiciones reductoras característicos de los humedales y representa una importante reserva de “sitios de unión” para los metales pesados. Los cambios en las condiciones redox que pueden tener lugar durante procedimientos de remediación *ex situ* de sedimentos, pueden implicar la oxidación de esta fracción y la liberación de metales al medio. La fracción residual representa la proporción de metales integrados en la red cristalina de minerales primarios y secundarios. Su importancia se asocia con la mineralogía de los materiales que constituyen el suelo y/o sedimento. Indirectamente representa el grado de contaminación ambiental y se postula que una elevada proporción de metales en esta fracción implica un bajo nivel de contaminación ([Banat et al., 2005](#)) y un mínimo riesgo ambiental.

**Tabla 3.2.** Concentración de zinc ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en las distintas fracciones de sedimento y concentración total de zinc, estimado mediante la suma de zinc en las fracciones, para los tres tratamientos. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las concentraciones de zinc de cada fracción de los distintos tratamientos.

	$T_c$	$T_{bZn}$	$T_{aZn}$
Intercambiable	$6,2 \pm 0,6$ a	$18,1 \pm 5,2$ b	$78,7 \pm 3,8$ c
Carbonatos	$54,3 \pm 0,4$ a	$209,2 \pm 70,7$ b	$624,8 \pm 22,7$ c
Oxidos de Fe y Mn	$125,7 \pm 6,6$ a	$149,6 \pm 33,8$ a	$948,2 \pm 70,6$ b
MO-sulfuros	$39,8 \pm 4,2$ a	$78,5 \pm 4,6$ b	$146,4 \pm 12,2$ c
Residual	$102,0 \pm 3,1$ a	$105,9 \pm 9,8$ a	$148,5 \pm 4,8$ b
Zn total	$328 \pm 5$ a	$561 \pm 123$ b	$1947 \pm 103$ c

Sin embargo rocas altamente diaclasadas, minerales con estructuras cristalinas susceptibles o elementos químicos solubilizables, pueden determinar que cambios en las condiciones físico-químicas del medio favorezcan la meteorización y movilización de los metales. El agregado de zinc produjo un incremento en la concentración de metal en todas las fracciones del sedimento (Tabla 3.2), con excepción de las fracciones óxidos y residual del tratamiento  $T_{bZn}$ . El metal se asoció principalmente a las fracciones carbonato y, óxidos de hierro y manganeso, representando 17 y 38% en el control (55% del total), 37 y 27% en  $T_{bZn}$  (64% del total) y 32 y 49% en  $T_{aZn}$  (81% del total) (Figura 3.1).

El agregado de zinc aumentó la concentración de zinc en todas las fracciones del sedimento y la importancia relativa de las fracciones carbonato y óxidos de Fe y Mn.



**Figura 3.1** Porcentaje de zinc asociado a las distintas fracciones del sedimento obtenidas a partir de la extracción secuencial de Tessier *et al.* (1979) para los tres tratamientos.  $T_C$ : tratamiento control;  $T_{bZn}$ :  $500 \mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco; tratamiento  $T_{aZn}$ :  $2000 \mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco.

La asociación de un metal a una fracción del sedimento no solamente está determinada por su afinidad química, sino también por la disponibilidad real de sitios de unión y por la cinética de las reacciones involucradas. De esta forma, si bien se considera que el zinc se asocia mayoritariamente a los óxidos de hierro y

manganeso, en  $T_{bZn}$  la fracción carbonato fue la más importante. Esto podría relacionarse con la elevada solubilidad de la sal elegida ( $ZnCl_2$ ) y con la precipitación del metal como  $ZnCO_3$  y permitiría explicar además que la concentración de zinc en el agua de inundación no varíe respecto del control. En el tratamiento  $T_{aZn}$  la disminución de la concentración de  $HCO_3^-$  en el agua de inundación estaría relacionada con una mayor precipitación del zinc como  $ZnCO_3$ . Además, la disminución significativa de la concentración de fosfato disuelto, al aumentar la concentración de zinc en agua, podría deberse a la co-precipitación de fosfato con carbonato de zinc ([Walker et al., 2003](#)). El aumento de la concentración de zinc en la fracción residual de  $T_{aZn}$  (Tabla 3.2) es un punto de controversia entre los investigadores. Si bien algunos lo atribuyen a problemas metodológicos durante la secuencia de extracción, otros consideran que los vértices y planos de ruptura de las redes cristalinas pueden ofrecer potenciales sitios de unión, que si bien tienen una capacidad limitada, permiten bajo determinadas circunstancias retener una proporción de los metales agregados ([Shuman, 1999](#); [Zorpas et al., 2008](#)).

La limitada capacidad del zinc para formar uniones covalentes coordinadas con la materia orgánica, determina que en  $T_c$  una baja proporción del metal se asocie a la fracción MO-sulfuro. Sin embargo su importancia aumenta en los tratamientos con agregado de metal debido probablemente a la formación de precipitados fuertemente insolubles con el sulfuro, forma reducida de azufre característica de los sedimentos naturales de humedales.

El aumento observado de la concentración de  $Ca^{2+}$  en solución en  $T_{bZn}$  y  $T_{aZn}$  puede relacionarse con la competencia que este catión tiene con el  $Zn^{2+}$  para adsorberse al sedimento por medio de uniones electrostáticas ([Barak y Helmke, 1993](#)), es decir que al aumentar la concentración de zinc en el medio, éste compite con el calcio por los mismos sitios de unión y lo desplaza generando un aumento de la concentración de calcio en la solución.

Las concentraciones de zinc en las fracciones móviles y potencialmente móviles aumentaron con el agregado del metal en forma soluble. El enriquecimiento artificial de los sedimentos con metales pesados, suele dar como resultado mayores proporciones de metales asociados a las fracciones de mayor movilidad (soluble, intercambiable o específicamente sorbidas), en comparación con sedimentos sin agregado de metal ([McLaren y Cuclas, 2001](#); [Kandpal et al.,](#)

[2004](#)). Sin embargo, alteraciones en las condiciones físico-químicas podrían reducir el tiempo de residencia del metal en el sedimento y generar un cambio del tipo sumidero-fuente, con el consiguiente riesgo ambiental ([Jackson et al., 1993](#)).

### Absorción de zinc por *S. californicus* y distribución en las diferentes partes de la planta

Las concentraciones de zinc en los rizomas de los tratamientos  $T_{bZn}$  y  $T_{aZn}$  aumentaron respecto al control ( $p < 0,01$ ), siguiendo el orden  $T_C < T_{bZn} < T_{aZn}$ , en la misma proporción que la observada en la fracción intercambiable de los sedimentos (Tablas 3.3 y 3.2, respectivamente). El incremento de la concentración en los rizomas, ya sea por traslocación desde la raíz y/o por procesos de adsorción/precipitación sobre la superficie del rizoma, se correspondió con el incremento en la disponibilidad del metal en los sedimentos. Esta correspondencia sólo se observó con la fracción intercambiable y no con las restantes fracciones del sedimento o con la concentración total.

**Tabla 3.3.** Concentraciones totales de zinc en vástago y rizoma en los distintos tratamientos (media  $\pm$  DS) y factor de traslocación (FT) estimado como concentración de Zn en vástago/concentración de Zn en rizoma. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos.

		$T_c$	$T_{bZn}$	$T_{aZn}$
Zn	Vástago ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	38 $\pm$ 6 a	210 $\pm$ 70 b	1130 $\pm$ 589 c
	Rizoma ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	148 $\pm$ 24 a	430 $\pm$ 102 b	1939 $\pm$ 46 c
FT		0,26	0,48	0,59

Las macrófitas emergentes arraigadas incorporan los metales esenciales principalmente del sedimento ([Agami y Waisel, 1986](#)) mediante mecanismos de captación de alta y baja afinidad. Cuando las concentraciones de metales esenciales en el medio son bajas operan los mecanismos de alta especificidad (ATPasa P-type, Nramp, ZRT/IRT, etc.) ([Worms et al., 2006](#)) para garantizar los niveles celulares necesarios. Ante concentraciones de zinc elevadas las células endocitan rápidamente estos transportadores, con su subsecuente degradación en

las vacuolas, y previenen el potencial daño por sobreacumulación del metal ([Gitan et al., 1998](#)), quedando solamente activos los transportadores de baja especificidad. En estas condiciones la concentración de metal en la raíz guarda una relación más estrecha con los niveles de metal asociados a las fases de mayor movilidad ambiental y más fácilmente disponibles para las plantas. Actualmente, es un concepto conocido que la concentración total de metal en sedimento no es un buen indicador de su biodisponibilidad. [Wang et al. \(2004\)](#) llevaron a cabo cuatro procedimientos de extracción para extraer la fracción de metal biodisponible del suelo. Estos autores obtuvieron una buena correlación entre la concentración de metal de la fracción intercambiable (análoga a la de [Tessier et al., 1979](#)) y la concentración de metal en las raíces. Estos autores concluyeron que de los métodos utilizados, la extracción con cloruro de calcio (cloruro de magnesio por la técnica de [Tessier et al., 1979](#)), resulta ser el mejor indicador de la biodisponibilidad.

Las concentraciones de zinc en los rizomas respondieron a los incrementos en la fracción intercambiable.

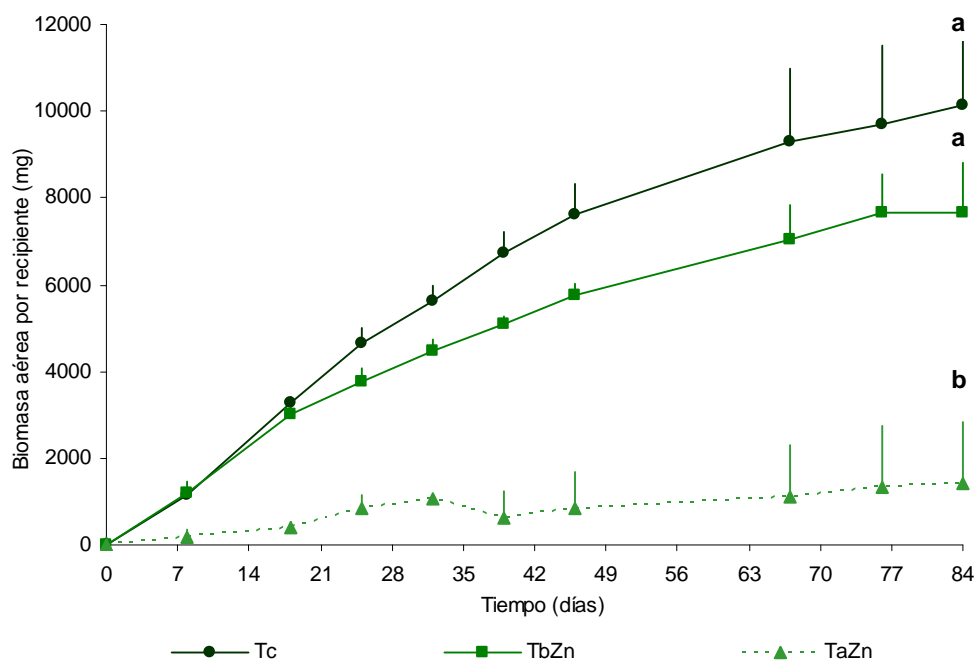
En todos los tratamientos los rizomas acumularon mayor concentración de zinc que los vástagos (Tabla 3.3). El factor de traslocación (FT), definido como concentración de metal en vástago respecto a la concentración de metal en rizoma, indica el movimiento del metal dentro de la planta. En todos los tratamientos el FT resultó menor a 1 (Tabla 3.3), indicando que en *Schoenoplectus californicus* predomina la acumulación de metal en la biomasa subterránea. En general, la literatura reporta que los órganos subterráneos constituyen órganos principales de acumulación de metales ([MacFarlane y Burchett, 2000](#); [Cardwell et al., 2002](#); [Deng et al., 2004](#); [Weis y Weis, 2004](#)), restringiendo la traslocación a la parte aérea según las diferentes estrategias de tolerancia de las plantas. El análisis llevado a cabo por [Audet y Charest \(2008\)](#) revela que las plantas de crecimiento rápido asignan más biomasa y acumulan más metales pesados en la parte subterránea cuando están sujetas a concentraciones traza de metales o por el contrario, frente a elevados niveles de metales, posiblemente para proteger las funciones vitales ya que la presencia de metales pesados induciría a stress oxidativo en los órganos fotosintéticos. Esto mismo podría postularse para plantas de crecimiento vegetativo como *S. californicus* donde la preservación de las estructuras fotosintéticas es fundamental para su continuo desarrollo.

Los rizomas resultaron los principales órganos de acumulación de zinc.

A elevadas concentraciones de metal en el medio aumenta la traslocación a los vástagos.

Toxicidad de zinc en *S. californicus*. Efecto sobre la biomasa y la altura

Durante el transcurso de la experiencia se observó un aumento en la biomasa en todos los tratamientos (Figura 3.2). No se encontraron diferencias significativas en la biomasa final alcanzada por los tratamientos T<sub>C</sub> y T<sub>bZn</sub>, pero en ambos casos fue mayor a la del tratamiento T<sub>aZn</sub> (p<0,01 y p<0,05, para T<sub>C</sub> y T<sub>bZn</sub> respectivamente).



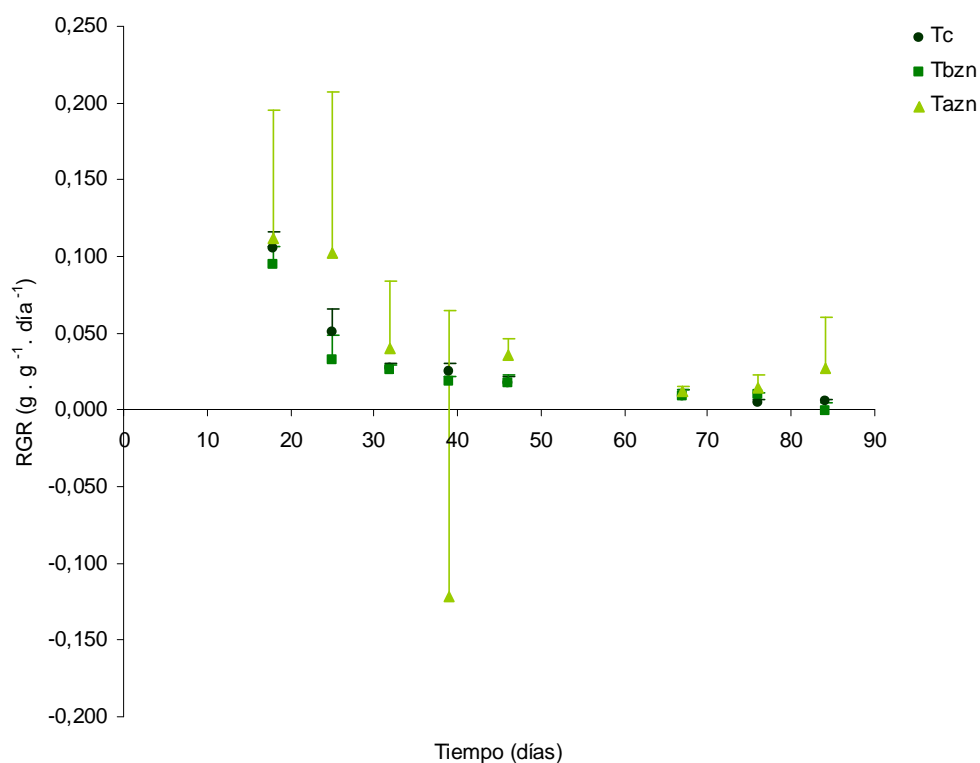
**Figura 3.2** Variación de la biomasa aérea de *Schoenoplectus californicus* (mg) durante la experiencia en los distintos tratamientos. T<sub>C</sub>: tratamiento control; T<sub>bZn</sub>: 500 µg Zn g<sup>-1</sup> sedimento seco; tratamiento T<sub>aZn</sub>: 2000 µg Zn g<sup>-1</sup> sedimento seco. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las biomasa final alcanzadas por los tratamientos.

Con el objeto de evaluar el crecimiento en el tiempo, se calculó la tasa de crecimiento relativo (RGR, por sus siglas en inglés) para los tres tratamientos. Esta tasa indica el incremento en biomasa por unidad de tiempo y masa, o bien la cantidad de biomasa nueva que se genera a partir de cada gramo de biomasa existente en un intervalo de tiempo determinado. Es determinada fundamentalmente por el genotipo de las especies analizadas, así como por el ambiente de crecimiento (Villar *et al.*, 2005), siendo considerada una variable de



alta importancia ecológica, sobre todo en especies cuya densidad poblacional depende ampliamente de su propagación vegetativa ([Cedergreen et al., 2004a](#)) como es el caso de *S. californicus*. La determinación de valores máximos de RGR para especies vegetales en condiciones de laboratorio, ha permitido además estudiar las causas de las variaciones observadas entre especies ([Villar et al., 2005](#)).

En todos los tratamientos los valores más altos de RGR se registraron al inicio de la experiencia, con una pronunciada caída hasta los 46 días y valores próximos a cero a partir de esa fecha (Figura 3.3). No se observaron diferencias significativas entre los RGRs, registrándose un solo valor negativo a los 39 días en T<sub>aZn</sub>, fecha en la cual se registró la mortandad de varios vástagos.



**Figura 3.3** Tasa de crecimiento relativo (RGR) de *Schoenoplectus californicus* para los distintos tratamientos durante la experiencia. T<sub>C</sub>: tratamiento control; T<sub>bzn</sub>: 500  $\mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco; tratamiento T<sub>azn</sub>: 2000  $\mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco.

Elevados valores de RGR son habituales en especies colonizadoras como *S. californicus*. Según [Grime \(1979\)](#) en ambientes donde las plantas están sujetas a stress, como la contaminación por metales pesados, sus tasas de crecimiento se

reducen. Sin embargo, las tasas de crecimiento de las plantas sujetas a los tratamientos con elevados niveles de zinc no registraron diferencias significativas con el control. Teniendo en cuenta que las biomásas finales alcanzadas por  $T_{aZn}$  fueron significativamente inferiores a las de los restantes tratamientos, se podría afirmar que existiría un drástico efecto de la contaminación por zinc en la primera semana de contacto con el metal, pero a partir de esa fecha las tasas de crecimiento se igualan con las de los restantes tratamientos. Esta tolerancia de *S. californicus* a altas concentraciones de zinc le permitiría ocupar el espacio en medios altamente alterados por la presencia de zinc, aunque limitando la posibilidad de alcanzar una biomasa final semejante a la de los ambientes naturales.

Las elevadas concentraciones de metal en el medio producen un drástico efecto en la primera semana, pero luego las tasas de crecimiento relativo se igualan.

La mediana de la altura del tratamiento  $T_{aZn}$  fue significativamente menor a la de los restantes tratamientos a partir de la segunda medición ( $p < 0,01$ ) (Tabla 3.4). Asimismo, este tratamiento mostró una distribución de altura asimétrica a la derecha ( $g_1$  significativamente positivos) a los 25 y 32 días de iniciada la experiencia, indicando una predominancia de vástagos de menor tamaño en dichas fechas.

La reducción en la biomasa suele ser citada frecuentemente como una consecuencia de la toxicidad por metales pesados ([Greger y Kautsky, 1991](#); [Ozturk et al., 2003](#); [Vandecasteele et al., 2005](#); [Hadad et al., 2006](#)). En general los metales potencialmente tóxicos captados por las plantas, suelen acumularse en la biomasa subterránea, previniéndose su traslocación a las estructuras aéreas y preservando de esta forma a los aparatos fotosintético y reproductivo. Este hecho se hace evidente en el  $T_{bZn}$ , donde no se revelan efectos de toxicidad sobre la biomasa o la altura de los vástagos. Si bien, existen concentraciones de zinc en el vástago superiores al control probablemente el metal se encuentre en una forma que no dañe el aparato fotosintético (almacenado en vacuolas como complejo con oxalato o citrato, o unido a la pared celular) ([Lambers et al., 1998](#); [Clemens et al., 2002](#); [Hall, 2002](#)). En cambio en el tratamiento  $T_{aZn}$  se produce una alta absorción del metal por la planta y traslocación a los vástagos, registrándose similares concentraciones en rizomas y vástagos, y una disminución significativa de la biomasa aérea y de la altura de los mismos.

Ante concentraciones de zinc no fitotóxicas la traslocación a los vástagos no daña las estructuras fotosintéticas y no afecta la producción en biomasa.

**Tabla 3.4** Mediana y coeficiente de simetría de la distribución de frecuencias para la variable altura ( $g_1$ ) y número de vástagos (N) en cada tratamiento. T<sub>C</sub>: tratamiento control; T<sub>bZn</sub>: 500  $\mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco; tratamiento T<sub>aZn</sub>: 2000  $\mu\text{g Zn g}^{-1}$  sedimento seco. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medianas de la variable altura de los distintos tratamientos. Los valores de  $g_1$  subrayados indican asimetría hacia la derecha.

		T <sub>C</sub>	T <sub>bZn</sub>	T <sub>aZn</sub>
8 días	mediana	18,0 a	27,0 a	13 a
	$g_1$	0,289	-0,206	0,418
	N	28	22	7
18 días	mediana	37,5 a	48,5 a	16,5 b
	$g_1$	-0,098	-0,248	0,577
	N	35	32	11
25 días	mediana	51 a	50,5 a	12 b
	$g_1$	-0,376	-0,419	<u>2,023</u>
	N	37	32	17
32 días	mediana	56,5 a	57,5 a	23 b
	$g_1$	-0,456	-0,313	<u>2,290</u>
	N	39	35	17
39 días	mediana	61,5 a	60,0 a	29 b
	$g_1$	-0,555	-0,376	-0,276
	N	42	36	11
46 días	mediana	65 a	65 a	30,5 b
	$g_1$	-0,552	-0,396	0,222
	N	43	36	12
67 días	mediana	67 a	71 a	42 b
	$g_1$	0,032	-0,572	-0,197
	N	43	38	11
76 días	mediana	72,5 a	71,5 a	40,5 b
	$g_1$	0,369	-0,538	0,544
	N	43	41	13
84 días	mediana	62,5 a	68,5 a	44,5 b
	$g_1$	0,300	-0,178	0,246
	N	49	43	31

El efecto de las altas concentraciones de zinc en sedimento y en planta del tratamiento  $T_{aZn}$  se manifestó en una predominancia de vástagos de menor altura a lo largo de toda la experiencia y en una reducción de la biomasa final alcanzada. En *Typha latifolia* se ha reportado como concentración umbral de Zn en tallo que produce una disminución del 10% de su producción máxima de biomasa un valor de 782 ppm (Ye *et al.*, 1998 en [Reichman \*et al.\*, 2002](#)). En el tratamiento  $T_{aZn}$  las concentraciones de zinc en vástago superaron ese valor, y se registró una disminución de la biomasa final alcanzada de aproximadamente 85% con respecto al control. De esta forma la reducción en biomasa aérea observada puede ser atribuida, no sólo a la absorción y acumulación en rizomas, sino también a la traslocación de zinc a los vástagos con el consiguiente daño en el aparato fotosintético. Existe abundante evidencia sobre los daños producidos por elevadas concentraciones de zinc en los tejidos vegetales, tales como clorosis e inhibición de la fotosíntesis a través de distintos mecanismos. El zinc muestra un efecto específico sobre el ciclo de Calvin, una menor incorporación de Fe que a su vez puede interferir en la síntesis de clorofila ([Chaney, 1993](#)) y sobre la actividad de los fotosistemas ([Ralph y Burchett, 1998](#)). La inexistencia de variaciones en el RGR entre los diferentes tratamientos, permitiría considerar a *S. californicus* como una especie de baja sensibilidad a las condiciones ambientales, cuyo background genético es determinante en la definición de su estrategia de crecimiento. Similares observaciones han sido reportadas también para otras plantas acuáticas expuestas a herbicidas ([Cedergreen \*et al.\*, 2004b](#)). No obstante, debe considerarse que los ejemplares colectados para esta experiencia, así como para las citadas por Cedergreen *et al.* (op.cit.) provinieron de zonas sin antecedentes de contaminación por el agente analizado. El período de ensayo (próximo a tres meses) podría entonces enmascarar respuestas complejas al contaminante que en un ambiente natural podrían expresarse en la próxima estación de crecimiento.

Por otra parte, las plantas creciendo en medios con concentraciones y/o disponibilidades de zinc potencialmente tóxicas registraron menores crecimientos iniciales en biomasa. Este efecto podría constituir una manifestación de toxicidad, agravado en ambientes sujetos a disturbios fluctuantes. En estos ambientes es de esperarse que la baja tasa inicial de incremento, producto del stress por la presencia de concentraciones tóxicas de zinc, implique una fuerte desventaja para

La toxicidad de las altas concentraciones de zinc en vástago se refleja en una menor biomasa y predominancia de vástagos de menor altura.

el organismo, haciéndolo más susceptible a perturbaciones fluctuantes o a perturbaciones periódicas como cambios en el nivel del agua, salinidad, etc.

## Capítulo 4

**Efecto de la materia orgánica sobre la movilidad ambiental y biodisponibilidad de zinc para *Schoenoplectus americanus*: Implicancias para la tolerancia.**

La presencia de plantas acuáticas emergentes en las márgenes de los cursos de agua disminuye la velocidad de la corriente, reteniendo el material particulado sobre los cuales se adsorben los nutrientes. Asimismo, la mayor parte de la producción de biomasa de las macrófitas acuáticas emergentes en la estación de crecimiento cae durante el invierno incrementando la capa orgánica superficial de los juncales. Con el tiempo, los sedimentos litorales se van enriqueciendo en materia orgánica, permitiendo la colonización de una rica comunidad microbiana que participa en la descomposición de la materia orgánica. Muchos autores asignan un rol importante a la materia orgánica en la biodisponibilidad de los metales ([Halim et al., 2003](#); [Pinto et al., 2004](#)). La movilidad de los metales pesados en los suelos de una cuenca depende en gran medida de su capacidad para disolverse en el agua intersticial, y desde allí ser transportados hasta algún cuerpo receptor. Las reacciones entre los iones metálicos y las sustancias húmicas se encuentran entre los factores más importantes que afectan los procesos de acumulación e intercambio de los metales en el ambiente ([Peijnenburg et al., 1997](#); [Varshal et al., 2000](#)). Si bien, la interacción con ambos grupos principales de ácidos (húmicos y fúlvicos) se produce por el mismo mecanismo de formación de complejos, al exhibir estos ácidos propiedades diferentes, la interacción de los iones metálicos con ellos lleva a resultados geoquímicos opuestos ([Bargiela y Iorio, 2006](#)). El pH del suelo y la textura también juegan roles importantes en la movilidad de los metales traza, siendo más móviles en suelos ácidos y con textura gruesa. El pH también influye en toxicidad del zinc debido a que controla la concentración de zinc en solución.

Se ha observado la presencia de *Schoenoplectus americanus* en las márgenes de arroyos de las cuencas altas del río Matanza-Riachuelo y del río Reconquista, colonizando zonas con diferente contenido de materia orgánica y nutrientes. En ambas cuencas las determinaciones de metales pesados en sedimentos de los tramos medio e inferior han revelado la elevada movilidad del zinc (capítulo 1). Esto ha llevado a la elección de esta especie para el estudio de cómo diferentes contenidos de materia orgánica en el sedimento podrían modificar la distribución y disponibilidad del zinc en el sedimento, y la captación por la planta, así como la evaluación de tolerancia al stress por metal.

Durante su desarrollo las plantas capturan carbono y nutrientes que deben ser asignados a nuevos tejidos. La asignación de estos nuevos recursos adquiridos afectará por lo tanto las futuras tasas de captura de carbono y recursos del suelo, por lo que la asignación de biomasa diferencial tiene entonces profundas implicancias para el crecimiento de la planta ([Shiple y Meziere, 2002](#)). Una forma de estudiar los patrones de asignación de biomasa es a través de la comparación de la proporción entre la biomasa asignada a la raíz y la biomasa asignada a las estructuras aéreas (tallo u hojas), que supone la hipótesis del crecimiento balanceado y es tenida en cuenta en muchos modelos diferentes. Si durante el desarrollo normal de la planta la asignación de nueva biomasa a raíces y estructuras aéreas sigue una relación alométrica, entonces tales proporciones cambiarán con el crecimiento de la planta. Cuando se observa un crecimiento alométrico, es decir no isométrico, durante parte o todo el desarrollo de la planta, la variación en los patrones de asignación de biomasa es debida a deriva ontogenética y se denomina plasticidad “aparente” ([McConnaughay y Coleman, 1999](#)). Es decir, los patrones de asignación de biomasa variarán con el crecimiento y desarrollo de la planta independientemente de las condiciones ambientales. En cambio, si la asignación diferencial de los recursos es producida como respuesta a un stress ambiental, entonces la planta presenta plasticidad “real”. Esta nueva forma de asignación de la biomasa es una forma de maximizar los recursos cuando las condiciones del ambiente no son óptimas. La teoría de partición óptima sostiene que las plantas ajustan su asignación de biomasa entre los distintos órganos en una forma que maximiza su tasa de crecimiento ante las variaciones ambientales (Dewar, 1993 en [McConnaughay y Coleman, 1999](#)). En ausencia de deriva ontogenética en los patrones de asignación de biomasa, cualquier plasticidad en la asignación de la biomasa observada puede ser directamente atribuida a plasticidad “real”. Pero, también puede ocurrir que los dos fenómenos ocurran simultáneamente, en cuyo caso deberá distinguirse cuánto de la plasticidad es debida a deriva ontogenética y cuánto a plasticidad real ([McConnaughay y Coleman, 1999](#)). Otra forma de estudiar la plasticidad real es a partir de las relaciones alométricas, mediante el análisis de las relaciones lineales entre los logaritmos de las variables involucradas. Un cambio significativo en las pendientes de estas relaciones lineales denota un cambio en el patrón de asignación debido a plasticidad real.



La inhibición de la asimilación de CO<sub>2</sub> a través de distintos mecanismos por la acción de concentraciones tóxicas de metales pesados ya ha sido informada por [Samarakoon y Rauser \(1979\)](#). Las plantas han desarrollado diferentes mecanismos de exclusión parcial del metal como la restricción en su absorción o traslocación a los vástagos, o la compartimentación específica en vacuolas, entre otros, para atenuar los efectos del stress por zinc ([Krämer et al., 2007](#)). En concentraciones normales, el zinc puede proteger a las plantas de los efectos tóxicos de otros metales pesados como el cadmio, restableciendo la síntesis de clorofila y manteniendo la integridad de los tilacoides ([Aravind y Prasad, 2004](#)). Pero se han reportado diversos efectos adversos que altas concentraciones de zinc producen sobre los tejidos fotosintéticos. Muchos estudios han mostrado los efectos que concentraciones tóxicas de zinc tienen sobre distintas etapas de la fotosíntesis: sobre el ciclo de Calvin a través de la cantidad y actividad de la Rubisco ([Chaney, 1993](#)), sobre la actividad de los fotosistemas mediante su degradación funcional y estructural y la degradación de las membranas de los tilacoides ([Van Assche and Clijsters, 1986](#); [Skorzynska-Polit y Baszynski, 1997](#); [Ralph y Burchett, 1998](#); [Vaillant et al., 2005](#)), o indirectamente sobre la composición mineral de la planta ([Monnet et al., 2001](#)). [Ralph y Burchett \(1998\)](#) hallaron que el zinc y el cobre manifiestan un efecto más severo sobre la eficiencia fotosintética en *Halophila ovalis*, una planta de *seagrass*, que otros metales no esenciales como plomo y cadmio.

Como se ha visto en el capítulo anterior la producción de biomasa es una variable sensible a altas concentraciones de zinc en sedimento, siendo entonces una medida de tolerancia al metal y que ha sido considerada en diversos estudios ([Greger y Kautsky, 1991](#); [Arreghini et al., 2001](#); [Ozturk et al., 2003](#); [Vandecasteele et al., 2005](#); [Hadad et al., 2006](#); [Arreghini et al., 2006](#)). Sin embargo, estudios de plasticidad en plantas acuáticas debido a la presencia de metales pesados no han sido debidamente documentados.

Uno de los objetivos del estudio de alometría en *S. americanus* es discernir si los cambios morfológicos observados, que indicarían cambios en los patrones de asignación de biomasa, son una respuesta plástica a un ambiente variable o si simplemente se trata de una variación normal y predecible durante el crecimiento y desarrollo vegetal, proceso citado como deriva ontogenética ([McConnaughay y Coleman, 1999](#)).

## OBJETIVO

Determinar el efecto del agregado de zinc a sedimentos naturales con distintos niveles de materia orgánica sobre su movilidad ambiental y evaluar la tolerancia al metal y su efecto sobre la plasticidad morfológica en *S. americanus*.

## OBJETIVOS PARTICULARES

- Analizar los efectos de la materia orgánica sobre la distribución del zinc en las distintas fracciones del sedimento y su potencial movilidad ambiental.
- Analizar los efectos de la materia orgánica sobre la biodisponibilidad del zinc.
- Analizar la toxicidad de estos sedimentos contaminados para *S. americanus*.
- Analizar la absorción y distribución de zinc en *S. americanus*.
- Analizar la plasticidad fenotípica de *S. americanus* en respuesta a la presencia de zinc.

## HIPOTESIS

H1: El contenido de materia orgánica del sedimento modifica significativamente la distribución de zinc en las distintas fracciones del sedimento.

H2: El contenido de materia orgánica del sedimento afecta significativamente la biodisponibilidad del zinc.

H3: El contenido de materia orgánica del sedimento afecta la captación de zinc por *S. americanus*.

H4: La biomasa subterránea constituye el principal órgano de acumulación de zinc.

H5: La toxicidad del zinc es menor en sedimentos con alto contenido de materia orgánica.

H6: La planta presenta plasticidad fenotípica en presencia de concentraciones altas de zinc.

## MATERIALES Y METODOS

### Diseño experimental

Se colectaron rizomas de *S. americanus* provenientes del plano aluvial del Arroyo Durazno, que presenta bajos niveles de metales pesados. Se colectaron dos tipos de sedimentos de una zona no contaminada: sedimentos aluviales (AS), y sedimentos provenientes de un albardón (LS). Se tomaron muestras de sedimento y se determinaron las concentraciones iniciales de zinc por mineralización ácida con HNO<sub>3</sub>, HClO<sub>4</sub> y HF, la capacidad de intercambio catiónico y potasio intercambiable según [Allison et al. \(1985\)](#), nitrógeno Kjeldahl, fósforo extractable (Kurtz-Bray) y contenido de materia orgánica (MO) según [Page et al., \(1982\)](#) y textura. A ambos tipos de sedimentos se les agregó Zn (en forma de ZnCl<sub>2</sub>) (tratamientos AS<sub>Zn</sub> y LS<sub>Zn</sub>, respectivamente) con el fin de obtener una concentración de 2000µgZn g<sup>-1</sup> de sedimento. Los tratamientos se llevaron a cabo por triplicado. Estos tratamientos fueron comparados con los mismos sedimentos sin agregado de Zn (AS<sub>C</sub> y LS<sub>C</sub>). Se trasplantaron rizomas con número homogéneo de brotes en cada recipiente plástico (21cm de diámetro y 21cm de altura). Se mantuvo un nivel del agua de 10cm con agua de lluvia. La experiencia se desarrolló al aire libre durante 49 días, entre diciembre de 2001 y febrero de 2002.

Semanalmente se midió la altura de cada vástago y el diámetro a 5cm de la base, la conductividad eléctrica del agua, el oxígeno disuelto y el pH del agua y del sedimento. Se estimó la biomasa aérea para cada fecha a través de la ecuación alométrica altura-peso. Se estudiaron las relaciones alométricas entre las variables altura, diámetro y peso seco utilizando la ecuación clásica  $y = a.x^b$ , donde  $b$  es el exponente alométrico y  $a$  es el coeficiente alométrico (Gould, 1966 en [Müller et al., 2000](#)) según se explicó en el ensayo anterior (capítulo 3, página 101).

Se calculó la superficie fotosintética (S) y el volumen (V) de cada vástago, considerando al vástago como un cilindro, con las respectivas ecuaciones:

$$S = 2 \times \pi \times r \times h$$

$$V = \pi \times r^2 \times h$$

siendo  $r$  el radio del cilindro ( $1/2 \times$  diámetro del vástago) y  $h$  la altura del vástago.

Al final de la experiencia se tomaron muestras de agua para la

determinación de las concentraciones de zinc y cloruro y muestras de sedimento para la determinación de las concentraciones de zinc unido a las diferentes fracciones del sedimento (según capítulo 3, página 102). La concentración total de zinc en sedimento se obtuvo como la suma de las concentraciones de todas las fracciones. Las muestras de agua para la determinación de zinc fueron acidificadas a  $\text{pH} < 2$  con  $\text{HNO}_3$  concentrado, y las muestras de sedimentos se mantuvieron a  $-20\text{ }^\circ\text{C}$  hasta su análisis. Se cosecharon las plantas, se lavaron y se separaron en rizomas y vástagos (según capítulo 3, página 101). En cada parte de la planta se determinó la concentración total de zinc. Se calculó la concentración de Zn en la planta entera a partir de los valores de biomasa y de concentración del metal en las distintas estructuras de la planta.

#### Análisis estadístico

Se estudiaron las diferencias significativas en las concentraciones totales de zinc, en las concentraciones de zinc de las distintas fracciones del sedimento, en vástagos, en rizomas y en planta entera, así como en la biomasa final alcanzada por cada tratamiento. Este análisis se realizó a través de ANOVA de dos factores (contenido de MO y concentración de zinc) para cada variable. Se analizó la distribución normal usando el test de Lilliefors. Los datos que no siguieron una distribución normal fueron transformados logarítmicamente ( $\log_{10}$ ) y sus distribuciones re-examinadas. Todas las variables fueron testeadas para homogeneidad de varianzas usando el test de Levene. Se compararon las medianas de la altura, diámetro y peso seco obtenidos al final de la experiencia a través del test de medianas y se calculó el coeficiente de simetría ( $g_1$ ) por el método de Pearson para la distribución de frecuencias de dichas variables. Las relaciones alométricas entre las variables de los distintos tratamientos fueron comparadas a través de comparaciones múltiples entre pendientes ([Zar, 1996](#)).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Distribución y biodisponibilidad de zinc en sedimentos con distinto nivel de materia orgánica

Los dos tipos de sedimentos utilizados, AS y LS, mostraron características físicas y químicas diferentes (Tabla 4.1). Los sedimentos AS fueron más ácidos y presentaron un mayor porcentaje de materia orgánica, CIC y mayores niveles de nitrógeno, fósforo y potasio que los sedimentos LS. Las concentraciones totales de zinc en los sedimentos utilizados se encontraron dentro del rango de los suelos considerados no contaminados ([Sopper, 1989](#)) y fueron inferiores a las encontradas en los sedimentos del arroyo Durazno (capítulo 1, página 62), área de referencia para la cuenca del río Reconquista. Los valores de oxígeno disuelto revelaron un ambiente suboxigenado, y en ocasiones anóxico. Los valores de pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica de los tratamientos control, AS<sub>C</sub> y LS<sub>C</sub>, medidos durante la experiencia (Tabla 4.2) fueron similares a los reportados para un juncal de la planicie de inundación del Río Paraná Inferior ([de Cabo, 2001](#); [Villar et al., 2001](#)).

**Tabla 4.1** Características iniciales de los sedimentos de albardón (LS) y sedimentos aluviales (AS).

	LS	AS
MO (%)	5	55,6
Cenizas (%)	-	44,4
Arena (%)	18,2	-
Limo (%)	66,8	-
Arcilla (%)	15,0	-
Textura	Franco limoso	-
N Kjeldahl (%)	0,52	1,60
P (Bray) ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	24	124
K ( $\text{meq}\cdot 100\text{g}^{-1}$ )	3,4	1,3
pH	6,1	4,0
CE ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	1388	1577
CIC ( $\text{meq}\cdot 100\text{g}^{-1}$ )	29	90
Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	83,3	19,6

El agregado de zinc (tratamientos AS<sub>Zn</sub> y LS<sub>Zn</sub>), produjo una disminución del pH del agua y del sedimento (Tabla 4.2). La adición de una importante cantidad de sales de este metal en una forma extremadamente soluble produce el desplazamiento de los protones desde los sitios de unión hacia la solución (Shuman *et al.*, 2001). Por otra parte, la presencia de importantes cantidades de grupos funcionales en la materia orgánica (carboxilos entre otros) en el tratamiento AS<sub>Zn</sub> probablemente contribuya a este efecto de acidificación y explique su menor valor de pH respecto al tratamiento LS<sub>Zn</sub>.

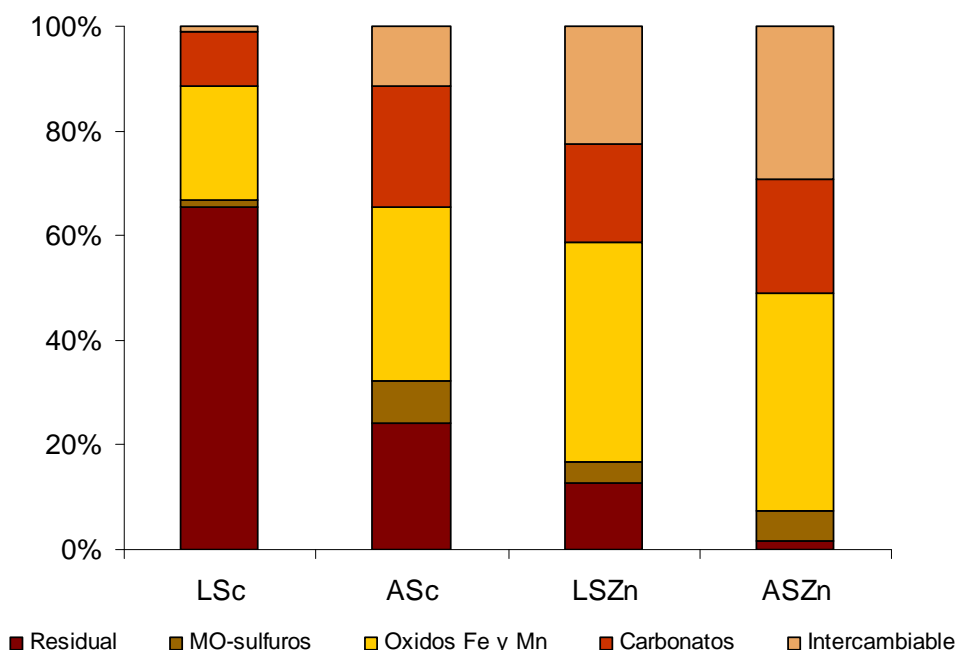
El agregado de zinc produjo una acidificación del medio, y un aumento en la conductividad eléctrica del agua.

**Tabla 4.2** Media y valores mínimos y máximos (entre paréntesis) del pH del agua y del sedimento, de la conductividad eléctrica (CE), temperatura y oxígeno disuelto (OD) medidos en el agua de inundación (n=15); y media  $\pm$  desvío standard de las concentraciones de cloruro y de zinc total determinados en el agua de inundación al término de la experiencia (n=3). Letras diferentes indican diferencias significativas entre las concentraciones de zinc de los tratamientos.

	LS <sub>C</sub>	AS <sub>C</sub>	LS <sub>Zn</sub>	AS <sub>Zn</sub>
pH (agua)	7,1 (6,8 – 7,4)	6,2 (5,6 – 6,6)	5,9 (5,2 – 6,2)	4,0 (3,1 – 4,7)
pH (sedimento)	6,9 (6,5 – 7,4)	6,2 (5,5 – 6,6)	5,7 (2,9 – 4,8)	3,6 (2,5 – 4,9)
CE ( $\mu$ S/cm)	293 (140 - 400)	159 (90 - 320)	1893 (1100-3500)	1340 (1100-2100)
Temperatura ( $^{\circ}$ C)	24 (22 - 31)	24 (22 - 28)	25 (22 - 28)	25 (23 - 28)
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,1 (0 – 0,7)	0,1 (0 – 0,9)	1,0 (0 – 2,7)	0,8 (0 – 2,5)
Cl (mg.L <sup>-1</sup> )	32 $\pm$ 4 a	21 $\pm$ 1 a	1598 $\pm$ 36 b	1562 $\pm$ 24 b
Zn total en agua (mg.L <sup>-1</sup> )	0,10 $\pm$ 0,02 a	0,11 $\pm$ 0,03 a	192,83 $\pm$ 12,83 b	100,20 $\pm$ 1,33 c

La adición de metal en forma de  $ZnCl_2$ , también aporta importantes cantidades de cloruro al sistema. Teniendo en cuenta que *S. americanus* forma extensos pajonales en zonas salobres donde el nivel de cloruro fluctúa entre 300 y 1900  $mg.L^{-1}$ , las elevadas concentraciones de cloruro halladas en el agua de inundación de los tratamientos con agregado de metal (Tabla 4.2) se encuentran dentro del intervalo determinado en su hábitat. Los mayores valores de conductividad eléctrica en los tratamientos con agregado de zinc se asocian al aumento en las concentraciones de cloruro comparadas con las del tratamiento control. Las concentraciones de zinc en el agua de inundación fueron mayores en los tratamientos con agregado del metal ( $p < 0,01$ ), siendo casi el doble en  $LS_{Zn}$  respecto de  $AS_{Zn}$  ( $p < 0,05$ ).

El agregado de zinc también produjo un incremento en los niveles de cloruro en el agua.



**Figura 4.1** Porcentaje de zinc asociado a las distintas fracciones del sedimento obtenidas a partir de la extracción secuencial de [Tessier et al. \(1979\)](#) para cada tratamiento.  $LS_C$ : control con sedimentos de albardón;  $AS_C$ : control con sedimentos aluviales;  $LS_{Zn}$ : sedimentos de albardón con agregado de zinc;  $AS_{Zn}$ : sedimentos aluviales con agregado de zinc.



La distribución de zinc en las distintas fracciones del sedimento de los tratamientos control fue diferente (Figura 4.1). En el tratamiento LS<sub>C</sub> el zinc se halló principalmente unido a la fracción residual (65%) y secundariamente a los óxidos de Fe y Mn (22%). En el tratamiento AS<sub>C</sub> la distribución de zinc entre las fracciones de sedimento fue más homogénea, siendo las fracciones más importantes los óxidos de Fe y Mn (33%), residual (24%) y carbonatos (23%). Varios autores ([Shuman, 1988](#); [McBride, 1989](#); [Barrow, 1993](#); [Hanafi y Salwa, 1998](#)) señalan la fuerte afinidad del zinc por los óxidos de Fe y Mn, cuya unión se establece a través de procesos de adsorción y oclusión. Rule (1999 en [Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007](#)), en su recopilación acerca de la distribución de los metales en suelos, concluye que la mayor parte de los metales de suelos naturales o contaminados está asociada a las fracciones residual y óxidos de Fe y Mn. En primera instancia, los sedimentos aluviales (como los sedimentos AS) parecen ofrecer un sustrato único u homogéneo constituido por la materia orgánica. Sin embargo, la especiación del zinc muestra que estos sedimentos presentan una amplia calidad y cantidad de sitios de unión, dada la pareja distribución del metal entre las distintas fracciones.

Los sedimentos aluviales presentan una amplia calidad y cantidad de sitios de unión permitiendo una distribución homogénea del metal entre las fracciones del sedimento.

**Tabla 4.3** Media  $\pm$  DS de la concentración de zinc ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) asociada a las distintas fracciones de sedimento y concentración total de zinc calculada a partir de la suma de las concentraciones de zinc de todas las fracciones para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las concentraciones de zinc total y de cada fracción de los tratamientos.

	LS <sub>C</sub>	AS <sub>C</sub>	LS <sub>Zn</sub>	AS <sub>Zn</sub>
Intercambiable	1.1 $\pm$ 0.2 <sup>a</sup>	6.5 $\pm$ 3.0 <sup>b</sup>	216.0 $\pm$ 20.1 <sup>c</sup>	393.4 $\pm$ 102.5 <sup>d</sup>
Carbonatos	13.4 $\pm$ 3.1 <sup>a</sup>	13.0 $\pm$ 3.7 <sup>a</sup>	180.4 $\pm$ 17.2 <sup>b</sup>	296.7 $\pm$ 70.1 <sup>b</sup>
Oxidos de Fe y Mn	27.4 $\pm$ 9.6 <sup>a</sup>	18.9 $\pm$ 6.4 <sup>a</sup>	402.5 $\pm$ 56.1 <sup>b</sup>	563.5 $\pm$ 13.0 <sup>b</sup>
MO-sulfuros	2.0 $\pm$ 1.2 <sup>a</sup>	4.5 $\pm$ 3.4 <sup>a</sup>	41.0 $\pm$ 11.7 <sup>b</sup>	77.3 $\pm$ 14.1 <sup>c</sup>
Residual	82.4 $\pm$ 19.9 <sup>a</sup>	13.7 $\pm$ 3.9 <sup>b</sup>	121.9 $\pm$ 5.2 <sup>c</sup>	23.2 $\pm$ 7.1 <sup>b</sup>
Zn total	126.2 $\pm$ 21.5 <sup>a</sup>	56.6 $\pm$ 18.2 <sup>a</sup>	961.8 $\pm$ 99.9 <sup>b</sup>	1354.2 $\pm$ 154.4 <sup>c</sup>

El agregado de zinc a los tratamientos LS<sub>Zn</sub> y AS<sub>Zn</sub> produjo un aumento en la concentración total del metal en el sedimento, y en particular en las fracciones disponibles y potencialmente disponibles (intercambiable, carbonatos, óxidos de Fe y Mn, y MO-sulfuros), comparadas con las de los tratamientos control ( $p < 0,01$ ) (Tabla 4.3). En los dos tipos de sedimentos con agregado de metal (LS<sub>Zn</sub>

y AS<sub>Zn</sub>) el zinc mostró la misma preferencia por las fracciones óxidos de Fe y Mn (alrededor del 45%), intercambiable (alrededor del 30%) y carbonatos (alrededor del 22%) (Figura 4.1). [Kabata-Pendias y Mukherjee \(2007\)](#) señalan que el zinc tiende principalmente a establecer uniones con los óxidos de Fe y Mn, a pesar de los altos niveles de materia orgánica del sedimento, y secundariamente con la fracción carbonatos. Sin embargo, la concentración de zinc unido a la fracción intercambiable fue significativamente mayor en el tratamiento con altos niveles de materia orgánica (AS<sub>Zn</sub> vs LS<sub>Zn</sub>) ( $p < 0,05$ ) (Tabla 4.3), dicha relación se observó también en los tratamientos control (AS<sub>C</sub> vs LS<sub>C</sub>). Los valores de pH fuertemente ácidos registrados en los tratamientos con agregado de metal favorecen la predominancia de la forma catiónica del zinc. El pH, junto con otros factores tales como las condiciones redox o el contenido de nutrientes del sustrato pueden modificar la biodisponibilidad del zinc ([Kabata-Pendias, 2004](#)). Por otra parte, los valores más altos de CIC encontrados en los sedimentos AS favorecen la adsorción y desorción de metales en la interfase agua – sedimento ([Carrillo González et al., 2005](#)), lo cual explicaría su alta concentración en la fracción intercambiable y su menor concentración en el agua de inundación respecto de LS<sub>Zn</sub>. [Twardowska y Kysiol \(2002\)](#) encontraron que el zinc se une a la materia orgánica principalmente a través de fuerzas electrostáticas, indicando que una importante cantidad del metal unido a la MO puede ser determinada analíticamente en la fracción intercambiable. Además, la acidificación en la rizósfera y la complejación con ácidos orgánicos liberados por las raíces ([Jacob y Otte, 2004](#)) aumentarían la disponibilidad del zinc al pasar a fracciones más móviles. La concentración de zinc en la fracción MO-sulfuros fue mayor en el tratamiento AS<sub>Zn</sub> (Tabla 4.3), en coincidencia con la mayor concentración de MO de este sedimento. Aunque el zinc no presenta una alta afinidad con la materia orgánica, este metal puede formar complejos con las sustancias húmicas así como con otros ácidos orgánicos del sedimento ([Rashid, 1985](#); [Barak y Helmke, 1993](#); [Iorio, 1999](#)).

La concentración total de zinc en los sedimentos fue mayor en AS<sub>Zn</sub> que en LS<sub>Zn</sub> ( $p < 0,01$ ) (Tabla 4.3), mientras que en el agua de inundación se observó el comportamiento opuesto ( $p < 0,01$ ) (Tabla 4.2). Estos resultados muestran un mayor desplazamiento del zinc desde el agua de inundación a los sedimentos en AS<sub>Zn</sub>, indicando que los sedimentos aluviales ricos en materia orgánica ofrecen un

La asociación del zinc por las fracciones óxidos de Fe y Mn, intercambiable y carbonatos fue similar en los dos tipos de sedimentos.

En los sedimentos aluviales, la elevada CIC y la posibilidad de establecer uniones electrostáticas con los grupos funcionales, permite una importante asociación del metal a la fracción intercambiable.

mayor número de sitios de unión para el metal incrementando su concentración total, así como en las fracciones intercambiable y MO-sulfuros, al compararlos con sedimentos de menor concentración de materia orgánica. De esta manera una mayor proporción de los metales es removida de la columna de agua. Otros autores reconocen la potencialidad de los horizontes más superficiales con el mayor nivel de materia orgánica humificada de los suelos para actuar como sumideros de metales que llegan por deposición atmosférica ([Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007](#)). Por otra parte, si bien estos resultados muestran un efecto instantáneo de la distribución del metal entre las fracciones del sedimento, es importante considerar el efecto del tiempo o “envejecimiento” de los sedimentos. El enriquecimiento artificial de sedimentos con metales pesados resulta en una mayor e inmediata asociación a las fracciones más móviles. [McLaren y Cuclas \(2001\)](#) resaltan la redistribución de algunos metales a fracciones menos móviles por la acción del tiempo, que favorece la formación de nuevos enlaces más estables. Por lo tanto, considerando que los sedimentos aluviales presentaron una mayor capacidad para retener el metal, y por consiguiente removerlo de la columna de agua, aunque una gran proporción del mismo se halló en la fracción más disponible, es de esperar que con el transcurso del tiempo el metal se asocie a fracciones menos móviles, presentando entonces un menor riesgo potencial para la biota que los sedimentos con bajo contenido de materia orgánica.

Las fracciones intercambiable y MO-sulfuros presentaron mayores concentraciones de zinc en los sedimentos aluviales que en los de bajo contenido de materia orgánica...

... pero los sedimentos aluviales ofrecen mayor número de sitios de unión, favoreciendo el desplazamiento del zinc desde el agua al sedimento.

Los sedimentos aluviales presentarían un menor riesgo potencial para la biota.

Absorción de zinc por *S. americanus* y distribución en las diferentes partes de la planta

El agregado de zinc a los sedimentos incrementó su concentración en vástagos, rizomas y la concentración total en la planta al comparar con los tratamientos control ( $p < 0,01$ ) (Tabla 4.4). A pesar de la mayor concentración de zinc de la fracción intercambiable hallada en el tratamiento  $AS_{Zn}$  respecto de  $LS_{Zn}$ , la acumulación de metal en los rizomas fue similar en ambos tratamientos. En general, la fracción intercambiable es considerada la forma más disponible para las plantas ([Kabata-Pendias, 2004](#)), y en el capítulo anterior se observó una correspondencia con los incrementos de metal en esta fracción y los hallados en los rizomas. Sin embargo, en este ensayo las concentraciones de zinc de la fracción intercambiable aumentaron entre 60 y 260 veces respecto a los controles,

El contenido de materia orgánica del sedimento no afectó la absorción de Zn por *S. americanus*.

pero el incremento en los rizomas no fue mayor a 8 veces. [Lasat et al. \(1996\)](#) determinaron que la cinética de absorción de zinc por las células de las raíces de dos especies de *Thlaspi* sp fue dominada por una única componente saturable. Posiblemente existan concentraciones umbrales que activen mecanismos que limiten la captación en *S. americanus* y que no permitan el incremento de la concentración de metal por encima de un valor límite. Las plantas revelan una gran adaptación a una composición variable del medio de crecimiento, y han desarrollado diversos mecanismos para captar nutrientes que se encuentran en deficiencia en el suelo, así como mecanismos de exclusión ante concentraciones extremadamente altas, aunque estos últimos son mucho más débiles que los primeros y representen por lo tanto, un stress más severo que la deficiencia de nutrientes ([Kabata-Pendias, 2004](#)). Una de las adaptaciones que presentan las plantas resistentes a elevadas concentraciones de metales pesados es la exclusión del metal a través de la precipitación del mismo asociado a iones hidroxilos en la rizosfera ([Lambers et al., 1998](#)).

**Tabla 4.4** Media  $\pm$  desvío standard de la biomasa final alcanzada y de las concentraciones de zinc en vástagos y rizomas ( $\mu\text{gZn.g}^{-1}$  tejido seco) y en la planta entera de *S. americanus*, factor de translocación factor (FT) estimado como concentración de zinc en vástago/concentración de zinc en rizoma y altura máxima alcanzada por *S. americanus*. (n=3). Letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos.

	LS <sub>C</sub>	AS <sub>C</sub>	LS <sub>Zn</sub>	AS <sub>Zn</sub>
Biomasa final (mg)	4231 $\pm$ 491 <sup>a</sup>	4983 $\pm$ 388 <sup>a</sup>	554 $\pm$ 54 <sup>b</sup>	1768 $\pm$ 580 <sup>c</sup>
Zn en vástagos( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	86,88 $\pm$ 22,27 <sup>a</sup>	90,76 $\pm$ 4,99 <sup>a</sup>	1510,89 $\pm$ 333,74 <sup>b</sup>	948,56 $\pm$ 155,98 <sup>c</sup>
Zn en rizomas ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	163,71 $\pm$ 116,8 <sup>a</sup>	161,69 $\pm$ 78,57 <sup>a</sup>	1363,10 $\pm$ 257,54 <sup>b</sup>	1226,47 $\pm$ 382,12 <sup>b</sup>
Zn en la planta ( $\mu\text{g}$ )	127,31 $\pm$ 64,53 <sup>a</sup>	143,14 $\pm$ 56,93 <sup>a</sup>	1371,60 $\pm$ 256,45 <sup>b</sup>	1175,19 $\pm$ 308,62 <sup>b</sup>
FT	0,49	0,64	1,11	0,84
Altura máxima (cm)	105	110	37	70

Si bien las concentraciones de zinc en los rizomas de los tratamientos LS<sub>Zn</sub> y AS<sub>Zn</sub> fueron similares, en el tratamiento AS<sub>Zn</sub> se observó una menor traslocación a vástagos que en el tratamiento LS<sub>Zn</sub> (p<0,05) (Tabla 4.4). El factor de translocación (FT) representa el movimiento del metal dentro de la planta. Esta movilidad es diferente en los distintos tipos y especies de macrófitas, dependiendo también del metal involucrado ([Deng et al., 2004](#)). [Cardwell et al. \(2002\)](#) indicaron que *Typha domingensis* transloca los metales esenciales tales como el

Las plantas crecidas en los sedimentos aluviales presentan menor traslocación a los vástagos.

zinc y el cobre mucho más fácilmente que los no esenciales como el plomo y el cadmio. A pesar de esto, generalmente la concentración de metal en las raíces es mayor que en las partes aéreas ([Cheng et al., 2002](#)). En el caso de *S. americanus* también los rizomas representaron el principal órgano de acumulación del metal, como se había observado para *S. californicus*, y el FT fue mayor en los tratamientos con agregado de metal. Sin embargo, en AS<sub>Zn</sub> la traslocación fue menor que en LS<sub>Zn</sub>.

Al igual que en otras macrófitas acuáticas, los rizomas representa uno de los principales órganos de acumulación de zinc.

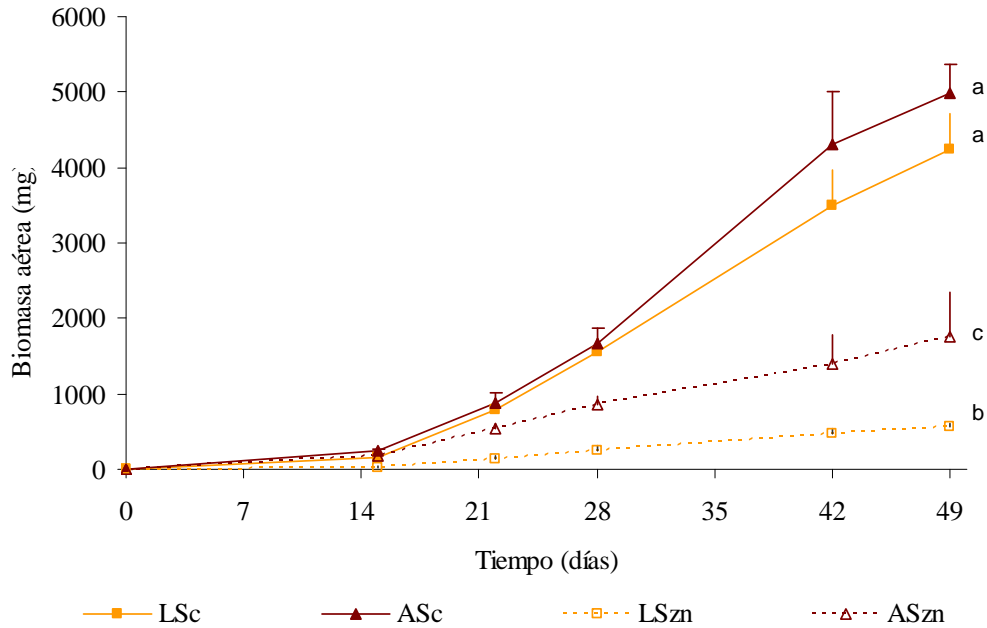
Toxicidad del zinc en *S. americanus* con distinto nivel de materia orgánica en el sedimento

Efectos sobre el crecimiento

La biomasa aérea de *S. americanus* aumentó a lo largo del tiempo en todos los tratamientos (Figura 4.2). La biomasa aérea alcanzada al final de la experiencia en los tratamientos control fue similar a la reportada por [Johnson y Foote \(1997\)](#) para un pajonal deltaico salobre de *S. americanus* de la costa de Louisiana, USA, en un área no manejada. Estos resultados mostraron la compatibilidad de *S. americanus* con el sedimento seleccionado, las condiciones de inundación, la profundidad y los valores de pH del agua y del sedimento.

En los tratamientos con agregado de zinc, la biomasa final alcanzada fue menor ( $p < 0,01$ ) que en los controles, y en el tratamiento AS<sub>Zn</sub> fue mayor que en LS<sub>Zn</sub> ( $p < 0,05$ ) (Tabla 4.4). La tasa de crecimiento relativo (RGR) en todos los tratamientos declinó con el tiempo (Figura 4.3), y para las distintas fechas no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos, tal como se había observado para *S. californicus*.

Las plantas crecidas en sedimentos contaminados con Zn disminuyeron su producción de biomasa, aunque este efecto fue menos marcado en los sedimentos aluviales.



**Figura 4.2** Variación de la biomasa aérea de *Schoenoplectus americanus* (mg) durante la experiencia en los distintos tratamientos. LSc: control con sedimentos de albardón; ASc: control con sedimentos aluviales; LSzn: sedimentos de albardón con agregado de zinc; ASzn: sedimentos aluviales con agregado de zinc. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las biomazas finales alcanzadas por los tratamientos.

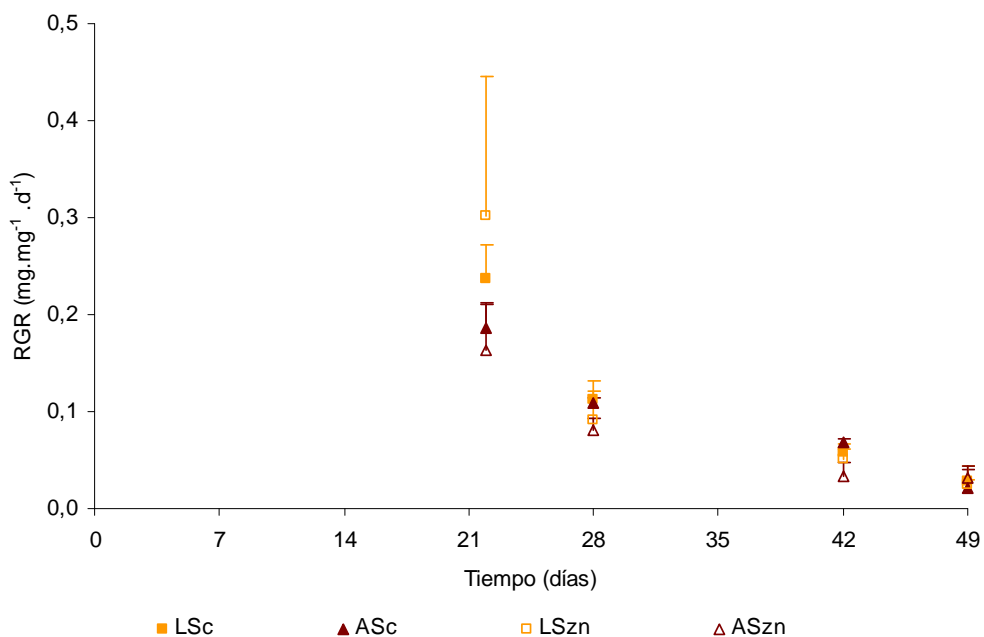
La menor producción de biomasa inicial condicionaría a los ejemplares crecidos en el sedimento con alto contenido de metal, limitando la posibilidad de alcanzar una biomasa final semejante a la de los tratamientos control. Por otra parte, los elevados niveles de materia orgánica, nitrógeno y fósforo de los sedimentos AS serían responsables de la mayor biomasa alcanzada en el tratamiento ASzn respecto de LSzn, aún en presencia de altas concentraciones de metal. [Pinto et al. \(2004\)](#) también informaron mayor producción de biomasa de un cultivo comercial (sorgo) en tratamientos con alto contenido de materia orgánica, en presencia y ausencia de cadmio. [Tordoff et al. \(2000\)](#) sostienen que las enmiendas orgánicas pueden disminuir la toxicidad de los metales pesados por la lenta y continua liberación de nutrientes permitiendo el re-establecimiento de la vegetación sobre suelos contaminados.

Los sedimentos ricos en materia orgánica disminuyen los efectos tóxicos del metal.

*S. americanus* presentó un factor de traslocación de zinc superior al observado en el capítulo anterior en *S. californicus* para concentraciones fitotóxicas del metal. A pesar de ello, tanto para *S. californicus* como para *S. americanus* en el tratamiento LSzn las biomazas finales alcanzadas fueron 7 veces

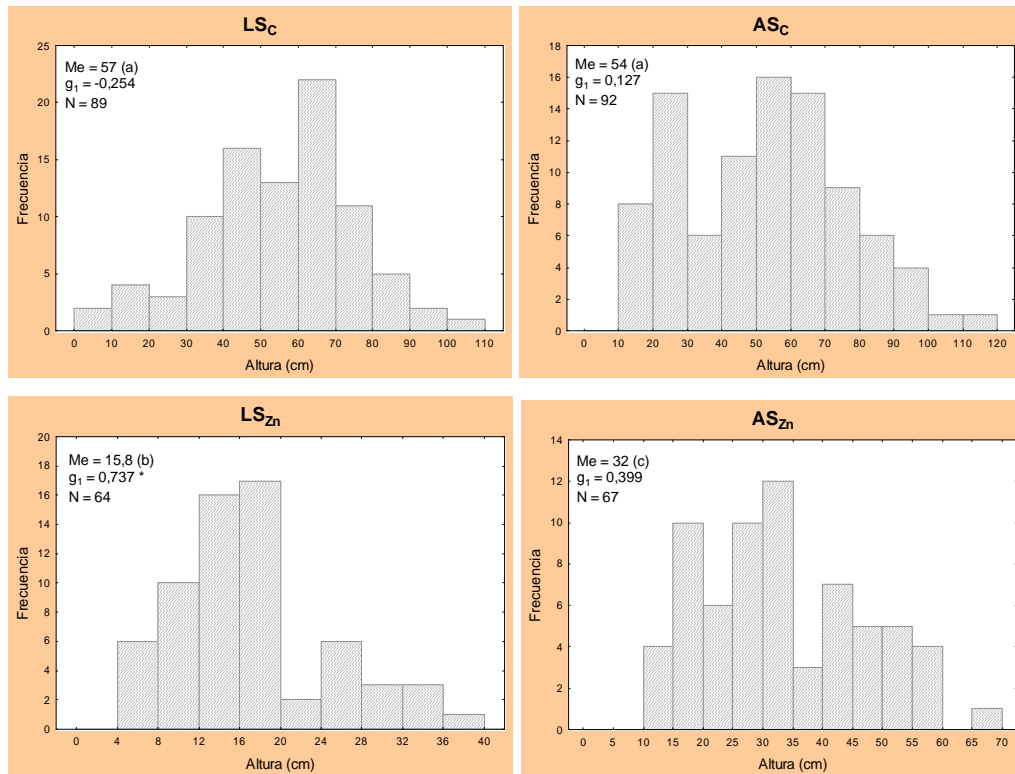
inferiores a sus respectivos controles, pero para *S. americanus* en el tratamiento AS<sub>Zn</sub> fue sólo 3 veces inferior. Esto sugiere que a pesar de haberse dado una traslocación importante a la parte aérea en ambos tratamientos con agregado de metal en la experiencia con *S. americanus*, las mejores condiciones nutricionales de los sedimentos AS favorecerían la activación de mecanismos internos en situación de stress que le permiten evitar daños al aparato fotosintético, disminuyendo su traslocación y favoreciendo su crecimiento. Otra posible explicación de la menor traslocación en AS<sub>Zn</sub> podría ser el resultado del “efecto de dilución” producido por el mayor desarrollo de la biomasa aérea en las plantas crecidas en los tratamientos AS<sub>Zn</sub> respecto de LS<sub>Zn</sub>.

La menor traslocación a los vástagos de sedimentos aluviales podría deberse a mecanismos específicos o a un efecto de dilución por el mayor desarrollo en biomasa.



**Figura 4.3** Tasa de crecimiento relativo (RGR) de *Schoenoplectus americanus* durante la experiencia en los distintos tratamientos. LS<sub>C</sub>: control con sedimentos de albardón; AS<sub>C</sub>: control con sedimentos aluviales; LS<sub>Zn</sub>: sedimentos de albardón con agregado de zinc; AS<sub>Zn</sub>: sedimentos aluviales con agregado de zinc.

Los vástagos de los tratamientos con sedimentos AS alcanzaron alturas máximas superiores a los crecidos en sedimentos LS (Tabla 4.4). Al final de la experiencia, las medianas de la variable altura fueron significativamente mayores en los tratamientos control ( $p < 0,001$ ) (Figura 4.4), mientras que entre los tratamientos



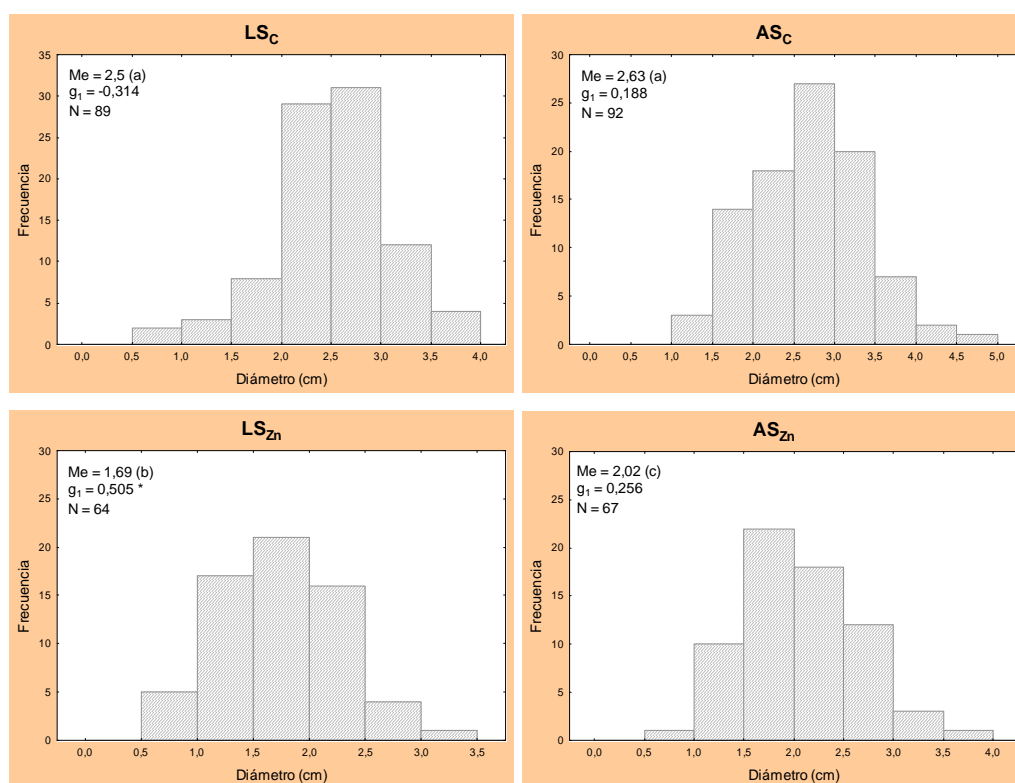
**Figura 4.4** Distribución de frecuencias absolutas de la variable altura de vástagos para los cuatro tratamientos. Mediana (Me) y coeficiente de simetría ( $g_1$ ) y número de vástagos (N) de cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medianas de la variable altura de vástagos de los distintos tratamientos. Los valores de  $g_1$  con asterisco indican asimetría hacia la derecha.

con agregado de metal la mediana de AS<sub>Zn</sub> fue mayor que las de LS<sub>Zn</sub> ( $p < 0,001$ ). La distribución de frecuencias de altura fue semejante entre los controles (LS<sub>C</sub> y AS<sub>C</sub>) y el tratamiento AS<sub>Zn</sub>, mostrando una distribución normal con simetría significativa y revelando un mayor número de vástagos con alturas cercanas a la media. En el tratamiento LS<sub>Zn</sub> se produjo una marcada asimetría a la derecha con un mayor número de vástagos de menor altura (Figura 4.4). [Weiner y Fishman \(1994\)](#) reportaron cambios en la distribución de frecuencias en la altura de plantas de *Kochia scoparia* compitiendo por luz, pero existen pocos antecedentes que relacionen distribuciones de frecuencias con toxicidad potencial por metales.

La distribución de frecuencias del diámetro mostró el mismo comportamiento que la altura, con una distribución normal en los tratamientos LS<sub>C</sub>, AS<sub>C</sub> y AS<sub>Zn</sub> y una marcada asimetría a la derecha, es decir mayor número de vástagos con menores diámetros, en el tratamiento LS<sub>Zn</sub> (Figura 4.5). Las medianas de esta variable fueron significativamente mayores en los tratamientos control (LS<sub>C</sub>



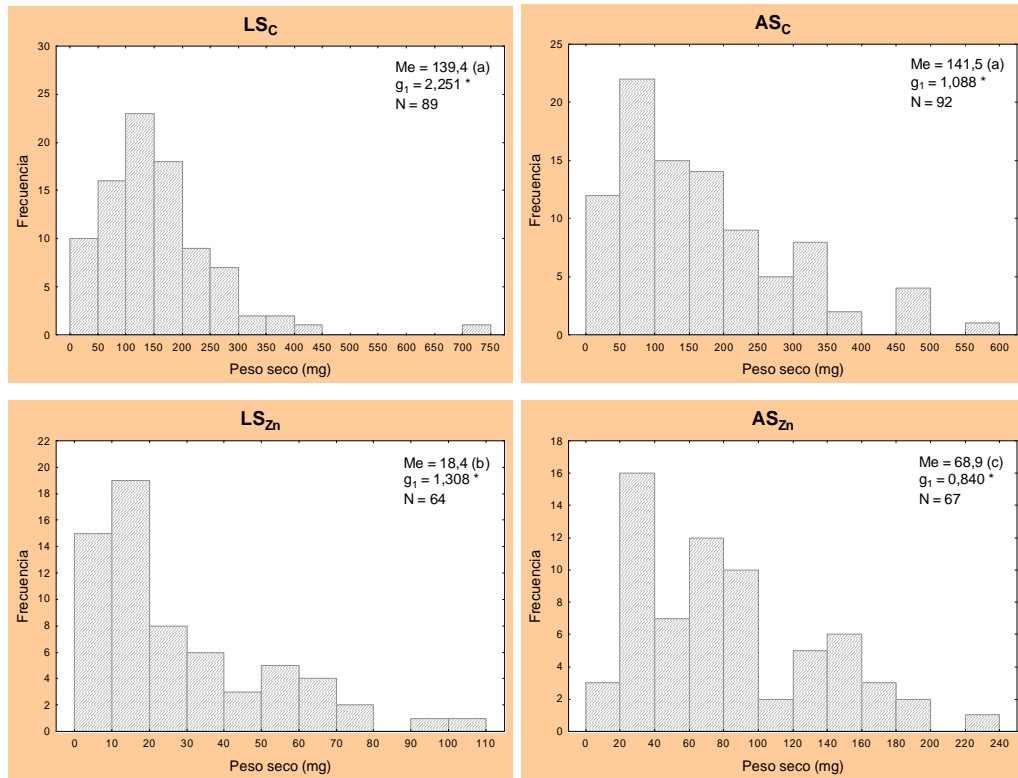
y AS<sub>C</sub>) respecto de los tratamientos con agregado de zinc ( $p < 0,001$ ), y en el tratamiento AS<sub>Zn</sub> superior a la del tratamiento LS<sub>Zn</sub> ( $p < 0,01$ ).



**Figura 4.5** Distribución de frecuencias absolutas de la variable diámetro de vástagos para los cuatro tratamientos. Mediana (Me) y coeficiente de simetría ( $g_1$ ) y número de vástagos (N) de cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medianas de la variable diámetro de vástagos de los distintos tratamientos. Los valores de  $g_1$  con asterisco indican asimetría hacia la derecha.

Los valores máximos del peso de un vástago fueron 750mg en LS<sub>C</sub>, 550mg en AS<sub>C</sub>, 250mg en AS<sub>Zn</sub> y 150mg en LS<sub>Zn</sub>. A diferencia de la altura y el diámetro, se observó una marcada asimetría positiva en la distribución de frecuencias en todos los tratamientos, revelando una mayor frecuencia de individuos de menor peso (Figura 4.6). La mediana fue significativamente superior en los tratamientos control ( $p < 0,001$ ), y entre los tratamientos con agregado de metal la mediana de AS<sub>Zn</sub> fue mayor que la de LS<sub>Zn</sub> ( $p < 0,001$ ).

Las altas concentraciones de zinc determinan una disminución en la biomasa, altura y diámetro de los vástagos....



**Figura 4.6** Distribución de frecuencias absolutas de la variable peso de vástagos para los cuatro tratamientos. Mediana (Me) y coeficiente de simetría ( $g_1$ ) y número de vástagos (N) de cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medianas de la variable peso de vástagos de los distintos tratamientos. Los valores de  $g_1$  con asterisco indican asimetría hacia la derecha.

Si bien el agregado de metal afecta las distribuciones de frecuencias de las variables altura y diámetro, estas diferencias se registran principalmente en el tratamiento con menores niveles de materia orgánica (LS<sub>Zn</sub>). El sedimento AS podría aportar los nutrientes necesarios para compensar los efectos tóxicos del zinc, probablemente mediante la activación de mecanismos específicos de tolerancia a metales (proteínas de respuesta a estrés, fitoquelatinas, metalotioeninas, transportadores de tonoplasto, etc.). Las asimetrías y las medianas de las variables mencionadas significativamente menores registradas en LS<sub>Zn</sub> indicarían una asignación diferencial de recursos y una compleja estrategia de crecimiento y supervivencia en las condiciones potencialmente tóxicas estudiadas. Por una parte se destinarían recursos para el crecimiento de pocos vástagos que asegurarían la supervivencia del rizoma en el corto plazo y por otra parte se mantendría una reserva de renovales con meristemas activos capaces de generar una rápida proliferación tan pronto como las condiciones ambientales sean favorables. Esta asignación

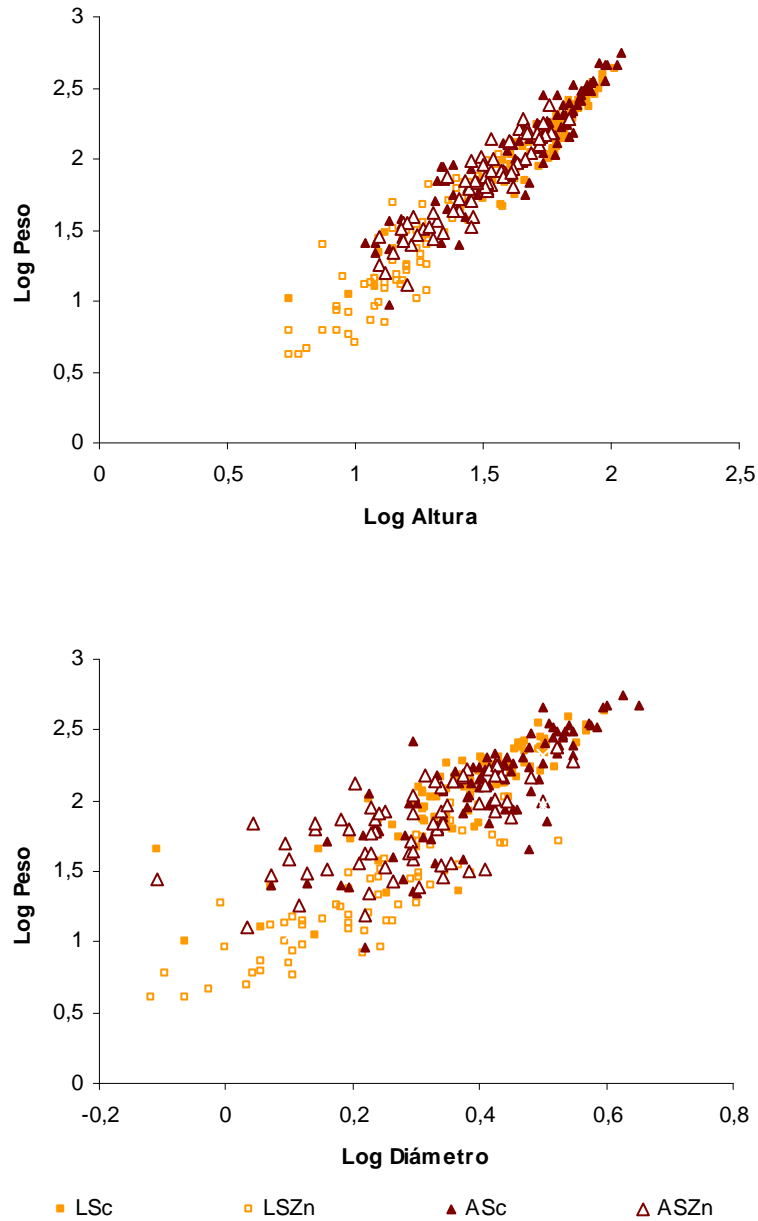
... y una mayor asignación de recursos a la producción de renovales, principalmente en las plantas crecidas en sedimentos con menor contenido de materia orgánica.

diferencial sería vital para garantizar la supervivencia de *S. americanus*, pero podría implicar una severa restricción que reduciría la habilidad de la planta para responder a otros cambios ambientales durante su ciclo de vida ([Bonser y Aarssen, 2001](#)).

Efectos sobre las relaciones alométricas

Muchos autores han reportado plasticidad fenotípica en plantas acuáticas respecto a diferentes factores, tales como disponibilidad de carbono, gradientes de inundación, luz y temperatura ([Clevering y Hundscheid, 1998](#); [Schwinning y Weiner, 1998](#); [Santamaría, 2002](#)). Sin embargo, estudios sobre plasticidad fenotípica en respuesta a la presencia de tóxicos no han sido debidamente documentados. Los cambios en genes, células, tejidos, procesos químicos y funciones básicas del cuerpo ocurren antes de que disturbios más severos como la muerte o la falta de reproducción pueda ocurrir a nivel poblacional ([Mal et al., 2002](#)). Un buen indicador biológico debe ser lo suficientemente sensible como para proveer signos de alerta tempranos. Muchos indicadores comúnmente usados, como diversidad de especies, implican la respuesta del ecosistema al estrés ([Xu et al., 1999](#)). Sin embargo, todo el ecosistema puede demorar un largo tiempo en responder, y cuando eso ocurre puede ser demasiado tarde para implementar medidas de remediación que puedan salvar especies amenazadas o evitar grandes pérdidas de especies (Graham *et al.*, 1993 en [Mal et al., 2002](#)). Es necesario determinar el nivel de estrés en un ecosistema antes de que este afecte el fitness crítico de sus integrantes ([Mal et al. 2002](#)). La identificación de indicadores de alerta temprana como cambios en la distribución de altura o diámetro de vástagos en poblaciones naturales podría mejorar los diagnósticos ambientales de áreas en riesgo.

[Khudsar et al. \(2004\)](#) han reportado cambios morfológicos en la macrófita acuática *Artemisia annua*, como por ejemplo disminución en la altura de los tallos como resultado de la exposición a elevadas concentraciones de zinc, y atribuyéndolos a su interferencia con ciertos eventos metabólicos esenciales y a la disminución en la concentración de clorofila a y b.



**Figura 4.7** Relaciones alométricas entre (a) Log altura- log peso, (b) log diámetro-log peso de los vástagos cosechados al final de la experiencia. LSc: control con sedimentos de albardón; AS<sub>C</sub>: control con sedimentos aluviales; LS<sub>Zn</sub>: sedimentos de albardón con agregado de zinc; AS<sub>Zn</sub>: sedimentos aluviales con agregado de zinc.

Los efectos del zinc sobre la fotosíntesis que han sido reportados en la bibliografía permiten centrar la atención sobre cambios en los patrones de asignación a la biomasa aérea. Varios autores han estudiado los efectos del stress por luz sobre las relaciones alométricas como por ejemplo las relaciones altura-diámetro o altura-peso de los vástagos ([Weiner, 2004](#); [Schwinning y Weiner,](#)

[1998](#); [McConnaughay y Coleman, 1999](#); [Weiner y Fishman, 1994](#); [Blanch et al., 1999](#)). Las relaciones entre altura y peso y entre diámetro y peso de vástagos de cada tratamiento mostraron regresiones lineales significativas, revelando relaciones alométricas simples. La falta de diferencias significativas entre los exponentes alométricos (pendiente de la recta de regresión) de la relación altura-peso de los distintos tratamientos (Figura 4.7a) indicaría que *S. americanus* no altera su patrón de asignación en respuesta a elevadas concentraciones de zinc en sedimento, sugiriendo que las plantas asignaron una proporción fija de su biomasa a la altura y al peso bajo las diferentes concentraciones de metal en sedimento. La relación diámetro-peso de vástago no mostró diferencias significativas entre los exponentes alométricos de los tratamientos  $LS_C$ ,  $AS_C$  y  $LS_{Zn}$  (Figura 4.7b), pero en el tratamiento  $AS_{Zn}$  la pendiente resultó ser significativamente inferior ( $p < 0,05$ ) (Tabla 4.5), revelando una asignación diferencial de recursos. Para un dado peso de vástago, las plantas crecidas en  $AS_{Zn}$  tienen menor diámetro. Esto revelaría plasticidad real frente al stress producto de niveles fitotóxicos de zinc para esta especie.

La contaminación por Zn parece no afectar la relación altura-peso de vástagos, pero los vástagos crecidos en sedimentos aluviales contaminados mostraron plasticidad real en la relación diámetro-peso.

Dado que uno de los efectos principales de altos niveles de zinc se produce sobre el aparato fotosintético, en estas condiciones es de esperar un cambio en la superficie fotosintética, y por lo tanto resulta de interés estudiar la constancia en la relación superficie: volumen. La relación superficie-volumen sigue la ley de los 2/3 (The 2/3-Power Law) que propone que la mayor parte de las plantas presenta una relación  $S \propto V^{2/3}$  ([Niklas, 1994](#)). Para mantener el crecimiento en un determinado nivel, la proporción de área superficial del cuerpo de la planta (responsable del intercambio gaseoso y esencial para la fotosíntesis) y del volumen de los tejidos fisiológicamente activos dentro del cuerpo de la planta, debe ser mantenida en un valor razonablemente constante a medida que el tamaño de la planta crece ([Niklas, 1992](#)).

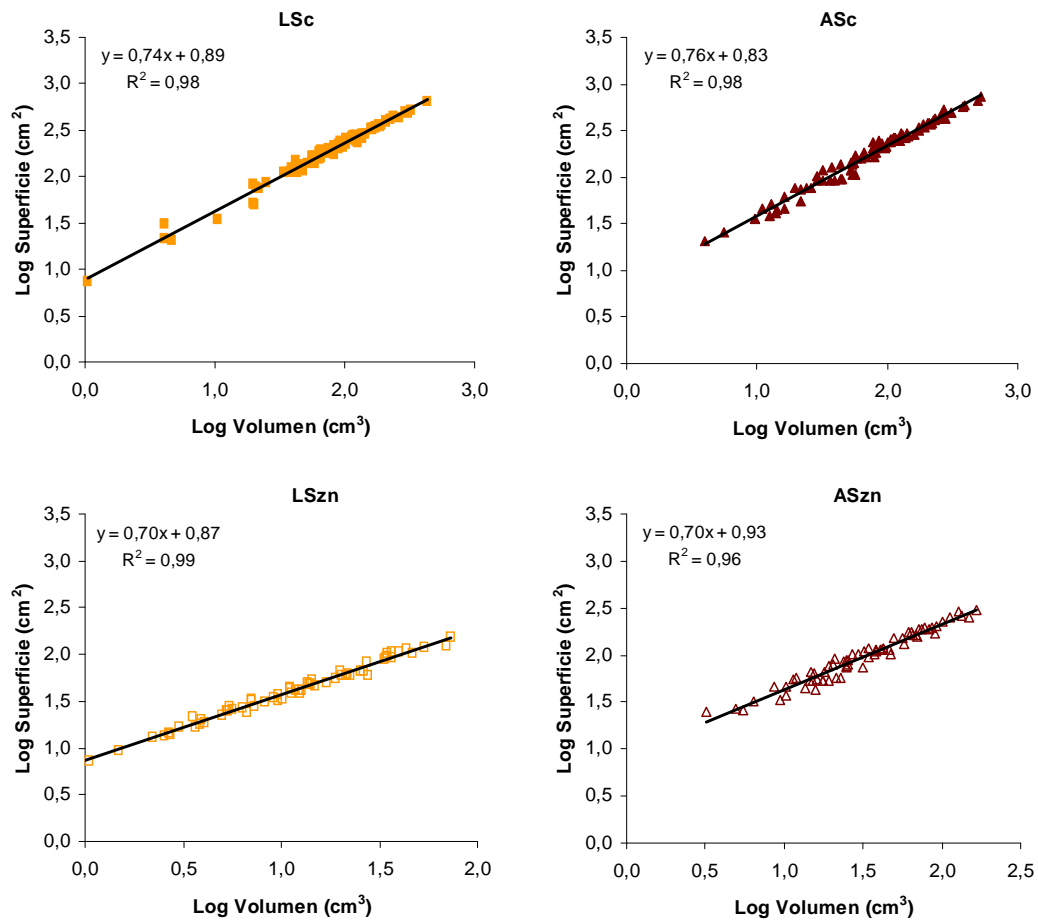
La Figura 4.9 muestra que a elevadas concentraciones de zinc en vástago el exponente alométrico de la relación superficie-volumen es significativamente inferior que en los controles ( $LS_{Zn}=AS_{Zn} < LS_C=AS_C$ ).

**Tabla 4.5** Parámetros de las relaciones lineales entre los logaritmos decimales de las variables alométricas peso (P), altura (A), diámetro (D) medidos en *S. americanus* y superficie fotosintética (S) y volumen de vástagos (V) estimados por la aproximación de la forma de los vástagos de *S. americanus* a un cilindro. La letra  $\alpha$  corresponde al exponente alométrico, la letra  $\beta$  al coeficiente alométrico, r indica el ajuste a la regresión. Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre los exponentes alométricos de los tratamientos para cada relación alométrica.

Relación alométrica	Tratamiento	Exponente alométrico (pendiente)	r
Log <sub>10</sub> Peso – Log <sub>10</sub> Altura $P = \alpha A^\beta$	LS <sub>C</sub>	1,38 a	0,95
	AS <sub>C</sub>	1,36 a	0,93
	LS <sub>Zn</sub>	1,62 a	0,87
	AS <sub>Zn</sub>	1,43 a	0,92
Log <sub>10</sub> Peso – Log <sub>10</sub> Diámetro $P = a D^b$	LS <sub>C</sub>	2,21 a	0,82
	AS <sub>C</sub>	2,49 a	0,81
	LS <sub>Zn</sub>	2,25 a	0,85
	AS <sub>Zn</sub>	1,44 b	0,62
Log <sub>10</sub> Superficie – Log <sub>10</sub> Volumen $S = a V^b$	LS <sub>C</sub>	0,74 a	0,99
	AS <sub>C</sub>	0,76 a	0,99
	LS <sub>Zn</sub>	0,70 b	0,99
	AS <sub>Zn</sub>	0,70 b	0,98

Esto sugiere que las plantas que acumulan grandes concentraciones del metal en los vástagos presentan una menor superficie fotosintética por unidad de volumen. La supervivencia de las plantas en situaciones adversas requiere respuestas plásticas dadas por el desarrollo de mecanismos para evitar el stress ([Guo et al., 2007](#)). En el caso de *S. americanus* la respuesta plástica frente a situaciones de stress por presencia de zinc incluye la disminución de biomasa en parte aérea, la disminución de la relación diámetro-peso y de la relación superficie-volumen. El stress por presencia fitotóxica de zinc genera mecanismos de incremento de volumen a expensas de la eficiencia fotosintética que da lugar a la disminución en la biomasa aérea. Estos mecanismos se reportan también en plantas creciendo en situaciones de stress hídrico ([Guo et al., 2007](#)).

Las plantas mostraron plasticidad real en la relación superficie-volumen, incrementando su volumen a expensas de la superficie fotosintética, tal vez como necesidad de preservar la consistencia mecánica ante el aumento del nivel del agua.



**Figura 4.9** Relación alométrica entre Log superficie- log volumen para los vástagos de *S. americanus* cosechados al final de la experiencia. LS<sub>C</sub>: control con sedimentos de albardón; AS<sub>C</sub>: control con sedimentos aluviales; LS<sub>Zn</sub>: sedimentos de albardón con agregado de zinc; AS<sub>Zn</sub>: sedimentos aluviales con agregado de zinc.

[Lambers et al. \(1998\)](#) señalan que una de las causas de la toxicidad por zinc se debería a la unión del metal a las proteínas de canal de agua de la membrana plasmática de las células de la raíz reduciendo la absorción de agua. Por lo tanto es de esperarse que disminuyan las tasas de transpiración y fotosíntesis, y el área fotosintética. Asimismo los daños en el aparato fotosintético por la presencia de zinc en niveles tóxicos en la parte aérea reportados por varios autores contribuyen a explicar los resultados obtenidos.

## Capítulo 5

**Descomposición de vástagos de *Schoenoplectus californicus* contaminados con zinc.**



Los humedales son considerados sistemas altamente productivos, asociados con la elevada carga de nutrientes que proviene de los ríos o de las áreas terrestres adyacentes. Con algunas excepciones, la herbivoría presenta una menor importancia en los pajonales, donde la mayor parte de la producción de materia orgánica se descompone antes de que ingrese a la cadena trófica ([Mitsch y Gosselink, 1993](#)). La mayor parte de la materia orgánica producida por las macrófitas emergentes a lo largo de la estación de crecimiento cae durante el invierno produciendo un incremento de la capa orgánica superficial de los juncuales, pudiendo además ser un factor de importancia en la determinación de la composición de especies de las zonas litorales ([Lenssen \*et al.\*, 1999](#)). La descomposición de la materia orgánica es uno de los procesos más importantes que determina la estructura y función de distintos sistemas acuáticos, debido a que alternativamente libera o toma nutrientes durante el proceso. Dependiendo de cual de los dos procesos predomine, representará una fuente o un sumidero de nutrientes ([Villar \*et al.\*, 2001](#)).

Los sedimentos de los humedales generalmente son considerados como un sumidero para los metales introducidos al ambiente por la actividad humana ([Hart, 1982](#)). Una fracción importante de los elementos que ingresan al sistema agua-sedimento rápidamente será fijada a la fase sólida, donde las distintas propiedades físicas y químicas determinarán la fuerza de retención del metal. Por otra parte, una pequeña proporción de los metales se disuelve y se vuelve disponible para las plantas ([Du Laing \*et al.\*, 2006](#)). La captación por parte de las plantas reduce directamente la entrada de metales a las aguas adyacentes ([Chen \*et al.\*, 2000](#)). Las plantas pueden convertirse en un sumidero si durante su descomposición los metales son adsorbidos pasivamente sobre la superficie o por mecanismos fisiológicos de los colonizadores microbianos ([Ledin, 2000](#)). Sin embargo, la materia orgánica en descomposición puede actuar también como una fuente de metales cuando la actividad microbiana los moviliza o cuando es ingerida por los consumidores y pasando entonces a la cadena trófica ([Du Laing \*et al.\*, 2006](#); [Weis y Weis, 2004](#)).

La literatura ha mostrado que las variaciones en la tasa de descomposición de la materia orgánica dependen de la calidad de la misma como el contenido de nitrógeno, lignina y/o polifenoles ([Kalburtji \*et al.\*, 1999](#)). Algunos autores sostienen que la descomposición de la materia orgánica puede estar fuertemente modificada en los suelos contaminados por metales (Kandeler *et al.*, 1996 en [Boucher \*et al.\*, 2005](#)).

Según [Lambers et al. \(1998\)](#), las tasas de descomposición dependen no sólo de la cantidad y naturaleza del sustrato, sino también de la biomasa y tipo de descomponedores, de la temperatura, concentración de oxígeno y de la concentración de nutrientes. Sin embargo, la tasa de descomposición de macrófitas que contienen elevados niveles de metales pesados en sus tejidos es un proceso que ha sido poco estudiado.

La descomposición en los ecosistemas normalmente es estudiada mediante el uso de bolsitas que contienen los detritos. Aunque este método puede subestimar la descomposición real, se asume que los resultados obtenidos a partir de estos estudios reflejarán las tendencias características de los detritos no confinados y por lo tanto permitirán realizar comparaciones entre especies, sitios y manipulaciones experimentales ([Wieder y Lang, 1982](#)).

Una aproximación al análisis de la descomposición puede ser realizada a través de funciones matemáticas para obtener constantes que describan la pérdida de biomasa en el tiempo. Este tipo de aproximación puede brindar valiosa información acerca de la biología del proceso de descomposición. En este capítulo se estudian tres funciones matemáticas (lineal, exponencial y doble exponencial) para examinar los datos de descomposición.

## OBJETIVO

Comparar la tasa de descomposición de vástagos de *Schoenoplectus californicus* con distinta concentración de Zn, e inferir la dinámica de este metal en el sistema.

## OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar y analizar las tasas de descomposición de los vástagos de *S. californicus* con distinta concentración de Zn.
- Establecer la dinámica de liberación y adsorción/precipitación de Zn en los vástagos.

## HIPOTESIS

H1: La tasa de descomposición de vástagos de *S. californicus* no se modifica a distintas concentraciones de zinc en el tejido vegetal.

H2: Los procesos de liberación y adsorción/precipitación de Zn en la superficie del tejido vegetal no se ven modificados por la concentración del metal en el mismo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo a temperatura ambiente y en oscuridad, simulando las condiciones naturales del pajonal. Al inicio de la experiencia se incubaron vástagos de *S. californicus* secos en estufa a 70°C hasta peso constante (cortados en trozos de 10 cm de longitud) en bolsas plásticas de 10 x 15 cm y de malla de 2 mm. Se llevaron a cabo tres tratamientos con vástagos que contenían niveles de zinc bajos, intermedios y altos (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub>, respectivamente) (Tabla 6.1). Los vástagos de T<sub>1</sub> provienen de un lugar no contaminado (arroyo Durazno). Para los tratamientos T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub> se usaron vástagos crecidos en sedimentos con agregado de zinc, en condiciones de invernáculo, y a partir de rizomas colectados en el arroyo Durazno. Las bolsas se colocaron en recipientes de vidrio y sumergidas en agua del arroyo Durazno (0,018mgZn.L<sup>-1</sup>). Los tratamientos se realizaron por triplicado y según el siguiente esquema: Se removieron periódicamente una bolsa por recipiente (6 extracciones en total para los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>3</sub>, y 5 para el tratamiento T<sub>2</sub>). Luego de ser removidas, se secó el contenido de las bolsas a 70 °C hasta peso constante, se pesó y se determinaron las concentraciones de zinc en el material vegetal. En cada extracción se midió el volumen del agua de incubación y las concentraciones de oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica, potencial redox y temperatura y se extrajeron muestras para la determinación de las concentraciones de zinc (capítulo 1, página 33). Las extracciones se realizaron a los 8, 15, 33, 68, 148 y 369 días de iniciada la experiencia. En el tratamiento T<sub>2</sub> no se realizó extracción de bolsa a los 148 días.

Se compararon las medias de la biomasa remanente en los tratamientos al final de la experiencia mediante un ANOVA de un factor. Se probaron tres modelos (lineal, exponencial y doble exponencial) para la descripción del decaimiento del peso de los vástagos a lo largo del tiempo.

a) Modelo lineal:

$$m_t = m_o - kt$$

b) Modelo exponencial simple:

$$m_t = m_o \cdot e^{-kt}$$

c) Modelo doble exponencial:

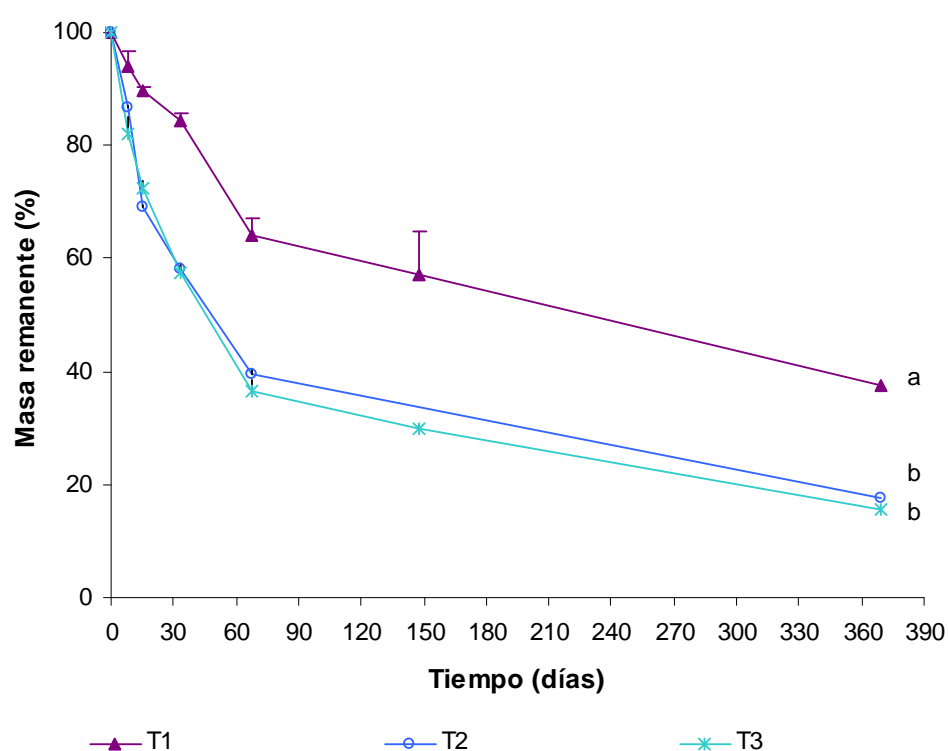
$$m_t = 1/2 m_o (e^{-k_1 t} + e^{-k_2 t})$$

En estas funciones  $m_0$  representa los valores iniciales de detrito,  $k$  (o  $k_1$  y  $k_2$ ) se describe como la tasa de decaimiento, o bien como la pérdida por descomposición de detrito por unidad de tiempo, y  $m_t$  es la masa de detrito remanente al tiempo  $t$ .

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Descomposición a través del tiempo

Los valores de biomasa remanente se representaron en función del tiempo (Figura 5.1). Al finalizar la experiencia (369 días) la biomasa residual se redujo al 38, 18 y 16% de los valores iniciales para T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub>, respectivamente, siendo la pérdida de biomasa significativamente menor en el tratamiento T<sub>1</sub> que en los tratamientos T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub> ( $p < 0,05$ ).



**Figura 5.1** Variación (porcentaje, media  $\pm$  desvío standard) de la biomasa remanente de vástagos de *S. californicus* durante la experiencia de descomposición para cada tratamiento. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc.

En la literatura se han utilizado diferentes modelos matemáticos sencillos con el objeto de describir el decaimiento en peso de los detritos en el tiempo y hallar una constante que describa este proceso. El modelo lineal es el más sencillo, pero presenta una desventaja que es considerar que la tasa de descomposición absoluta se mantiene constante, y que la tasa de descomposición

relativa aumenta con el tiempo, consideraciones que son difíciles de justificar biológicamente (Tabla 5.1) ([Wieder y Lang, 1982](#)).

**Tabla 5.1** Modelos comúnmente usados para estudiar los datos de descomposición. (Fuente: [Wieder y Lang, 1982](#)). TDA: tasa de descomposición absoluta, TDR: Tasa de descomposición relativa, M: es la proporción de la masa inicial remanente al tiempo t. Por lo tanto,  $M = m_t/m_0$ , y M varía entre 0 y 1.  $m_0$ : masa inicial;  $k_t$ : tasa de decaimiento para el modelo lineal;  $k_{es}$ : tasa de decaimiento para el modelo exponencial simple;  $k_1$  y  $k_2$ : primera y segunda tasa de decaimiento para el modelo doble exponencial; c y A: otras constantes.

Modelo	Expresión	TDA dM/dt	TDR dM/(M·dt)
Lineal	$M = c - k_t t$	$-k_t$	$-k_t/M$
Exponencial simple	$M = e^{-k_{es} t}$	$-k_{es} M$	$-k_{es}$
Doble exponencial	$M = A \cdot e^{-k_1 t} + (1-A) \cdot e^{-k_2 t}$	$-k_1 A e^{-k_1 t} - k_2 A e^{-k_2 t}$	$\frac{-k_1 A e^{-k_1 t} - k_2 A e^{-k_2 t}}{M}$

Estos autores sostienen, sin embargo, que para los casos en que la pérdida de biomasa es muy baja, este modelo puede mostrar un buen ajuste. [Villar et al. \(2001\)](#) han aplicado el modelo lineal para describir sus datos experimentales sobre la descomposición de macrófitas acuáticas del delta del Paraná (*S. californicus* y *C. giganteus*), y han obtenido buenos ajustes. Ellos sostienen que las diferencias entre los modelos lineal y exponencial son mínimas después del año de incubación.

En la Tabla 5.2 se informan los valores de la constante de decaimiento  $k_t$  y los coeficientes de correlación para cada uno de los tratamientos del presente trabajo. Los resultados obtenidos no mostraron un buen ajuste, en especial para los tratamientos T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub> en los cuales se obtuvieron coeficientes de correlación tan bajos como 0,10.

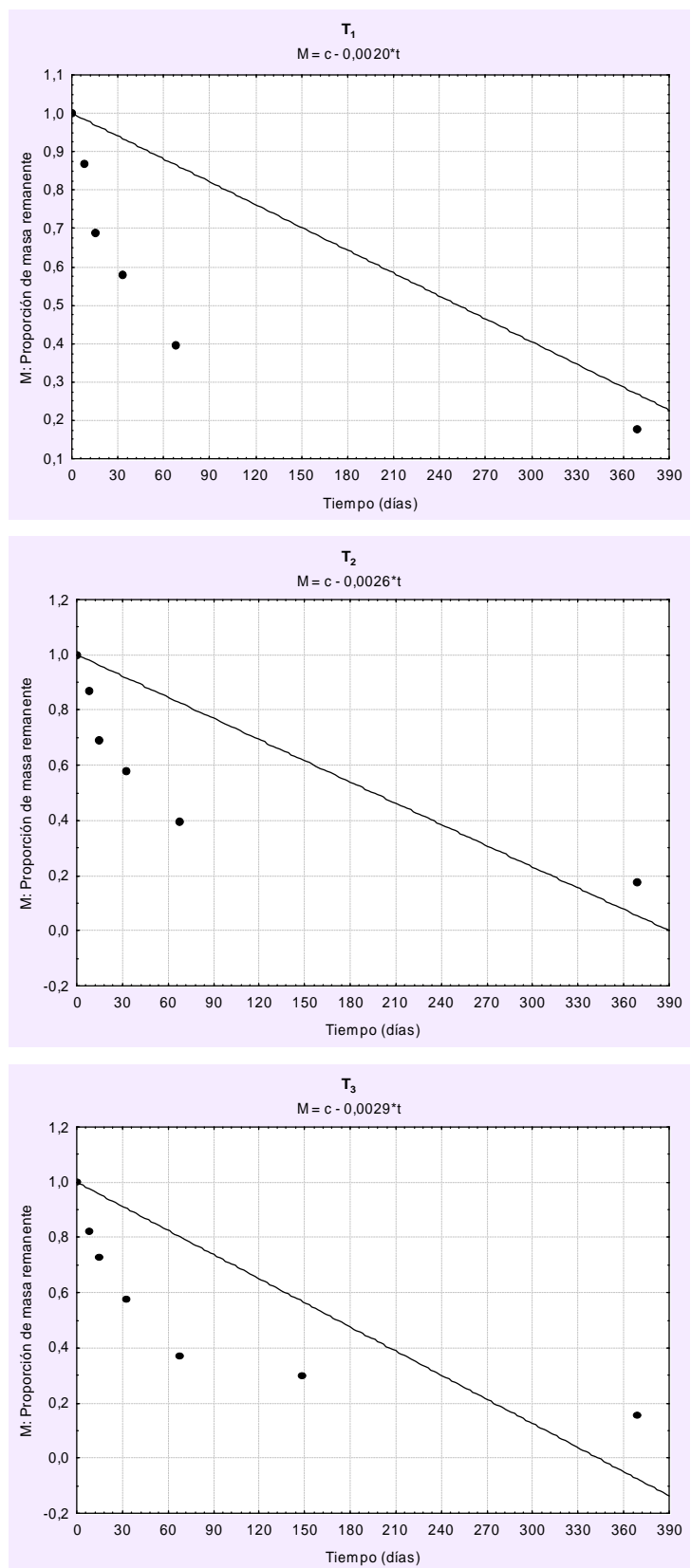
Los datos de pérdida de peso por descomposición no mostraron un buen ajuste al modelo lineal.

**Tabla 5.2** Tasas de decaimiento para los modelos lineal ( $k$ ), exponencial simple ( $k_{es}$ ) y doble exponencial ( $k_1$  y  $k_2$ );  $t_{1/2}$ : tiempo (días) necesario para descomponer el 50% de la materia orgánica; significancia de los modelos empleados para cada tratamiento. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc.

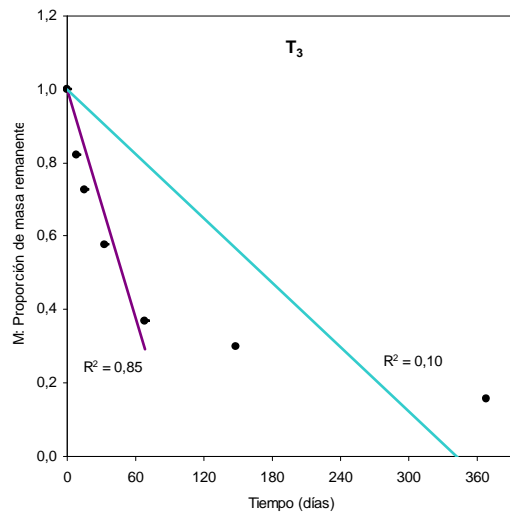
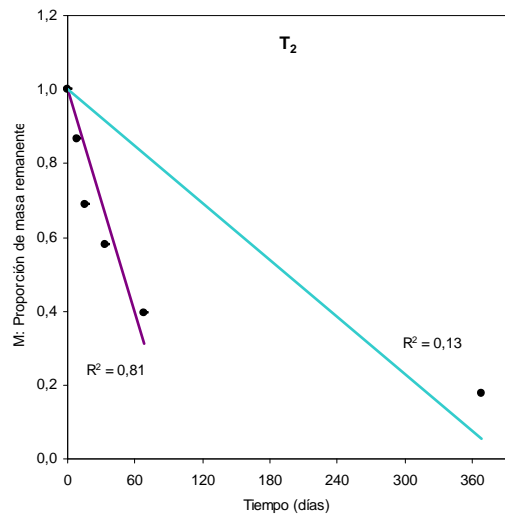
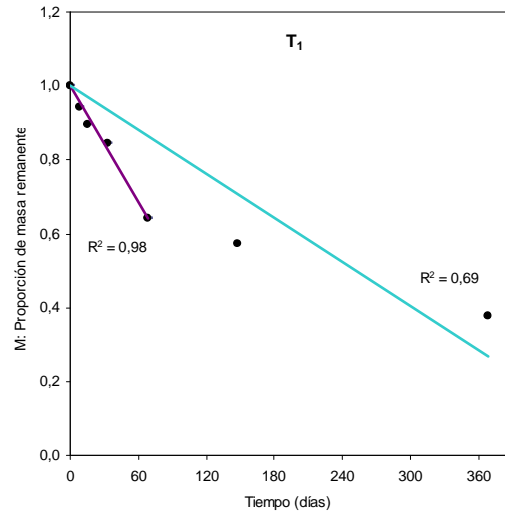
	Modelo	$k_r$	$k_{es}$	$k_1$	$k_2$	$t_{1/2}$	$R^2$
T <sub>1</sub>	Lineal	0,0020				253	0,69
	Exponencial simple		0,0043a			161	0,88
	Doble exponencial			0,0256a	0,0019a		0,97
T <sub>2</sub>	Lineal	0,0026				195	0,13
	Exponencial simple		0,0191b			36	0,90
	Doble exponencial			0,0495b	0,0030a		0,99
T <sub>3</sub>	Lineal	0,0029				171	0,10
	Exponencial simple		0,0164b			42	0,88
	Doble exponencial			0,0443b	0,0031a		0,99

Los valores que determinan los bajos coeficientes son las determinaciones realizadas en las fases más avanzadas de la experiencia (a partir de los 148 días y en particular en la última determinación efectuada a los 369 días) (Figura 5.2). En la Figura 5.3 se representan las dos funciones lineales, considerando los datos hasta los 68 y hasta los 369 días, respectivamente. Puede observarse que hasta los 68 días el ajuste a la función lineal fue bueno, pero que la extensión de la experiencia por un período prolongado (levemente superior a un año) fue determinante en la falta de ajuste.





**Figura 5.2** Variación de la masa remanente a lo largo del tiempo para cada tratamiento, según el modelo lineal. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc.



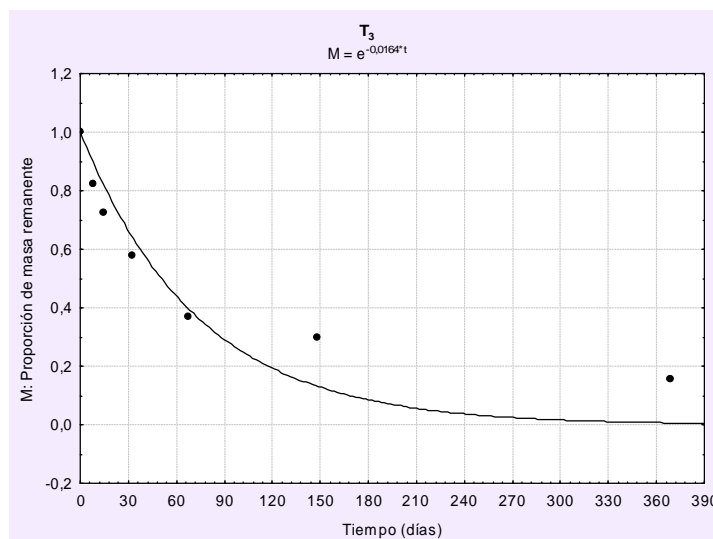
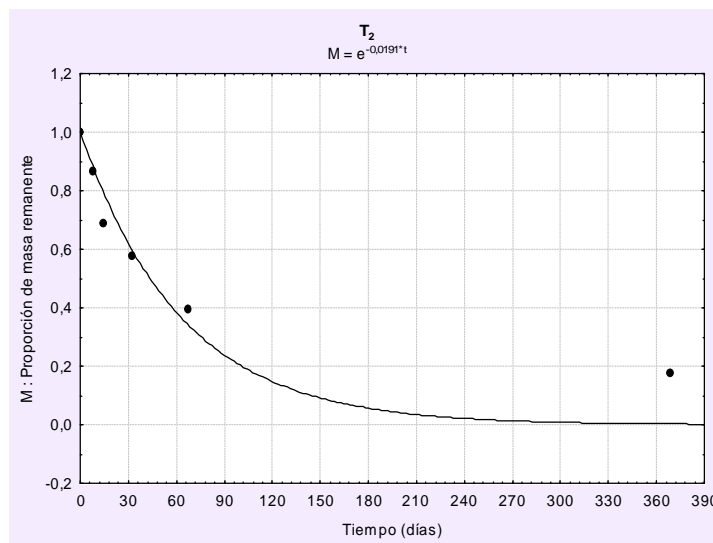
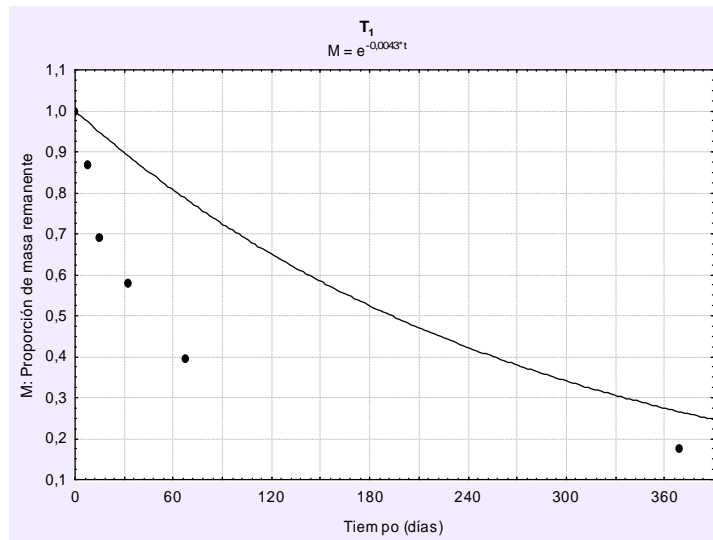
— 68 días

— 369 días

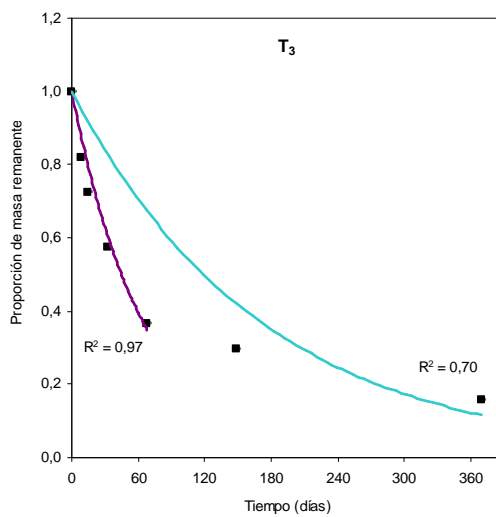
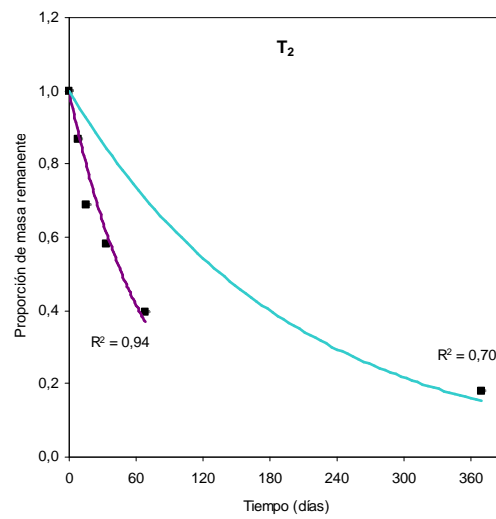
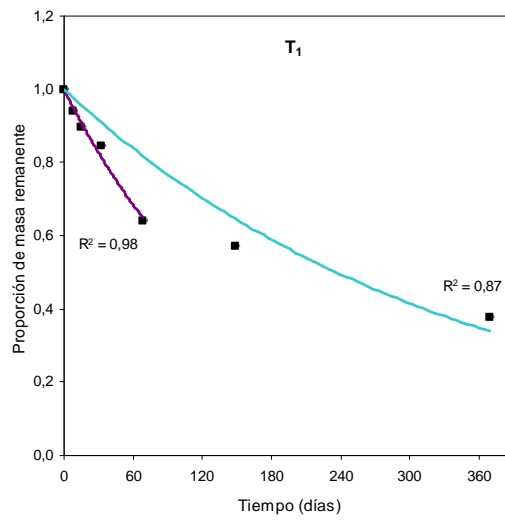
**Figura 5.3** Comparación de la variación de la masa remanente durante la experiencia de descomposición según el modelo lineal, considerando hasta los 68 días y hasta los 369 días.

El paso siguiente fue representar el decaimiento mediante un modelo exponencial ampliamente utilizado en la bibliografía, primeramente propuesto por [Jenny et al. \(1949\)](#) y discutido con considerable detalle por [Olson \(1963\)](#). En este modelo la tasa de descomposición absoluta disminuye linealmente a medida que lo hace la cantidad de sustrato remanente (Tabla 5.1). Es decir, a medida que avanza el proceso de descomposición los compuestos solubles y relativamente más fáciles de degradar serán lixiviados rápidamente y utilizados por los descomponedores, mientras que los materiales más refractarios se degradarán a tasas más bajas. De esta forma, se obtuvieron coeficientes de correlación mayores o iguales a 0,88 para los tres tratamientos (Tabla 5.2 y Figura 5.4). Este modelo representa ajustadamente el decaimiento de la materia orgánica, en particular hasta los 68 días. A partir de ese momento sobreestima la pérdida de peso, por lo cual a los 369 días la masa remanente estimada es marcadamente inferior a la medida, con un error de estimación del 30% en  $T_1$  y mayor al 95% en  $T_2$  y  $T_3$  (Figura 5.5).

El modelo exponencial sobreestima la pérdida de peso al cabo de un año de comenzada la descomposición en hasta un 95%.



**Figura 5.4** Variación de la masa remanente a lo largo del tiempo para cada tratamiento, según el modelo exponencial simple.  $T_1$ : vástagos con niveles bajos de zinc;  $T_2$ : vástagos con niveles moderados de zinc;  $T_3$ : vástagos con niveles altos de zinc.



— 68 días

— 369 días

**Figura 5.5** Comparación de la variación de masa remanente en el tiempo según el modelo exponencial simple, considerando hasta los 68 días y los 369 días.

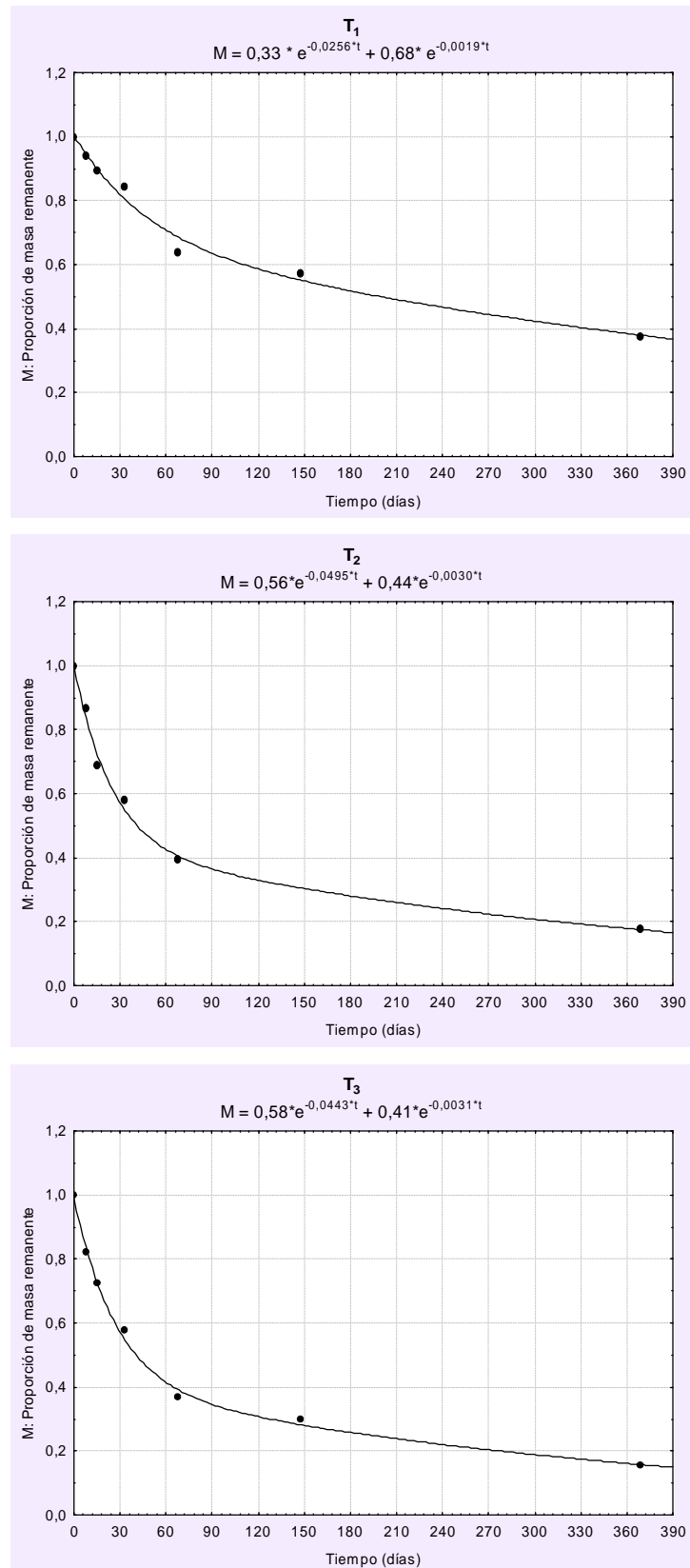
Teniendo en cuenta que algunos autores consideran que la dinámica de descomposición consta “de dos etapas”, el modelo exponencial ha sido modificado hacia un modelo doble exponencial que permite mejorar el ajuste en cada una de ellas ([Wieder y Lang, 1982](#)). La Figura 5.6 muestra el ajuste a esta función que representa la suma de dos ecuaciones de tipo exponencial. En este modelo se tiene en cuenta las dos etapas del proceso de descomposición de la materia orgánica, cada una de las cuales presenta su correspondiente tasa de decaimiento ( $k_1$  y  $k_2$ ). En los tres tratamientos  $k_1$  fue mayor a  $k_2$  (Tabla 5.2), tomando  $k_1$  valores de 0,0256 a 0,0495días<sup>-1</sup> y  $k_2$  valores de 0,0019 a 0,0031días<sup>-1</sup>. La primera etapa caracterizada por una mayor velocidad de descomposición y referida al material soluble o de más fácil degradación, y la segunda, más lenta, y concerniente a la degradación de los compuestos más refractarios. Estos valores de  $k_1$  resultaron semejantes a los reportados para la misma especie en humedales de Los Angeles, California ([Thullen et al., 2008](#)), aunque los valores de  $k_2$  resultaron muy inferiores a los allí registrados. En estos humedales una importante actividad de descomposición es llevada a cabo por macroinvertebrados, no presentes en los tratamientos del presente ensayo. Este modelo muestra un muy buen ajuste a los datos aún en los correspondientes al final de la experiencia (369 días). Por lo tanto, de los tres modelos considerados, el modelo doble exponencial es el que mejor representa el proceso de descomposición de los vástagos de *S. californicus*.

Las tasas de decaimiento obtenidas por la aproximación de los datos a una función del tipo doble exponencial, fueron contrastadas mediante ANOVAs de un factor fijo (tratamiento), con el objeto de determinar la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos, en cada una de las dos etapas en las que se ha dividido el proceso de descomposición. Para el primer término de la función, que describe la fase de lixiviación, la tasa de decaimiento  $k_1$  del tratamiento T<sub>1</sub> presentó valores significativamente menores ( $p < 0,01$ ) que la de los tratamientos T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub>, estas últimas no difirieron entre sí, mientras que al comparar las tasas de decaimiento del segundo término de la función ( $k_2$ ) (fase de descomponedores) no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos.

El proceso de pérdida de peso por descomposición puede ser adecuadamente descrito por un modelo doble exponencial.

El modelo doble exponencial considera las dos etapas del proceso de descomposición: la fase de lixiviación y la fase descomponedores.

La tasa de decaimiento de la fase de lixiviación fue menor en los detritos con bajos niveles de Zn. Las tasas de decaimiento de la fase de descomponedores no mostraron diferencias.



**Figura 5.6** Variación de la masa remanente a lo largo del tiempo para cada tratamiento, según el modelo doble exponencial. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc.

[Valiela et al. \(1985\)](#) han descrito la pérdida de peso de la materia orgánica por descomposición en tres etapas principales, y con velocidades de descomposición decrecientes, y a las que llamaron fase de lixiviación, fase de descomponedores y fase refractaria, respectivamente. Si bien en todas las fases operan varios mecanismos que llevan a la pérdida de peso, cada una de ellas está dominada por uno en particular. En la fase de lixiviación, que se produce en las primeras semanas, el mecanismo dominante es la rápida lixiviación de los materiales solubles, e implica la rápida desaparición de nutrientes para distintas macrófitas. La segunda etapa, que puede durar más de 350 días, está dominada por la degradación microbiana de la materia orgánica con la lixiviación de los productos resultantes. La última etapa, caracterizada por la más baja tasa de decaimiento, corresponde a la lenta degradación de los materiales refractarios.

Dado que el ensayo concluyó al inicio de la etapa refractaria, según ensayos realizados anteriormente ([de Cabo, 2001](#)), el modelo doble exponencial se ajusta apropiadamente.

La tasa de descomposición de los detritos está controlada por las condiciones ambientales, su composición química y los organismos presentes en el medio ([Aerts y de Caluwe, 1997](#)). [Valiela et al \(1985\)](#) consideran los distintos factores involucrados en cada una de las fases de descomposición: especie vegetal, temperatura, contenido de N interno y externo, y el tamaño de los detritívoros. Normalmente se acepta que la descomposición se produce más rápidamente en materiales con alto contenido de N y bajos niveles de lignina y otros compuestos orgánicos ([Aber y Melillo, 1980](#)). [Godshalk y Wetzel \(1978\)](#) sostienen que el contenido total de materiales estructurales (hemicelulosa, celulosa y lignina) de las plantas controla su tasa de descomposición, siendo mayor cuanto menor sea su contenido. Los contenidos totales de los componentes estructurales (hemicelulosa, celulosa y lignina) y de hemicelulosa y celulosa por separado resultaron semejantes en los tres tratamientos, mientras que el contenido de lignina de los vástagos de T<sub>3</sub> fue el doble que los de T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> (Tabla 5.3). Estos datos no permiten explicar la menor tasa de descomposición hallada en T<sub>1</sub>. [Aerts y de Caluwe \(1997\)](#) tampoco hallaron una relación entre la tasa de decaimiento y el contenido inicial de lignina de los detritos, atribuyendo esta falta de relación al bajo contenido de lignina (entre 4 y 7%), que son valores semejantes a los de los vástagos utilizados en el ensayo. En sustratos con niveles tan bajos de lignina, el control de la lignina sobre la tasa de

Los componentes estructurales de los detritos no permiten explicar la menor tasa de descomposición de los vástagos con bajos niveles de Zn.



decaimiento recién se manifiesta luego de que la mayor parte del material lábil fue descompuesto, y aún después el efecto retardado sobre la tasa de decaimiento no es muy fuerte (Taylor *et al.*, 1989 en [Aerts y de Caluwe, 1997](#)).

**Tabla 5.3** Características iniciales de los detritos de cada tratamiento. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc.

		T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>
Zn	( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	19,6	106,3	324,5
Cenizas	(%)	14,35	13,36	13,77
C	(%)	41,7	42,9	42,8
N	(%)	1,14	2,49	1,52
Hemicelulosa	(%)	37,71	32,64	35,58
Celulosa	(%)	32,84	32,18	34,16
Lignina	(%)	2,14	2,25	4,60
Fibras Totales	(%)	72,69	67,07	74,34
C:N		37:1	17:1	28:1
Lignina:N		2:1	1:1	4:1

El contenido de carbono resultó semejante en los tres tratamientos, y el de N fue menor en T<sub>1</sub>. Como consecuencia la relación C:N fue mayor en T<sub>1</sub>. [Godshalk y Wetzel \(1978\)](#) sostienen que los bajos contenidos iniciales de N y las altas relaciones C:N reducen la descomposición. Seguramente, este factor es el determinante de la menor tasa de decaimiento hallada en el tratamiento T<sub>1</sub>.

La mayor relación C:N de los vástagos con bajos niveles de Zn permite explicar su menor tasa de decaimiento de la fase de lixiviación.

Los vástagos con mayores concentraciones iniciales de zinc (T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub>) presentaron las mayores tasas de decaimiento en la fase de lixiviación. Esta fase está fuertemente influenciada por procesos de naturaleza físico-química, sobre todo en sus primeras etapas, para incorporar progresivamente una componente biológica. De esta forma los procesos físico-químicos que controlan los lixiviados serían más importantes en los vástagos que contienen mayores concentraciones de zinc. En la segunda fase gana importancia la actividad de los microorganismos en el proceso de descomposición. Si bien la biomasa remanente del tratamiento T<sub>1</sub> al tiempo final es superior a la de los restantes tratamientos, es notable la reducción de las diferencias entre las pendientes en la etapa de descomponedores, ya que no se observan

diferencias significativas entre las  $k_2$ . A diferencia de la etapa anterior, la similitud en las tasas de decaimiento podría revelar el efecto inhibitor de la presencia de altas concentraciones de zinc sobre el crecimiento de los microorganismos descomponedores (Boucher *et al.*, 2005). La presencia de altas concentraciones de zinc en los vástagos actuaría como un factor inhibitor en la segunda fase de descomposición inhibiendo el desarrollo de los microorganismos y ralentizando el proceso global de descomposición.

Los altos niveles de Zn en vástagos podrían actuar como un inhibitor en la segunda fase de descomposición.

### Variaciones físicas y químicas en el agua

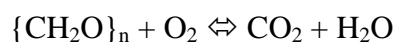
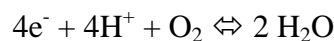
Durante la experiencia se observaron marcadas variaciones en el pH y potencial redox, y un aumento progresivo de la conductividad eléctrica, al tiempo que se produjo una disminución en la cantidad de masa remanente (Figuras 5.7 y 5.1, respectivamente).

A los 8 días se registró una disminución de una unidad de pH (Figura 5.7a). En esta etapa de lixiviación y bajo condiciones aeróbicas, el CO<sub>2</sub> producido por la descomposición de la materia orgánica acidifica el medio mediante la siguiente reacción:

El CO<sub>2</sub> liberado lleva a un marcado descenso del pH durante los primeros 8 días.



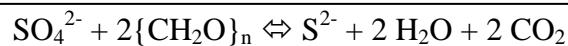
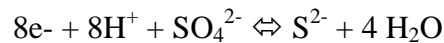
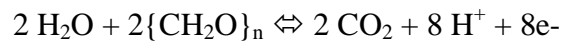
Por otra parte, la reacción de oxidación de la materia orgánica donde el aceptor de electrones es el O<sub>2</sub> puede escribirse como sigue:



Luego de los 15 días se registró un progresivo aumento del pH hasta alcanzar valores levemente alcalinos. Al avanzar el proceso de descomposición se consume el O<sub>2</sub> disuelto en agua (Figura 5.7c) generándose condiciones anóxicas que imponen a los microorganismos la necesidad de emplear aceptores alternativos de

electrones como  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mn}^{4+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{CO}_2$  ([Mitsch y Gosselink, 1993](#)). En estas nuevas condiciones anaeróbicas, la reducción de estas especies químicas por los procesos microbianos tiende a incrementar el pH, compensando el efecto de la formación de  $\text{CO}_2$  ([Bastviken et al., 2003](#)). Por ejemplo, el uso de sulfato como aceptor de electrones en la descomposición de la materia orgánica, expresada mediante las siguientes hemirreacciones:

La subsiguiente utilización de otros aceptores de electrones por los microorganismos produce un incremento en el pH.



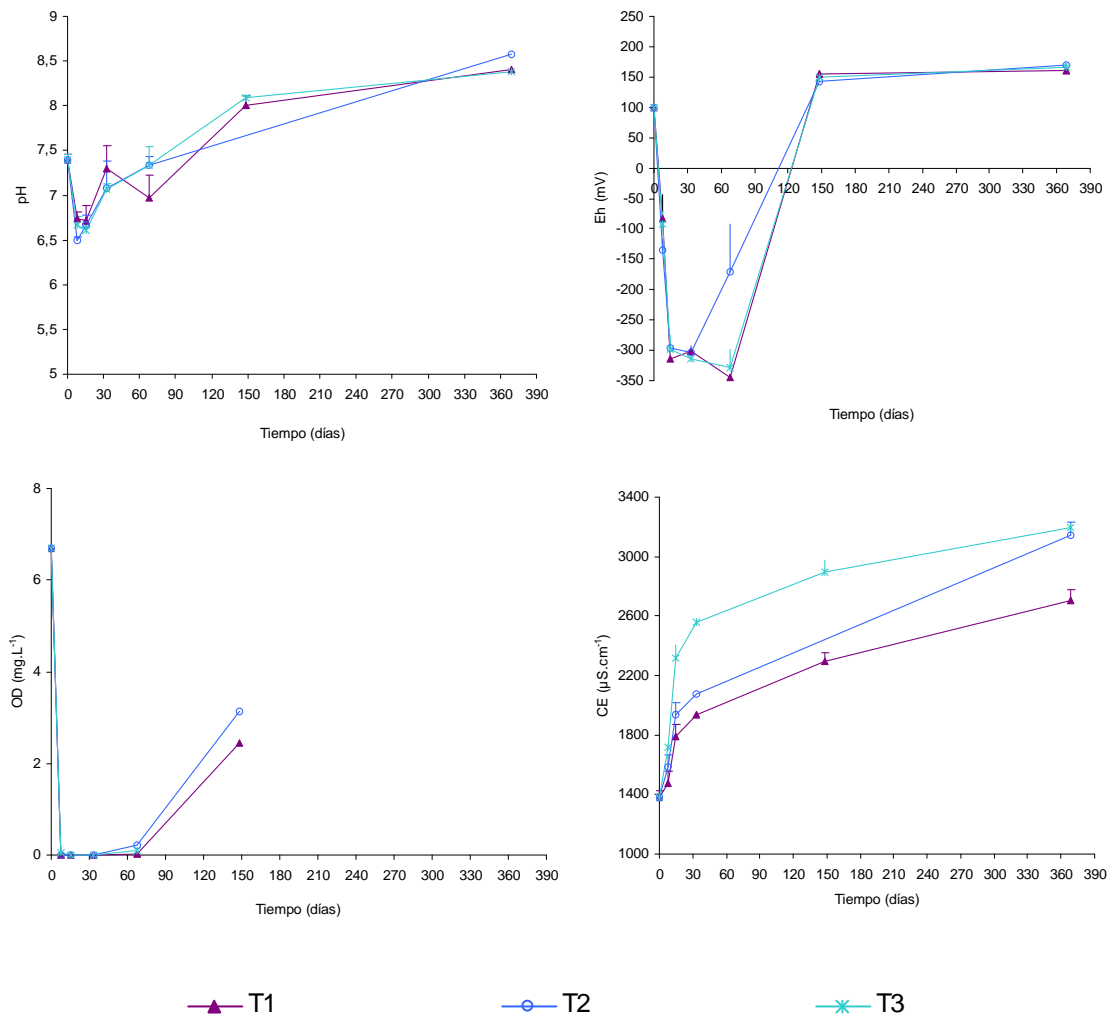
produce sulfuro, que tiene a su vez una actividad ácido-base:



Comparando las constantes puede observarse un predominio de la hidrólisis del sulfuro frente a la disociación del ácido carbónico, lo cual permite explicar el incremento de pH registrado a partir de los 8 días. En la Figura 5.7b puede observarse que los potenciales redox parten de valores positivos al comienzo de la experiencia hasta valores de -315mV a -344mV que se establecieron en el lapso entre los 15 y 68 días. En este período se estaría utilizando al  $\text{CO}_2$  como aceptor de electrones, según la “jerarquía redox” establecida por [Mitsch y Gosselink \(1993\)](#) (Tabla 5.4). En la segunda fase de descomposición (fase de descomponedores), a partir de los 68 días, se observa un incremento en los valores del potencial redox, a la vez que se registran valores de oxígeno en agua (Figura 5.7c). Este incremento en la concentración de oxígeno podría deberse a un proceso de difusión desde la atmósfera hacia la interfase vapor-agua, y podría favorecer la actividad de los microorganismos descomponedores.

Durante la fase de lixiviación se alcanzan potenciales redox altamente negativos...

...y toman valores positivos en la fase descomponedores.



**Figura 5.7** Variaciones de (a) pH, (b) potencial redox (Eh), (c) oxígeno disuelto (OD) y (d) conductividad eléctrica (CE) en el agua de incubación durante la experiencia de descomposición. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc.

[Bastviken et al. \(2003\)](#) proponen que la mineralización de la materia orgánica es poco sensible a la disponibilidad de los diferentes aceptores de electrones, pero que está fuertemente influenciada por la susceptibilidad del sustrato al ataque de los microorganismos. Los potenciales redox negativos registrados hasta los 68 días (Figura 5.7b) indicarían que el empleo de diferentes aceptores de electrones por parte de los microorganismos descomponedores (Tabla 5.4) no tendría un efecto significativo sobre la tasa de decaimiento. A partir de los 68 días, la disminución en la tasa de decaimiento, el incremento en los

**Tabla 5.4** “Jerarquía redox” durante la descomposición anaeróbica (Fuente: [Mitsch y Gosselink, 1993](#)).

Elemento	Forma oxidada	Forma reducida	Potencial redox (mV)
Nitrógeno	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N <sub>2</sub> O, N <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	250
Manganeso	Mn <sup>4+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	225
Hierro	Fe <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	120
Azufre	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	S <sup>2-</sup>	-75 a -150
Carbono	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	-250 a -350

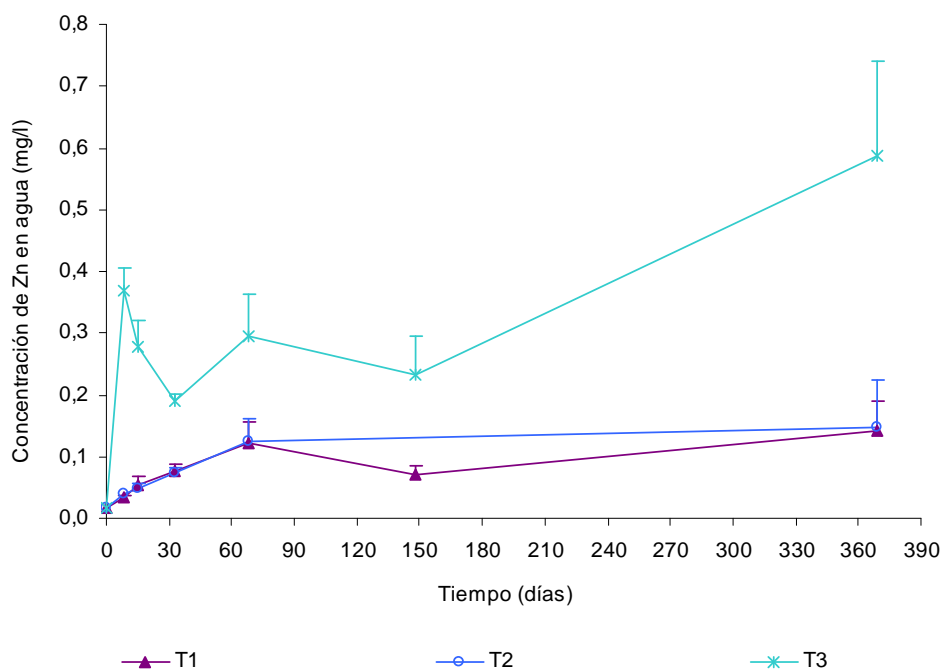
valores del potencial redox hasta valores positivos, y el registro de valores de oxígeno en agua (Figura 5.7c), indicarían que en esta etapa, la menor susceptibilidad a la mineralización de la materia orgánica residual, determinaría una desaceleración del proceso que no puede ser compensada por la presencia de agentes oxidantes más fuertes como el O<sub>2</sub>.

Las variaciones en el pH, en el potencial redox y en los niveles de oxígeno no mostraron tendencias ni valores marcadamente diferentes entre los tratamientos. La conductividad eléctrica aumentó durante el transcurso de la experiencia, registrándose al final de la experiencia los valores más altos en T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub> y los más bajos en T<sub>1</sub> (p<0,01) (Figura 5.7d). Esto indicaría una mayor liberación de los electrolitos al agua, entre ellos zinc (Figura 5.8), asociada a las mayores tasas de descomposición de T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub> (Figura 5.1).

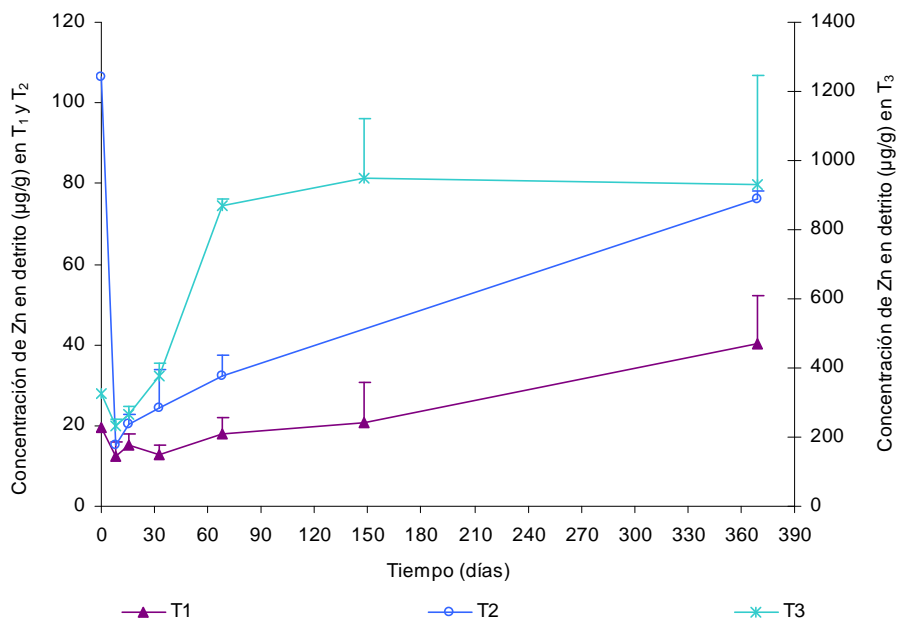
La descomposición de detritos con distinto contenido de metal no modifica las condiciones de pH y potencial redox, pero produce un incremento en la conductividad eléctrica por la liberación de metal al medio.

#### Dinámica del zinc durante la descomposición

Las variaciones en las concentraciones de zinc en el detrito se muestran en la Figura 5.9. Desde el inicio hasta los 8 días de iniciada la experiencia, se observó una rápida y marcada disminución de la concentración de zinc en los tres tratamientos, atribuible a la desorción y al lixiviado del metal adsorbido o soluble hacia el agua de incubación, especialmente en T<sub>3</sub> (Figura 5.8). Entre los 8 y 68 días se observó un aumento en la concentración de zinc en el detrito (Figura 5.9) así como una disminución en su contenido total (Figura 5.10) en los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub>.



**Figura 5.8** Concentración de zinc en el agua de incubación en los distintos tratamientos a lo largo del tiempo. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc. Las determinaciones se realizaron a los 0, 8, 15, 68, 148 y 369 días para los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>3</sub> y 0, 8, 15, 68 y 369 días para T<sub>2</sub>.

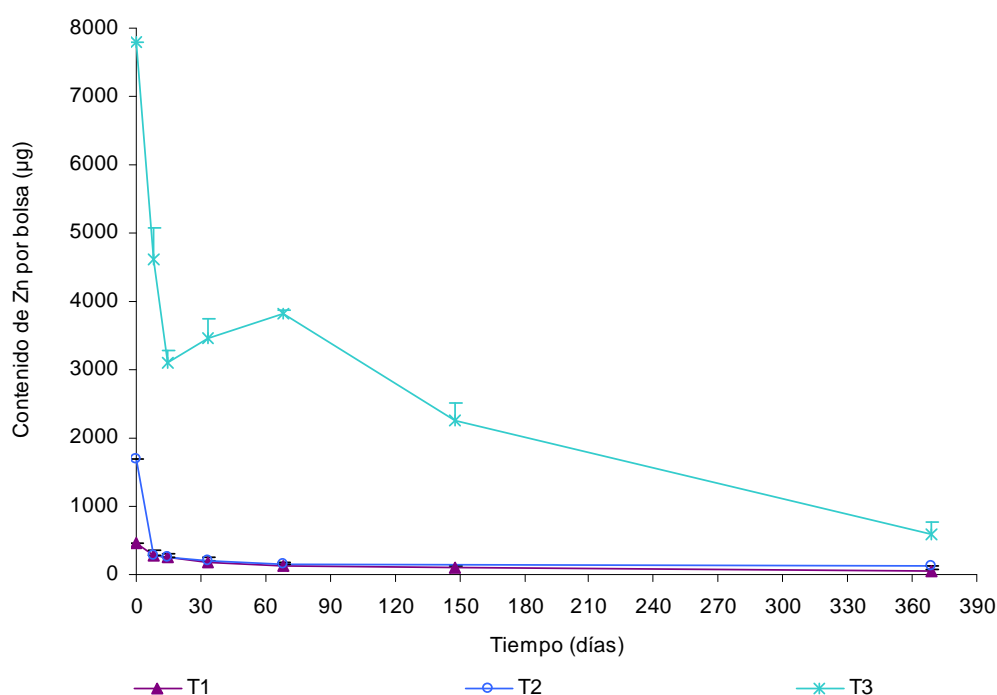


**Figura 5.9** Concentración de zinc en detrito en los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> (eje izquierdo) y T<sub>3</sub> (eje derecho) a lo largo del tiempo. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc. Las determinaciones se realizaron a los 0, 8, 15, 68, 148 y 369 días para los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>3</sub> y 0, 8, 15, 68 y 369 días para T<sub>2</sub>.

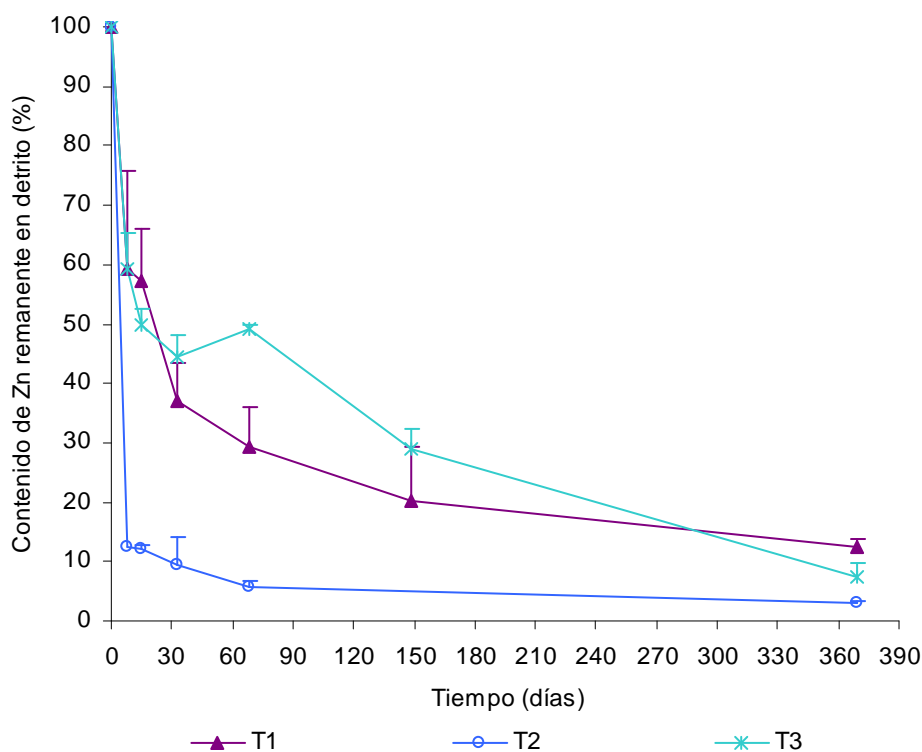
Si bien el incremento de concentración podría sugerir que el detrito estaría actuando como sumidero de metal, la disminución en el contenido total determina que la continua pérdida de biomasa que se produce al progresar el proceso de descomposición (Figura 5.1) genere una liberación neta de metal al agua de incubación (Figura 5.8), por lo que puede considerarse que los detritos de T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> continúan comportándose en esta etapa como una fuente de metal. De esta forma, en materia orgánica con niveles bajos a moderados de zinc, como en los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub>, durante la fase de lixiviación se produce la liberación neta de zinc al agua de incubación. Al principio de esta fase, la disolución de las formas solubles del metal del material vegetal y/o la desorción es favorecida por la disminución del pH. En T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub>, al finalizar la fase de lixiviación se observa una reducción de un 70 a un 90% del contenido de metal (Figura 5.11). A partir de los 68 días, se produce la degradación de compuestos más resistentes, por lo que la velocidad con la que los metales son liberados al medio de incubación se reduce considerablemente.

Los detritos con concentraciones bajas o moderadas de Zn se comportan en la fase de lixiviación como fuente de metal, por la liberación del zinc lábilmente ligado...

... liberándose el 70-90% del metal contenido.



**Figura 5.10** Contenido de zinc en detritos en los distintos tratamientos a lo largo del tiempo. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc. Las determinaciones se realizaron a los 0, 8, 15, 68, 148 y 369 días para los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>3</sub> y 0, 8, 15, 68 y 369 días para T<sub>2</sub>.



**Figura 5.11** Porcentaje de zinc remanente en el detrito respecto al contenido inicial para cada tratamiento. T<sub>1</sub>: vástagos con niveles bajos de zinc; T<sub>2</sub>: vástagos con niveles moderados de zinc; T<sub>3</sub>: vástagos con niveles altos de zinc.

En los primeros 8 días en T<sub>3</sub>, se registró un marcado incremento en la concentración de zinc en agua en concordancia con la disminución de la concentración y del contenido de zinc en detrito. A partir de entonces y hasta finalizar la fase de lixiviación se observó un incremento, tanto de la concentración como del contenido de zinc en el detrito. De esta forma, entre los 8 y 68 días, el detrito de T<sub>3</sub> estaría experimentando un cambio en su condición de fuente para pasar a comportarse como un sumidero de metal. Si bien en los tres tratamientos se observó durante la primera fase de la experiencia un incremento en la conductividad eléctrica que podría atribuirse a la lixiviación de iones al agua de inundación el mayor incremento de conductividad registrado en T<sub>3</sub>, junto con un aumento en el área superficial del detrito producto de la descomposición, podría determinar una mayor cantidad de sitios potenciales de unión en una solución de creciente fuerza iónica y por lo tanto de mayor afinidad química por los mismos. En esta fase se favorecería la readsorción de cationes de elevada densidad de carga sobre el detrito vegetal, como el Zn<sup>2+</sup>, disminuyendo su concentración y cantidad total en agua. Algunos autores han reportado un aumento en la

Los detritos con altos niveles de Zn se comportan como sumideros en la fase de lixiviación, posiblemente la mayor fuerza iónica de la solución favorezca su adsorción...



concentración de metales en células muertas de *Chlorella vulgaris* y han atribuido este fenómeno a mecanismos de adsorción que se ajustan a una cinética de segundo orden ([Mehta y Gaur, 2001](#)), mientras que otros han trabajado con detritos provenientes de plantas acuáticas y terrestres y han considerado que el incremento en la concentración de metales es consecuencia de los citados procesos de adsorción, en los que el detrito se estaría comportando como un sistema de intercambio catiónico ([Jonson y Hale, 2004](#); [Murray-Gulde et al., 2005](#); [Du Laing et al., 2006](#)). En T<sub>3</sub>, al finalizar la fase de lixiviación menos del 50% del metal fue liberado, por lo que existe una importante fracción de metal asociada a estructuras más resistentes. Las plantas con altos niveles de metal en sus tejidos suelen presentar mecanismos de detoxificación que promueven la síntesis de proteínas que se asocian a metales o que unen metales a las paredes celulares ([Clemens et al., 2002](#); [Hall, 2002](#)).

...pero al finalizar la fase de lixiviación sólo el 50% del contenido de metal fue liberado.

En la fase de descomponedores se produce la descomposición de materiales mucho más resistentes como celulosa y lignina ([Begon et al., 1995](#)). Por esto, es esperable que durante esta fase la liberación de zinc continúe aún con considerable importancia. En T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> la concentración de zinc en agua y el contenido en detrito se mantuvieron prácticamente constantes. La concentración de zinc en detrito aumentó levemente. Esto permitiría suponer que para concentraciones bajas a moderadas de zinc en detrito los mismos se comportarían como sumideros durante la fase de descomponedores. En cambio en T<sub>3</sub>, la disminución del contenido de zinc en detrito y el aumento en la concentración en agua indicarían que detritos con niveles altos de zinc se comportarían como fuente de metal para el sistema.

Los detritos con concentraciones bajas o moderadas de Zn se comportan en la fase de descomponedores como sumideros de metal.

Si bien existe una liberación de zinc al agua durante el proceso de descomposición, una parte del metal queda retenida en la biomasa refractaria. [Du Laing et al. \(2006\)](#) hallaron que las concentraciones de zinc en vástagos de *Phragmites australis* incubados *in situ* durante 12 meses fueron inferiores a 100 µg Zn.g<sup>-1</sup>. En el caso de los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> a partir de los 68 días, se habría alcanzado este nivel (entre 40 y 70 µg Zn.g<sup>-1</sup>), explicando su transformación en sumideros. En cambio, en T<sub>3</sub> las concentraciones fueron muy superiores (932µg.g<sup>-1</sup>) esperando que continúe la liberación de metal al agua aún después de la etapa de descomponedores.

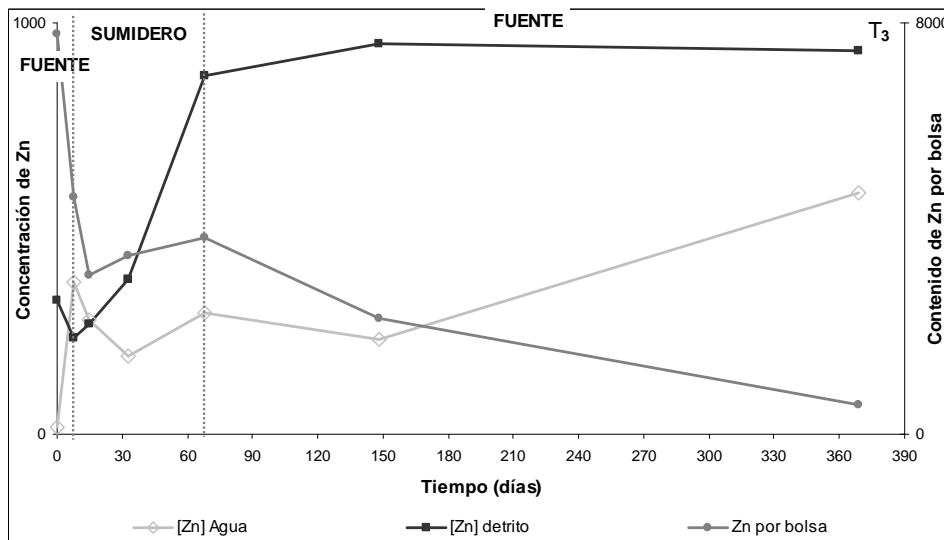
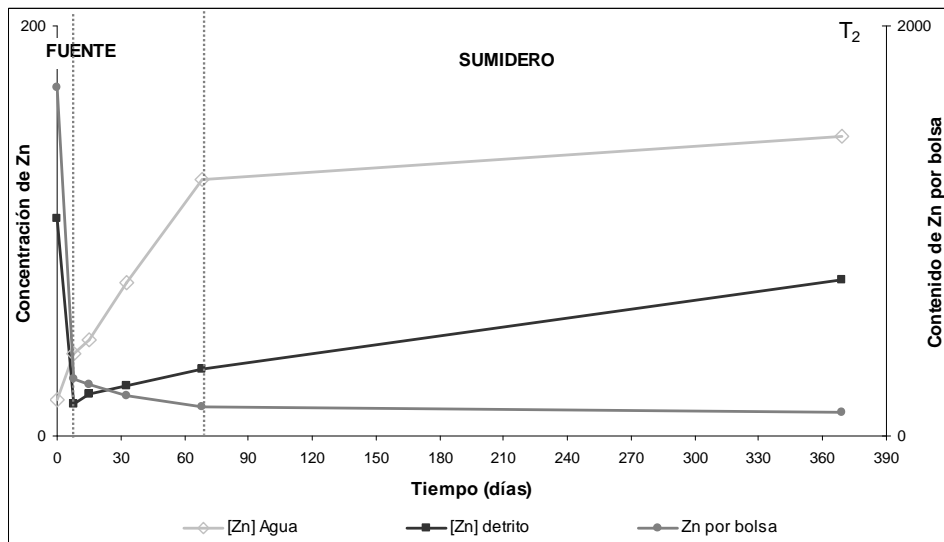
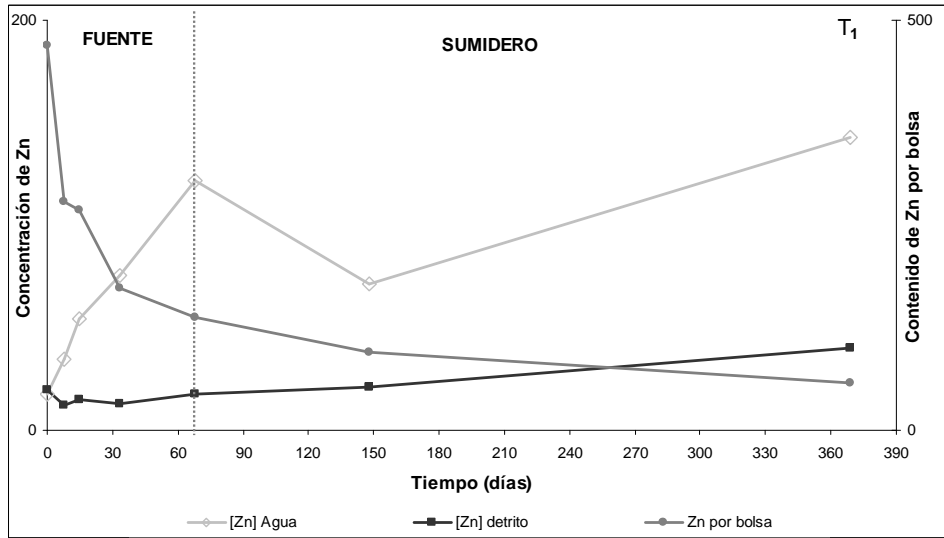
Los detritos con altos niveles de Zn se comportan en la fase de descomponedores como fuentes de metal, por la continua liberación de Zn ligado a las estructuras más refractarias.

[Du Laing et al. \(2006\)](#) también hallaron aumentos en la concentración de metales en hojas y tallos de *Phragmites* a medida que avanza la descomposición, pero a diferencia del presente ensayo, el contenido por bolsa de metales también aumentó. Estos autores atribuyen el aumento en la cantidad de metal en el detrito a contaminación del material con partículas de sedimento y a la colonización de los microorganismos. Estos trabajos han sido realizados *in situ*, por lo que no se ha podido cuantificar cuánto se libera al agua. Teniendo en cuenta la continua y rápida producción de biomasa y la más lenta descomposición de los detritos que se produce en los humedales vegetados por *S. californicus* ([Villar et al., 2001](#)), es razonable pensar que la acumulación de los detritos permite la provisión continua de sitios de unión a los metales, permitiendo entonces la remoción desde la columna de agua, al menos en detritos con concentraciones bajas a moderadas de zinc. Esto mismo es considerado por [Murray-Gulde et al. \(2005\)](#) al proponer la construcción de humedales vegetados por *S. californicus* para la remoción de cobre. Sin embargo, estos estudios no han cuantificado la proporción de metal que es liberada al agua como consecuencia de la descomposición de los detritos. En los tres tratamientos del presente ensayo, al cabo de un año menos del 10% del metal quedó retenido en los detritos (Figura 5.11), siendo liberado el resto al agua de incubación.

Al cabo de un año sólo el 10% del metal quedó retenido en el detrito, siendo liberado el resto al agua de incubación.

La Figura 5.12 resume el comportamiento de los detritos de *S. californicus* como fuente-sumidero a través del proceso de descomposición. Estos resultados indicarían que en estos ambientes los detritos estarían actuando como fuente de metales que previamente fueron adsorbidos y/o absorbidos por las plantas, por lo que la práctica de cosecha de la biomasa aérea sería recomendable.

La rápida liberación de metales al agua sugiere que los vástagos de *S. californicus* con elevados niveles de zinc se comportarían como una fuente de contaminación. En este caso la estrategia más apropiada sería la cosecha de la biomasa en pie. Por otra parte, cuando los niveles en vástagos evidencian una baja traslocación del metal sería más conveniente permitir su descomposición *in situ* ya que pueden funcionar como sumidero de metales.



**Figura 1.12** Comportamiento como fuente o sumidero de los detritos de cada tratamiento en el tiempo.

Si bien la rápida liberación del metal a la solución representa un riesgo ambiental, también puede ser una vía para favorecer su reutilización en la industria, especialmente para metales cuyas múltiples aplicaciones y elevada demanda comprometen sus reservas conocidas ([Gordon \*et al.\*, 2006](#)). Existe un interés creciente en la comunidad científica por el desarrollo de fitoproductos con valor de mercado, como bioadsorbentes o biomateriales. Estos fitoproductos pueden contribuir a garantizar la implementación y sustentabilidad económica de las estrategias de remediación en el largo plazo ([Bañuelos, 2006](#)). Debe considerarse además que la Iniciativa Nacional Nanotecnológica establece fuertes incentivos para la investigación en materiales con dimensiones nanométricas (<http://www.nano.gov/>) y existen reportes de investigadores de nuestro país acerca de la obtención de nanopartículas en plantas ([Gardea-Torresdey \*et al.\*, 2002](#)). Por lo tanto el comportamiento sumidero/fuente del detrito no representa un obstáculo, sino más bien un punto de partida en la planificación de las estrategias de remediación y preservación del medio.

**Conclusiones**

**E**n la cuenca del río Reconquista no se encuentran áreas en las cuales no haya intervención del hombre. El estudio de la relación entre la composición química del agua y el uso de la tierra en la cuenca de drenaje permitió identificar las principales fuentes de contaminación de la cuenca.

En la cuenca alta del río Reconquista los procesos predominantes que regulan o determinan las características físicas y químicas del agua son la escorrentía superficial y/o subsuperficial en la subcuenca del arroyo Durazno y en las subcuencas alta y media del arroyo La Choza, y la descarga puntual de efluentes domésticos y municipales en la subcuenca baja del arroyo La Choza. En la alta cuenca del río Reconquista, principalmente dedicada a la ganadería extensiva alternada con pasturas naturales, el uso de la tierra explica los niveles de amonio, nitrato, nitrito y fósforo reactivo soluble hallados, así como los altos tenores de oxígeno disuelto, características que son semejantes a las de otros arroyos de la provincia de Buenos Aires con el mismo uso de la tierra. Sin embargo, las descargas puntuales de efluentes domésticos y municipales en el tramo inferior del arroyo La Choza deterioran la calidad del agua y diferencian a esta zona de los otros sitios de la alta cuenca.

En todos los sitios de muestreo del arroyo Durazno las concentraciones de oxígeno disuelto, amonio y nitrito no generaron restricciones para la biota, en relación con los valores guía para la protección de la vida acuática establecidos por la [USEPA \(1986\)](#) y por la Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24051. En cambio en los tramos medio e inferior del arroyo La Choza y en las nacientes del río Reconquista en ocasiones se hallaron concentraciones de oxígeno disuelto y nitrito que no se correspondieron con los niveles guía para la protección de la vida acuática, fundamentalmente en períodos donde no hubo precipitaciones.

Las cuenca media y baja muestran un progresivo deterioro de la calidad del agua, con niveles de anoxia en casi la totalidad de los muestreos, altas concentraciones de fósforo, carbono, nitrógeno (principalmente en la forma de amonio) y de cloruro en la fracción disuelta y también altos niveles de carbono orgánico en el material particulado. Estos aumentos no se relacionan con un factor estacional, sino con las descargas directas o indirectas de efluentes cloacales y domésticos de las áreas circundantes. Las peores condiciones se observaron en el

arroyo Morón así como también sobre el cauce principal del río Reconquista, aguas abajo de la descarga de este arroyo. En este tramo del río, los metales pesados también representan un problema ambiental, evidenciado fundamentalmente por los altos niveles de zinc, cobre, cromo y plomo de aguas y sedimentos. A las altas concentraciones totales de metales en sedimento se suma una predominancia de los metales asociados a las fases más móviles, lo que comúnmente se relaciona con el aporte de origen antropogénico. Los sitios que requieren mayor atención, en función de los bajos tenores de oxígeno disuelto y de las elevadas concentraciones de amonio y nitrito son CHO3, REY y GOR. Los sitios aguas abajo (SMT, BAN y MOR) requieren además especial atención debido a los niveles de metales pesados, principalmente cromo. Los sedimentos de SMT y BAN mostraron niveles muy altos de zinc, y en menor medida lo hicieron los sitios CHO3 y GOR.

Las precipitaciones producen un rápido y notorio incremento del caudal en ambos afluentes del río Reconquista, medido *in situ* en forma indirecta en el arroyo Durazno e inferido a través de la profundidad del cauce en el arroyo La Choza. En el tramo inferior de este último, al considerar el efecto de las precipitaciones sobre la composición química del agua, se evidencia que un sitio severamente contaminado en condiciones de bajo caudal, puede asemejarse a un sitio no contaminado al aumentar su caudal. Esto remarca la importancia de medir o estimar el caudal en los monitoreos de estos ambientes donde la respuesta del caudal a eventos de precipitación es rápida y notoria por tratarse de cuerpos de agua de bajo caudal, insertos en cuencas de muy baja pendiente y suelos de baja permeabilidad que favorecen la escorrentía superficial.

Del Análisis de Componentes Principales se infiere que los sitios con mejor calidad del agua de la cuenca del río Reconquista son DUR2 y CAS. Los altos niveles de oxígeno disuelto y las menores concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto, fosfato y carbono orgánico total reflejan la baja incidencia de la actividad humana en estos sitios. Esto se confirma con las imágenes satelitales que muestran a esta zona como destinada a un uso agrícola y de ganadería extensiva, alternado con pasturas naturales. Dado que CAS se ubica aguas abajo de una represa (Embalse Roggero), y presenta en ocasiones condiciones no aptas para la vida acuática, es descartado como posible área de referencia para la cuenca. Comparando la calidad del agua de la cuenca media y baja del río

Reconquista con la del arroyo Durazno, definido como área de referencia, se deduce que en éste último predominan los ciclos biogeoquímicos propios de cuerpos de agua lóticos naturales, mientras que en el cauce principal el sistema se encuentra “forzado” hacia condiciones anóxicas y de excesivo contenido de materia orgánica y nutrientes que modifican los ciclos y procesos característicos del curso fluvial. La calidad del agua del arroyo Durazno resulta semejante a la de otros ambientes naturales como el arroyo Juan Blanco, el cual atraviesa un área de reserva natural cercana a Magdalena ([Mercado, 1999](#)), el arroyo Las Flores ([Feijóo et al., 1996](#)) o el arroyo El Tala, afluente del Paraná ([Santanatoglia et al., 2006](#)), que atraviesan una zona rural con desarrollo agrícola - ganadero.

La concentración total de metales pesados *per se* en sedimentos no da una idea certera sobre la disponibilidad de los mismos para la biota. La determinación de su movilidad potencial puede orientar acerca de los riesgos potenciales a partir de cambios en el ambiente geoquímico. La movilidad de los metales pesados de los sedimentos del arroyo Durazno es la menor de la cuenca. Si bien es destacable que los valores de metales detectados en agua fueron superiores a los límites establecidos para la protección de la vida acuática, las bajas concentraciones de metal en sedimento indicarían que esta contaminación no es debida a la meteorización del material parental ni a eventos de contaminación antiguos y/o sostenidos en el tiempo, sino probablemente a deposición atmosférica desde las áreas industriales ubicadas en las cuencas media y baja del río Reconquista. Considerando la importancia que representa disponer de una zona con la cual comparar y determinar las posibilidades de alcanzar las condiciones deseadas a futuro en los planes de remediación ([Kershner, 1997](#)), estos resultados no impiden considerar a la subcuenca del arroyo Durazno, y en particular al sitio DUR2 como zona de referencia para la cuenca.

La composición química del agua superficial del sitio de referencia es altamente variable en relación con el caudal. La utilización de un modelo hidrológico simple como el utilizado en el capítulo 2 permitió establecer relaciones entre las variables físico-químicas del arroyo Durazno y el caudal. Este modelo muestra una buena aproximación a los valores de caudal estimados *in situ*. Ambos métodos son muy simples y permiten establecer relaciones importantes que facilitan la comprensión de la dinámica de la calidad del agua, especialmente en áreas donde ésta se encuentra determinada fundamentalmente por procesos



naturales y donde la intervención del hombre es menos evidente. En general, las precipitaciones producen una entrada masiva de agua a través de la escorrentía superficial y/o subsuperficial, diluyendo las concentraciones de los iones mayoritarios y disminuyendo la conductividad eléctrica. Además, en esta zona, donde el uso predominante de la tierra es la ganadería extensiva y pasturas naturales, producen un aporte neto de sólidos suspendidos, carbono orgánico disuelto y particulado y de sustancias húmicas. Este hecho es más notorio en las primeras horas de las tormentas o cuando las tormentas se producen luego de un prolongado período sin precipitaciones, donde la movilización de las partículas del suelo es más importante. Casas *et al.* (2000) (en [Jergentz et al., 2005](#)) sostienen que uno de los problemas de la Pampa Ondulada es el daño severo de los suelos producido por erosión hídrica. La escorrentía también produce un aporte de nutrientes cuya importancia es mayor durante las tormentas prolongadas, en las cuales la baja permeabilidad de los suelos de la cuenca favorece el estancamiento y la generación de condiciones anaeróbicas y reductoras que permiten la liberación y movilización de amonio y fosfato hacia el agua del arroyo. En cambio en condiciones de bajo caudal la composición química de las aguas superficiales del arroyo Durazno responde a las características del agua subterránea.

Las estimaciones de los aportes de nitrógeno y fósforo a los agroecosistemas son parcialmente conocidas en la región Pampeana, mientras que las pérdidas de nutrientes suelen ser desconocidas no sólo en la región sino también a nivel mundial ([Cassman et al., 2002](#)). Las pérdidas de nitrógeno y fósforo, incluso las estimadas como cargas transportadas por el arroyo después de los eventos de precipitación, representan sólo una parte de las pérdidas totales del sistema, pero constituyen una alerta acerca del riesgo de contaminación de las aguas superficiales. Teniendo en cuenta la expansión de la agricultura y la tecnología en la región durante la década pasada ([Viglizzo et al., 2002](#)) y en la actualidad, estrategias más eficientes de fertilización deberían ser promovidas con el fin de disminuir la carga de nutrientes sobre el ambiente y reducir el riesgo de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.

Considerando el punto de vista actual sobre el manejo de nutrientes en las áreas agrícolas ([Schröder et al., 2004](#)), la falta de registros hidrológicos en el área

son un serio problema para el manejo de nutrientes, pesticidas y otros agentes contaminantes. La calidad del agua en los ríos de caudal bajo a moderado cambia rápidamente, aún en áreas con baja intervención humana, debido a su alta dependencia del caudal. La falta de registros de precipitación-caudal dificulta la integración de las observaciones hidrológicas y geoquímicas. En vista de esta situación, esta propuesta representa una contribución al mejoramiento de la descripción de los procesos que ocurren a nivel de cuenca con el objeto de lograr un manejo apropiado de la calidad del agua superficial basándose en procesos eco-hidrológicos.

Uno de los problemas a considerar en el cauce principal del río Reconquista es la presencia de altas concentraciones de metales pesados, entre los que se destaca el zinc como uno de los más importantes. Principalmente estos metales se encuentran asociados a las fracciones más móviles del sedimento. Considerando que las zonas riparias de los ríos constituyen áreas de transición entre los ecosistemas acuáticos y los terrestres, los sedimentos de la zona litoral representan un sumidero de metales pesados que pueden ser liberados a la columna de agua o acumulados por la biota. *Schoenoplectus californicus* forma extensos stands monoespecíficos en las riberas de cursos fluviales, siendo capaz de soportar el stress físico producido por las elevadas tasas de sedimentación en los bancos de reciente depositación. La simulación de un evento de contaminación mediante el agregado de zinc en forma de sal muy soluble, en el ensayo realizado con *S. californicus*, produjo un aumento en la concentración total de zinc en el sedimento y en todas las fracciones del mismo. Esto confirma a los sedimentos como sumideros de contaminantes, en particular de zinc. En general se considera que el enriquecimiento artificial de los sedimentos con metales pesados suele producir mayores proporciones de metales asociados a las fracciones de mayor movilidad como la intercambiable, en comparación con sedimentos no contaminados. Si bien se observa un aumento de la concentración de zinc en la fracción intercambiable, la elevada afinidad de este metal con los óxidos de Fe y Mn y la presencia de importantes concentraciones de bicarbonatos o carbonatos en agua y sedimentos favorecen además su asociación a estas fracciones. La unión del metal al sedimento está determinada no sólo por su afinidad química a determinadas fracciones, sino también por la abundancia de sitios de unión (por ejemplo altas concentraciones de carbonatos o bicarbonatos). Sólo cuando las

concentraciones de zinc son extremadamente elevadas se registran altas concentraciones en el agua de inundación. Esto muestra que los sedimentos utilizados en el ensayo presentan una elevada capacidad para retener zinc, así como probablemente otros contaminantes metálicos, en fracciones de movilidad intermedia y permite considerarlos como un sumidero potencial de metales ante un evento puntual de contaminación.

Los ejemplares de *S. californicus* crecidos en sedimentos contaminados captan mayores concentraciones de zinc y responden principalmente a los incrementos de zinc de la fracción intercambiable. Los rizomas constituyen una de las principales estructuras de acumulación de zinc, indicando que en *S. californicus* predomina la acumulación del metal en la biomasa subterránea y que al igual que otras plantas de humedales utilizan esta estrategia de tolerancia para preservar las estructuras fotosintéticas y reproductivas. Sin embargo, cuando las concentraciones de zinc en sedimento son extremadamente altas, la planta es incapaz de inhibir la traslocación de metal alcanzándose concentraciones potencialmente fitotóxicas en los vástagos. En estas condiciones, la toxicidad en *S. californicus* se evidencia en una restricción inicial en el crecimiento, en la predominancia de vástagos de menor altura y en la disminución de la biomasa final alcanzada. Las plantas que crecen en concentraciones de zinc en sedimento considerablemente mayores a las normales pero no tóxicas, muestran en cambio un crecimiento en biomasa y tasas de crecimiento relativo iniciales semejantes a las plantas crecidas en sedimentos no contaminados. En ambientes con estacionalidad marcada o sujetos a perturbaciones fluctuantes, bajas tasas iniciales de crecimiento relativo implican una fuerte desventaja para el organismo, haciéndolo más susceptible a otras perturbaciones fluctuantes o a perturbaciones periódicas como cambios en el nivel del agua, salinidad, etc.

Debido a su amplia distribución, su rápido crecimiento y su tolerancia a concentraciones de zinc considerablemente superiores a las de ambientes no contaminados, como las obtenidas en  $T_{bZn}$  del capítulo 3, *S. californicus* puede ser considerado como un organismo promisorio para el tratamiento de efluentes en humedales construidos, al mejorar la calidad del agua de efluentes y/o cursos de agua contaminados estabilizando al metal en el sedimento y en la rizosfera. Además, los juncales de *S. californicus* naturales típicamente alcanzan una biomasa aérea de 2 a 3 kg.m<sup>-2</sup> de peso seco (Villar *et al.*, 1996) y una biomasa

subterránea de  $15 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  de peso seco (Villar *et al.*, 1999) en las costas de los alrededores de Buenos Aires. Dado que se obtienen altas concentraciones de zinc en vástagos ( $210 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) y rizomas ( $430 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) sin afectar significativamente la biomasa aérea, los humedales construidos también podrían retener altas cantidades de zinc en el tejido vegetal potencialmente cosechable. Considerando que las concentraciones de zinc intercambiable halladas en los sedimentos del río Reconquista (capítulo 1) fueron semejantes o inferiores a las encontradas en  $T_{bZn}$ , los presentes resultados permiten suponer que *S. californicus* podría crecer sobre las márgenes del río Reconquista sin que resulte afectada significativamente la biomasa aérea ni la altura de los vástagos, atenuando de esa forma los aportes provenientes de las industrias que vierten sus efluentes directamente al río o a sus tributarios.

Los sedimentos de la zona litoral presentan diferentes contenidos de materia orgánica. A medida que las plantas palustres se van estableciendo en las márgenes de los ríos la mayor parte de la biomasa producida durante la estación de crecimiento se acumula *in situ* durante el invierno incrementando la capa orgánica superficial de los juncuales. Con el transcurso del tiempo, los sedimentos litorales se van enriqueciendo en materia orgánica permitiendo la colonización de una rica comunidad microbiana que participa en su descomposición. En primera instancia los sedimentos aluviales, con alto contenido de materia orgánica, parecen ofrecer un sustrato único y homogéneo para los metales. Sin embargo, ante un evento de contaminación las altas proporciones de materia orgánica ofrecen una amplia cantidad y calidad de sitios de unión para el zinc permitiendo una distribución homogénea del metal entre las distintas fracciones del sedimento y no sólo en la fracción materia orgánica-sulfuros. La preferencia del zinc por la fracción óxidos de Fe y Mn y por los carbonatos se observó en todos los sedimentos estudiados, pero en aquellos con alto contenido de materia orgánica la elevada CIC y la posibilidad de establecer uniones electrostáticas con los grupos funcionales, permite además una importante asociación del metal a la fracción intercambiable. Como consecuencia los sedimentos aluviales, ricos en materia orgánica, retienen mayores niveles de zinc. Por otra parte, si bien estos resultados muestran el efecto instantáneo que la contaminación por zinc tiene sobre su distribución entre las distintas fracciones, es importante considerar el efecto del tiempo o *ageing* sobre el contaminante en los sedimentos. De esta forma, teniendo

en cuenta que el enriquecimiento artificial de sedimentos con metales pesados resulta en una mayor e inmediata asociación a las fracciones más móviles, la acción del tiempo puede facilitar la redistribución de algunos metales a fracciones de menor movilidad, a través de la formación de nuevos enlaces más estables. Por lo tanto, considerando que los sedimentos aluviales presentan una mayor capacidad para retener zinc y removerlo de la columna de agua, es de esperar que el tiempo favorezca la asociación del metal a las fracciones menos móviles, reduciendo el riesgo potencial para la biota.

A pesar de que los sedimentos aluviales retienen mayor concentración de zinc en la fracción intercambiable, esto no afecta la absorción del metal por *Schoenoplectus americanus*, y del mismo modo que en *S. californicus* los rizomas constituyen la principal estructura de acumulación de zinc de la planta. Las altas concentraciones de zinc producen una disminución en la biomasa, altura y diámetro de los vástagos, y una mayor asignación de recursos a la producción de renovales. Estos síntomas de toxicidad son mucho más evidentes en las plantas crecidas en sedimentos con menor contenido de materia orgánica, en ellas la traslocación de zinc a vástagos es mayor. De esta forma, los elevados niveles de materia orgánica, nitrógeno y fósforo de los sedimentos aluviales disminuyen la traslocación a los vástagos y permiten un mayor desarrollo en las plantas crecidas en ambientes contaminados con zinc al atenuar los efectos tóxicos del metal. La presencia de mayor concentración de nutrientes en los sedimentos con alto contenido de materia orgánica disminuye la traslocación de zinc a vástagos probablemente por efecto de la inmovilización del metal en los rizomas. Dicho mecanismo fue reportado por [Hadad et al. \(2007\)](#) para *Salvinia herzogii*. El enriquecimiento en nutrientes y materia orgánica incrementa la tolerancia al metal, y esto tiene implicancias a la hora de planificar la remediación de sedimentos contaminados.

La toxicidad debida a las altas concentraciones de zinc se manifestó además en las relaciones alométricas diámetro-peso y superficie fotosintética-volumen de los vástagos, observándose una respuesta plástica real. En medios con alta concentración de metal las plantas presentaron una menor relación superficie fotosintética-volumen de los vástagos, probablemente como consecuencia del efecto tóxico del zinc sobre el aparato fotosintético y de la asignación diferencial de recursos a biomasa de sostén. Esto resalta la importancia que tiene preservar la consistencia mecánica de los vástagos de plantas sujetas al stress periódico por variaciones en los niveles

hidrométricos, particularmente frecuente en humedales. La manifestación observada de plasticidad fenotípica podría ser semejante a la debida a otros factores de stress más documentados, como el stress por inundaciones, pudiendo este último constituirse en una base para los estudios alométricos asociados a stress por metales pesados. De esta forma, mediciones *in situ* de variables morfométricas podrían brindar información sobre las condiciones de crecimiento de las plantas y constituir indicadores de alerta temprana de contaminación por metales pesados. Además, y debido a que los ejemplares utilizados en los ensayos provienen de medios sin historia previa de contaminación, puede proponerse complementar los estudios con evaluaciones a campo, con el objetivo de relacionar las distintas respuestas con el registro previo de contaminación del ambiente analizado.

Los sedimentos aluviales proveen un medio apropiado para el crecimiento de las macrófitas acuáticas, al atenuar los efectos tóxicos de la contaminación por zinc. Teniendo en cuenta la elevada concentración de este metal en plantas crecidas en sedimentos contaminados y la mayor producción de biomasa en sedimentos aluviales, *S. americanus* puede ser considerada como una especie apropiada para la fitorremediación de humedales contaminados con zinc y con altas cargas de nutrientes y de materia orgánica. La cosecha de los vástagos sería una medida preventiva tendiente a evitar la transferencia del metal al resto de la cadena trófica, o su removilización hacia la columna de agua producto de la descomposición.

La descomposición de los detritos vegetales en los sedimentos es uno de los procesos más importantes en la determinación de la estructura y función de los ecosistemas acuáticos. La descomposición de vástagos de *S. californicus* puede ser explicada adecuadamente mediante una aproximación a una función de tipo doble exponencial, dividiendo al proceso en dos fases bien definidas y con tasas de decaimiento específicas. La primera etapa, o fase de lixiviación, se caracteriza por una mayor velocidad de descomposición e involucra al material denominado soluble o más fácilmente degradable. La segunda etapa, o fase de descomponedores, es más lenta e involucra la degradación de los compuestos refractarios. Los valores de  $k_1$  (tasa de decaimiento de la primer etapa) resultaron semejantes a los reportados para esta especie en humedales de Los Angeles, California ([Thullen et al., 2008](#)), aunque los valores de  $k_2$  (tasa de decaimiento de la segunda etapa) resultaron muy inferiores a los allí registrados, posiblemente debido a la ausencia en este ensayo de macroinvertebrados, que suelen ser de importancia en esta fase del proceso de

descomposición en humedales naturales. En la fase de lixiviación las diferencias en las tasas de decaimiento están determinadas por la relación C:N, antes que por la concentración de metal en los detritos, mientras que en la fase de descomponedores se liberan importantes cantidades de zinc al agua y se reducen los valores de  $k_2$  en especial en los tratamientos con alto contenido de metal. La descomposición de biomasa con diferente contenido de metal no modifica las condiciones de pH y potencial redox del medio, pero produce un incremento en la conductividad eléctrica al aumentar la concentración de metal en el medio.

El comportamiento (sumidero/fuente) de los detritos varía con su contenido de zinc. Si las concentraciones iniciales son bajas o moderadas, se comportan en una primera etapa (fase de lixiviación) como fuente de metal, liberando el zinc soluble o más lábilmemente ligado, mientras que en la fase de descomponedores se comportan como sumidero al aumentar la relación superficie/volumen de los detritos y generarse nuevos sitios de unión que favorecen la adsorción de zinc. En cambio, si los detritos presentan concentraciones iniciales de zinc elevadas (mayores a  $300\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) se comportan como sumidero durante una parte de la fase de lixiviación, debido a que las altas concentraciones de zinc en el agua incrementan la fuerza iónica y favorecen la precipitación y/o la adsorción de metal. Posteriormente, durante la fase de descomponedores, el zinc ligado a las estructuras más refractarias comienza a liberarse al medio y los detritos se transforman nuevamente en una fuente de contaminación. Es esperable, que en un sistema natural abierto con renovación continua del agua como un curso fluvial, los detritos se comporten como fuente de zinc durante la fase de lixiviación y como sumidero durante la fase de descomponedores, independientemente del contenido inicial de metal.

La rápida liberación de zinc al agua sugiere que los vástagos de *S. californicus* con elevados niveles de zinc pueden actuar como una fuente del contaminante, al menos en las primeras etapas del proceso de descomposición. En estas condiciones la estrategia más apropiada para mitigar la contaminación por zinc, sería la cosecha de biomasa en pie. Por otra parte, cuando la traslocación del metal desde las estructuras subterráneas hacia la biomasa aérea es baja, podría ser conveniente favorecer la descomposición de los vástagos *in situ* ya que los detritos pueden actuar como sumidero de este u otros contaminantes (fitoestabilización). Estas consideraciones son válidas desde una perspectiva

ecológica o de remediación de un ambiente contaminado. Sin embargo, el continuo crecimiento de la demanda mundial de bienes y servicios genera la necesidad de incrementar las extracciones de zinc, por sus numerosas aplicaciones industriales. Dado que las reservas de este y otros metales en la litósfera son limitadas y considerando que la explotación minera convencional es altamente contaminante y ecológicamente poco viable, es necesario considerar que además de las numerosas funciones que poseen los humedales, en un futuro cercano podrían ser también valiosas fuentes de metales reutilizables.

La mayor acumulación de zinc en sedimentos con alto contenido de materia orgánica así como su elevada proporción en las fracciones más móviles, debe constituir una alerta para los responsables del manejo de cuencas hídricas, por el riesgo que representa su removilización. La baja traslocación de metal hacia las estructuras aéreas por la biomasa vegetal reduce la probabilidad de transferencia hacia otros eslabones de la cadena trófica e incrementa el tiempo de residencia en el sedimento, además de prevenir la erosión y favorecer el desarrollo de las comunidades biológicas.

Al analizar la dinámica de contaminantes en los cuerpos de agua determinando su grado de deterioro, la fitorremediación significará una medida de mitigación potencialmente viable para dar soluciones a la contaminación ambiental. Con el objeto de garantizar la sostenibilidad económica de los proyectos de fitorremediación deben estimularse las investigaciones destinadas al desarrollo y la obtención de fitoproductos con alto valor de mercado, como bioadsorbentes, biomateriales o partículas de dimensiones nanométricas para la creciente industria nanotecnológica.

La aplicación de una metodología de trabajo que incorpora al enfoque ecológico el punto de vista hidrológico permite avanzar en la comprensión de los procesos a nivel de cuenca, resaltando la utilidad de la conservación de la flora litoral. Esta metodología de fácil acceso podría generalizarse al ser aplicada en cuencas alteradas con características similares.



## Referencias

- Aber JD, Melillo JM. 1980. Litter decomposition: measuring relative contributions of organic matter and nitrogen to forest soils. *Can J Bot* 58: 416-421.
- Aerts R, De Caluwe H. 1997. Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* Species. *Ecology* 78: 244-260.
- Agami M, Waisel Y. 1986. The ecophysiology of submerged vascular plants. *Physiol Veg* 24: 607-624.
- Allison LE, Brown JW, Hayward HE, Richards LA, Bernstein L, Fireman M, Pearson GA, Wilcox LV, Bower CA, Hatcher JT, Reeve RC. 1985. *Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos Sódicos*. pp. 172. (Richards, L. A., Ed.). México, Editorial Limusa.
- Amato SD, Silva Busso A. 2006. Relaciones estratigráficas e hidroquímicas de los acuíferos Pampeano y Puelches en el noreste de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Mus Argentino Cienc. Nat. n. s.* 8(1): 9-26.
- APHA – AWWA – WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos. S. A. Madrid, España.
- Aravind P, Prasad MNV. 2004. Zinc protects chloroplasts and associated photochemical functions in cadmium exposed *Ceratophyllum demersum* L., a freshwater macrophyte. *Plant Science* 166: 1321-1327.
- Aronson J, Dhillon S, Le Floch E. 1995. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: A reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology* 3(1): 1-3.
- Arreghini S, de Cabo L, Iorio AF de, Rendina A, Bargiela M, Bonetto C, Vella R. 1997. Utilización de una planta palustre, *Schoenoplectus californicus*, como indicadora de los niveles de contaminación por metales en ambientes acuáticos. Congreso Internacional sobre Aguas, Buenos Aires, del 4 al 8 de agosto.
- Arreghini S, de Cabo L, Fabrizio de Iorio A, Rendina A, Bonetto C. 2001. Effects of zinc on the growth of bulrush (*Schoenoplectus californicus*) and its distribution between different sediment fractions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 67: 264-270.

- Arreghini S, de Cabo L, Seoane R, Tomazin N, Serafini R, de Iorio AF. 2005. Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the "Pampa Ondulada" (Buenos Aires, Argentina). *Limnética* 24 (3-4), pp. 225-236.
- Arreghini S, de Cabo L, Iorio AF de. 2006. Phytoremediation of two types of sediment contaminated with Zn by *Schoenoplectus americanus*. *International Journal of Phytoremediation* 8: 223-232.
- Arreghini S, de Cabo L, Seoane R, Tomazin N, Serafini R, Fabrizio de Iorio A. 2007. A methodological approach to water quality assessment in an ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *Geojournal* 70: 281-288.
- Audet P, Charest C. 2008. Allocation plasticity and plant-metal partitioning: Meta-analytical perspectives in phytoremediation. *Environ Pollut*, doi:10.1016/j.envpol.2008.02.010.
- Baker AJM. 1987. Metal tolerance. *New Phytologist* 106: 93–111.
- Banat KM, Howari FM, Al-Hamad AA. 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks? *Environmental Research* 97: 258-273.
- Bañuelos GS. 2006. Phyto-products may be essential for sustainability and implementation of phytoremediation. *Environmental Pollution* 144(1): 19-23.
- Barak P, Helmke PA. 1993. The Chemistry of Zinc. In: *Proceedings of the International Symposium on 'Zinc in Soils and Plants'. Developments in Plant and Soil Sciences*, Volume 55, pp. 1-13. (Robson, A. D., Ed.). Kluwer Academic Publishers, Australia.
- Bargiela M, Iorio AF de. 2006. Contenidos de cobre y plomo en ácidos húmicos y fúlvicos de sedimentos del cauce del río Matanza (Argentina). En: *Medio Ambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del siglo XXI*. (Gallardo Lancho J., ed.): Tomo III: 611-619. Badajoz. España.
- Barrow NJ. 1993. Mechanisms of reaction of zinc with soil and soil components. In: *Proceedings of the International Symposium on 'Zinc in Soils and Plants'. Developments in Plant and Soil Sciences*, Volume 55, pp. 15-31. (Robson, A. D., Ed.) Kluwer Academic Publishers, Australia.

- Bastviken D, Olsson M, Tranvik L. 2003. Simultaneous measurements of organic carbon mineralization and bacterial production in oxic and anoxic lake sediments. *Microbial Ecology* 46:73-82.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1995. *Ecología*. Omega. Barcelona, 886pp.
- Bernal S, Butturini A, Sabater F. 2002. Variability of DOC and nitrate responses to storm in a small Mediterranean forested catchment. *Hydrol Earth Syst Sci* 6(6): 1031-1041.
- Blacksmith Institute. 2007. The world's worst polluted places. The top ten (of the dirty thirty). Final Report [http:// www.blacksmithinstitute.org](http://www.blacksmithinstitute.org)
- Blanch SJ, Ganf GG, Walker KF. 1999. Growth and resource allocation in response to flooding in the emergent sedge *Bolboschoenus medianus*. *Aquatic Botany* 63: 145-160.
- Bohn BA, Kershner JL. 2002. Establishing aquatic restoration priorities using a watershed approach. *Journal of Environmental Management* 64: 355-363.
- Bonilla I. 2000. Introducción a la nutrición mineral de las plantas. Los elementos minerales. En: Azcón-Bieto J y Talón M (ed) *Fundamentos de Fisiología Vegetal*. pp 83-98. McGraw Hill Interamericana, Madrid.
- Bonser SP, Aarssen LW. 2001. Allometry and plasticity of meristem allocation throughout development in *Arabidopsis thaliana*. *Journal of Ecology* 89: 72-79.
- Boucher U, Lamy I, Cambier P, Balabane M. 2005. Decomposition of leaves of the metallophyte *Arabidopsis halleri* in soil microcosms: fate of Zn and Cd from plant residues. *Environmental Pollution* 135: 323-332.
- Braga MIJ. 2000. Integración de las funciones y servicios de los ecosistemas de agua dulce a los proyectos de desarrollo hídrico. Informe técnico BID. Washington DC, 44pp.
- Bras R. 1990. *Hydrology. An Introduction to Hydrological Science*, Berkeley: Addison-Wesley.
- Broome SW, Mendelssohn IA, McKee KL. 1995. Relative growth of *Spartina patens* (Ait.) Muhl. and *Scirpus olneyi* Gray occurring in mixed stands as affected by salinity and flooding depth. *Wetlands* 15: 20-30.
- Brown S, Lugo AE. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2(2): 97-111.

- Cairns J Jr, Heckman JR. 1996. Restoration ecology: The state of an emerging field. *Annu. Rev. Energy Environ* 21: 167-189.
- Calmano W, Hong J, Förstner U. 1993. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Sciences and Technology* 28: 223-235.
- Camilión MC, Manassero MJ, Hurtado MA, Ronco AE. 2003. Copper, lead and zinc distribution in soils and sediments of the South-Western coast of the Río de la Plata estuary. *Soils & Sediments* 3(3): 213-220.
- Cardwell AJ, Hawker DW, Greenway M. 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere* 48(7): 653-663.
- Carrillo González R, Rowell DL, Alloway BJ. 2005. Displacement of Zn through acidic light-textured soils. *Geoderma* 124(3-4): 335-348.
- Cassman KG, Dobermann A, Walters DT. 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *Ambio* 31(2): 132-40.
- Castañé PM, Loez C, Olguín H, Puig A, Rovedatti MG, Topalián M, Salibián A. 1998. Caracterización y variación espacial de parámetros fisicoquímicos y del plancton en un río contaminado (Río Reconquista, Argentina). *Revista Internacional de la Contaminación Ambiental* 14 (2): 69-77.
- Castiglione S, Franchin C, Fossati T, Lingua G, Torrigiani P, Biondi S. 2007. High zinc concentrations reduce rooting capacity and alter metallothionein gene expression in white poplar (*Populus alba* L. cv. Villafranca). *Chemosphere* 67: 1117-1126.
- Cedergreen N, Streibig JC, Spliid NH. 2004a. Sensitivity of aquatic plants to the herbicide metsulfuron-methyl. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 57: 153-161.
- Cedergreen N, Spliid NH, Streibig JC. 2004b. Species-specific sensitivity of aquatic macrophytes towards two herbicide. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58: 314-323.
- Chaney RL. 1993. Zinc Phytotoxicity. In: *Proceedings of the International Symposium on 'Zinc in Soils and Plants'. Developments in Plant and Soil Sciences*, Volume 55, pp. 135-150. (Robson, A.D., Ed.). Kluwer Academic Publishers, Australia.

- Chen HM, Zheng CR, Tu C, Shen ZG. 2000. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere* 41: 229-234.
- Cheng S, Grosse W, Karrenbrock F, Thoennesen M. 2002. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering* 18(1): 317-325.
- Clark CO. 1945. Storage and the Unit Hydrograph. *Transactions of American Society of Civil Engineers* 110: 1419-1488.
- Clemens S, Palmgren MG, Krämer U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science* 7(7): 309-315.
- Clevering OA, Hundscheid MPJ. 1998. Plastic and non-plastic variation in growth of newly established clones of *Scirpus (Bolboschoenus) maritimus* L. grown at different water depths. *Aquatic Botany* 62: 1-17.
- Dahm CN, Gregory SV, Kilho Park P. 1981. Organic Carbon Transport in the Columbia River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 13: 645-658.
- de Aparicio F, Difrieri HA. 1958. Las regiones naturales. En: *La Argentina, Suma de Geografía*, Tomo 1, Cap. 4, Editorial Peuser, Bs. As., Argentina. 483pp.
- de Cabo L, Arreghini S, Fabrizio de Iorio A, Rendina A, Bargiela M, Vella R, Bonetto C. 2000. Impact of the Morón stream on water quality of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Revista del Museo Argentino Ciencias Naturales*, n.s. 2(2): 123-130
- de Cabo L. 2001. Dinámica de nutrientes en el valle aluvial del Río Paraná Inferior. PhD Thesis, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- de Cabo L, Rendina A, Arreghini S, García A, Bargiela M, Barros MJ, Fortunato MS, Gemini V, Rossi S, Moretton J, Korol S, Serafini RJM, Iorio AF de. 2007. Behaviour of the Riachuelo contaminants and their effects in the La Plata River estuary (Argentina). En: *Environmental change and rational water use*. Scarpati O y Jones JAA (eds.): 203-214. Buenos Aires, Argentina.
- Deng H, Ye ZH, Wong MH. 2004. Accumulation of lead, zinc, copper, and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environmental Pollution* 132(1): 29-40.

- Dixon W, Chiswell B. 1996. Review of aquatic monitoring program design. *Water Research* 30(9): 1935-1948.
- Du Laing G, Van Ryckegem G, Tack FMG, Verloo MG. 2006. Metal accumulation in intertidal litter through decomposing leaf blades, sheaths and stems of *Phragmites australis*. *Chemosphere* 63(11): 1815-1823.
- EASNE (Estudios de Aguas Subterráneas del Nor-Este de la Provincia de Buenos Aires). 1973. Contribución al estudio geohidrológico del noreste de la Provincia de Buenos Aires. Consejo de Estudios de Aguas Subterráneas Nor-Este. Serie Técnica N°24. Buenos Aires. 144pp.
- Edmunds WM, Shand P, Hart P, Ward RS. 2003. The natural (baseline) quality of groundwater: a UK pilot study. *The Sciences of Total Environment* 310: 25-35.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1999. Phytoremediation Resource Guide. EPA 542-B-99-0003. US Environmental Protection Agency. Washington DC.
- Evangelou MWH, Ebel M, Schaeffer A. 2007. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity and fate of chelating agents. *Chemosphere* 68: 989-1003.
- Faggi AM, Arriaga MO, Aliscione SS. 1999. Composición florística de las riberas del Río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, n.s.*, 1(1): 1-6.
- Feijoó CS, Momo FR, Bonetto CA, Tur NM. 1996. Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planch. in a pampasic stream. *Hydrobiologia* 341: 21-26.
- Freifelder RR, Smith SV, Bennett RH. 1998. Cows, humans and hydrology in the nitrogen dynamics of a grazed rural watershed. *Journal of Environmental Management* 52: 99-111.
- Gantes HP, Sánchez Caro A. 2001. Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquatic Botany* 70: 225-236.
- García ME, Demichelis SO, de la Torre FR, Ferrari L. 1998. Freshwater toxicity to *Cnesterodon sp.*: bioassays with water from the Reconquista River. *Verh Internat Verein Limnol* 26 (3): 1216-1218.

- Gardea-Torresdey JL, Parsons JG, Gomez E, Peralta-Videa J, Troiani HE, Santiago P, Yacaman MJ. 2002. Formation and growth of Au nanoparticles inside live alfalfa plants. *Nanoletters* 2(4): 397-401.
- Gillespie WBJr, Hawkins WB, Rodgers JHJr, Cano ML, Dorn PB. 1999. Transfers and Transformations of Zinc in Flow-Through Wetland Microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 43(2): 126-132.
- Gillespie WBJr, Hawkins WB, Rodgers JHJr, Cano ML, Dorn PB. 2000. Transfers and transformations of zinc in constructed wetlands: Mitigation of a refinery effluent. *Ecological Engineering* 14(3): 279-292.
- Gitan RS, Luo H, Rodgers J, Broderius M, Eide D. 1998. Zinc-induced inactivation of the yeast ZRT1 zinc transporter occurs through endocytosis and vacuolar degradation. *Journal of Biological Chemistry* 273(44): 28617-28624.
- Godshalk GL, Wetzel RG. 1978. Decomposition of Aquatic Angiosperms. I. Dissolved components. *Aquatic Botany* 5: 281-300.
- Golterman H, Clymo R, Ohndtad M. 1978. Methods for the physical and chemical examination of freshwaters. (Oxford: Blackwell Scientific Publication)
- Gonzalez Bonorino F. 1966. Soil clay mineralogy of the Pampa plains, Argentina. *Sedimentary Petrology* 36: 1026-1035.
- Gopal B (ed.). 1990. Ecology and management of aquatic vegetation in the indian subcontinent. Kluwer Acad. Publ., The Netherlands, 257pp.
- Gordon RB, Bertram M, Graedel TE. 2006. Metal stocks and sustainability. *PNAS* 103(5): 1209-1214.
- Gordon BND, McMahon TA, Finlayson BL. 1994. Stream Hydrology. An introduction for ecologists. (New York: John Wiley and Sons).
- Greger M, Kautsky L. 1991. Effects of Cu, Pb and Zn on two Potamogeton species grown under field conditions. *Vegetatio* 97: 173-184.
- Grime PJ. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley and Sons, Inc, New York. 222pp.
- Grotz N, Fox T, Connolly E, Park W, Guerinot ML, Eide D. 1998. Identification of a family of zinc transporter genes from *Arabidopsis* that respond to zinc deficiency. *PNAS* 95:7220-7224.
- Guerinot ML. 2000. The ZIP family of metal transporters. *Biochimica et Biophysica Acta* 1465: 190-198.



- Guo W, Li B, Zhang X, Wang R. 2007. Architectural plasticity and growth responses of *Hippophae rhamnoides* and *Caragana intermedia* seedlings to simulated water stress. *Journal of Arids Environments* 69: 385-399.
- Hadad HR, Maine MA, Bonetto CA. 2006. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere* 63: 1744–1753.
- Hadad HR, Maine MA, Natale GS, Bonetto C. 2007. The effect of nutrient addition on metal tolerance in *Salvinia herzogii*. *Ecological Engineering* 31: 122-131.
- Halim M, Conte P, Piccolo A. 2003. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. *Chemosphere* 52(1): 265-275.
- Hall JL. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* 53(366): 1-11.
- Hanafi MM, Salwa H. 1998. Cadmium and zinc in acid tropical soils: II. Influence of humic acid addition on soil properties and their adsorption. *Communications in Soil Sciences and Plant Analysis* 29(11-14): 1933-1947.
- Harper JL. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- Harper EM, Bertram M, Graedel TE. 2006. The contemporary Latin America and the Caribbean zinc cycle: One year stocks and flows. *Resources, Conservation and Recycling* 47: 82-100.
- Harrison RM. 1981. Chemical association of lead, Cd, Cu, and Zn in street dusts and roadside soils. *Environmental Sciences & Technology* 15: 1378-1383.
- Hart BT. 1982. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: a review. *Hydrobiologia* 91: 299-313.
- Hiller S. 2001. Particulate composition and origin of suspended sediment in the R. Don, Aberdeenshire, UK. *The Science of Total Environment* 265: 281-293.
- Hoggan D. 1989. *Computer assisted floodplain hydrology and hydraulics*. (New York: McGraw-Hill Publishing Company)
- Honisch M, Hellmeier C, Weiss K. 2002. Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma* 105: 277-298.

- Howard RJ, Mendelsohn IA. 2000. Structure and composition of oligohaline marsh plant communities exposed to salinity pulses. *Aquatic Botany* 68: 143-164.
- Hu T-J, Wang H-W, Lee H-Y. 2007. Assessment of environmental conditions of Nan-Shih stream in Taiwan. *Ecological Indicators* 7: 430-441.
- Huxley JS, Teissier G. 1936. Terminology of relative growth. *Nature* 137: 780-781.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). 1988. Censo Nacional Agropecuario. Resultados Generales-Provincia de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Informe Defensoría del Pueblo. 2007. Informe Especial Cuenca del río Reconquista Primera Parte.
- INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 1997. Cartas de suelos de la República Argentina.
- Iorio AF de. 1999. Distribución y Dinámica de las Formas Químicas del Cu en relación con el Fe y Mn en un Natracuol de La Pampa Deprimida. Tesis de Maestría en el Area Ciencias del Suelo, Facultad de Agronomía, UBA.
- Iorio AF de, de Cabo L, Arreghini S, García A, Barros MJ, Serafini R, Korol S, Moretton J, Rendina A. 2006. Contaminantes en el Riachuelo y en el estuario del Río de La Plata (Buenos Aires, Argentina). Efecto de las precipitaciones. En: *Medio Ambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del siglo XXI*. (Gallardo Lancho J., ed.): Tomo I: 297-306. Badajoz. España.
- Iorio AF de, Arreghini S, Bargiela M, Serafini R, García A, de Cabo L, Barros MJ, Della Vecchia FJ, Ragay GD, Rearte TA, Baldassini P, Korol S, Moretton J, Rendina A. 2008. Afinidad de Cr, Zn, Cu y Pb por el material particulado en suspensión del Riachuelo y Río de la Plata (Argentina). En: *Las fronteras de la física y química ambiental en Iberoamérica: libro de actas del V congreso iberoamericano de física y química ambiental*. Blesa MA, Dos Santos Afonso M, Torres Sánchez RM (eds.). Universidad Nacional de San Martín, Buenos Aires. 450pp.
- Jackson LJ, Kalff J, Rasmussen JB. 1993. Sediment pH and redox potential affect the bioavailability of Al, Cu, Fe, Mn and Zn to rooted aquatic

- macrophytes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 143-148
- Jacob DL, Otte ML. 2004. Influence of *Typha latifolia* and fertilization on metal mobility in two different Pb-Zn mine tailings types. Science of Total Environment 333: 9-24.
- Jarvie HP, Whitton BA, Neal C. 1998. Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation, sources and biological significance. Sci Total Environ 210/211:79-109.
- Jenny H, Gessel SP, Bingham FT. 1949. Comparative study of decomposition of organic matter in temperate and tropical regions. Soil Science 68: 419-432.
- Jergentz S, Mugni H, Bonetto C, Schulz R. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. Chemosphere 61: 817-826.
- Johnson D, Hale B. 2004. White birch (*Betula papyrifera* Marshall) foliar litter decomposition in relation to trace metal atmospheric inputs at metal-contaminated and uncontaminated sites near Sudbury, Ontario and Rouyn-Noranda, Quebec, Canada. Environmental Pollution 127: 65-72.
- Johnson LA, Foote AL. 1997. Vertebrate herbivory in managed coastal wetlands: a manipulative experiment. Aquatic Botany 59: 17-32.
- Kabata-Pendias A. 2004. Soil-plant transfer of trace elements -an environmental issue. Geoderma 122(2-4): 143-149.
- Kabata-Pendias A, Mukherjee AB. 2007. Trace elements from soil to human. Springer-Verlag, Berlin. 550pp.
- Kalburtji KL, Mosjidis JA, Mamolos AP. 1999. Litter dynamics of low and high tannin sericea lespedeza plants under field conditions. Plant and Soil 208: 271-281.
- Kandpal G, Ram B, Srivastava PC, Singh SK. 2004. Effect of metal spiking on different chemical pools and chemically extractable fractions of heavy metals in sewage sludge. Journal of Hazardous Materials 106B: 133-137.
- Kandus P. 1999. El concepto de sucesión vegetal y su aplicación en sistemas de humedales deltaicos. En: Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. AI Malvárez (ed.): 173-188. UNESCO, Montevideo, Uruguay.

- Kershner JL. 1997. Setting riparian/aquatic restoration objectives within a watershed context. *Restoration Ecology* 5: 15-24.
- Khudsar T, Mahmooduzzafar, Iqbal M, Sairam RK. 2004. Zinc-induced changes in morpho-physiological and biochemical parameters in *Artemisia annua*. *Biologia Plantarum* 48(2): 255-260.
- Kirpich ZP. 1940. Time of concentration of small agricultural watersheds. *Civil Engineering* 10 (6), 342.
- Krämer U, Talke IN, Hanikenne M. 2007. Transition metal transport. *FEBS Letters* 581: 2263-2272.
- Lacoste C, Collasius D. 1995. Instrumentos de diagnóstico ambiental: índice de calidad de agua. *Gerencia Ambiental* 24: 286-293.
- Lambers H, Stuart Chapin III F, Pons TL. 1998. *Plant Physiological Ecology*. (New York: Springer). 540pp.
- Lange P, Gardner R, Champion P, Tanner C. 1998. *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae) in New Zealand. *New Zealand J Bot* 36: 319-327.
- Lasat MM, Baker AJM, Kochian LV. 1996. Physiological Characterization of Root  $Zn^{2+}$  Absorption and Translocation to Shoots in Zn Hyperaccumulator and Nonaccumulator Species of *Thlaspi*. *Plant Physiology* 112: 1715-1722.
- Lastra GL. 2007. Problemática del río de la Reconquista y sus consecuencias socio-ambientales. Proyecto Final de la carrera de Ingeniería en Ecología, Universidad de Flores, Buenos Aires, Argentina.
- Ledin M. 2000. Accumulation of metals by microorganisms-processes and importance for soil systems. *Earth-Sci. Rev.* 51: 1-31.
- Lenssen JPM, Menting FBJ, van der Putten WH, Blom CWPM. 1999. Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species. *Aquatic Botany* 64: 151-165.
- Lewis S, Donkin ME, Depledge MH. 2001. Hsp70 expression in *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) exposed to environmental stressors. *Aquatic Toxicology* 51: 277-291.
- Li C-P, Xiao C-W. 2007. Above- and belowground biomass of *Artemisia ordosica* communities in three contrasting habitats of the Mu Us desert, northern China. *Journal of Arid Environments* 70: 195-207.

- Liu K-K, Kao S-J, Wen L-S, Chen KL. 2007. Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter and biogeochemical processes in the eutrophic Danshuei Estuary in northern Taiwan. *Science of the Total Environment* 382: 103-120.
- Loez CR, Salibián A. 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du rio Reconquista (Buenos Aires, Argentine). Une rivière urbaine polluée. *Rev Hydrobiol Trop* 23: 283-296.
- López LC, Magdaleno A, de Cabo L, Noriega MF, Bassi M, Arreghini S, Bassols G, Wagner M, Moretton J. 1998. Estudios de mutagenicidad, inhibición del crecimiento algal y contaminación química en aguas superficiales de un río urbano de Buenos Aires, Argentina. *International Journal of Environmental Pollution* 14(1): 27-37.
- Losi ME, Amrhein C, Frankenberger Jr WT. 1994. Environmental biochemistry of chromium. *Rev Environ Contam Toxicol* 136: 91-121.
- McConnaughay KDM, Coleman JS. 1999. Biomass allocation in plants: ontogeny or optimality? A test along three resource gradients. *Ecology* 80(8): 2581-2593.
- MacFarlane GR, Burchett MD. 2000. Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Aquatic Botany* 68: 45-59.
- Mackereth F, Heron J, Talling J. 1989. *Water Analysis: some revised methods for limnologists*. (Kendal: Titus Wilson and Son Ltd.).
- Mal TK, Uveges JL, Turk KW. 2002. Fluctuating asymmetry as an ecological indicator of heavy metal stress in *Lythrum salicaria*. *Ecological Indicators* 1: 189-195.
- Margalef R. (ed.). 1994. *Limnology now: A paradigm of planetary problems*. 553pp.
- Martley E, Gulson BL, Pfeifer H-R. 2004. Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *Sci Total Environ* 325: 113-127.
- Masscheleyn P, J. Pardue, R. DeLaune, W.H. Patrick. 1992. Chromium redox chemistry in a Lower Mississippi Valley Bottomland hardwood wetland. *Environ Sci Technol* 26: 1217-1226.

- McBride MB. 1989. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. In: Stewart BA, editor. *Advances in Soil Science*, 10. Springer-Verlag, New York, pp. 101-54.
- McLaren RG, Clucas LM. 2001. Fractionation of Copper, Nickel, and Zinc in Metal-Spiked Sewage Sludge. *Journal of Environmental Quality* 30: 1968-1975.
- Mehta SK, Gaur JP. 2001. Characterization and optimization of Ni and Cu sorption from aqueous solution by *Chlorella vulgaris*. *Ecological Engineering* 18: 1-13.
- Mercado LM. 1999. Consideraciones acerca de la calidad de las aguas de seis sistemas lóticos de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). *APRONA*, Año XIII, N°38, 10-16.
- Meybeck M. 1982. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Transport by World Rivers. *American Journal of Science* 282, 401-450.
- Miretzky PS. 2001. Procesos geoquímicos en la cuenca baja del Río Salado, Provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral Universidad de Buenos Aires, 383 pp.
- Mitchell AW, Bramley RGV, Johnson AKL. 1997. Export of nutrients and suspended sediment during a cyclone-mediated flood event in the Herbert River catchment, Australia. *Marine and Freshwater Research* 48: 79-88.
- Mitsch WJ, Gosselink JG. 1993. *Wetlands*, second edition. John Wiley and Sons, Inc; New York. 722pp.
- Modenutti BE. 1987. Caracterización y variación espacial del zooplancton del Arroyo Rodríguez (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Autónoma de México* 14(1): 21-8.
- Monnet F, Vaillant N, Vernay P, Coudret A, Sallanon H, Hitmi A. 2001. Relationship between PSII activity, CO<sub>2</sub> fixation and Zn, Mn and Mg contents of *Lolium perenne* under zinc stress. *J Plant Physiol* 158: 1137-1144.
- Moore JW. 1990. *Inorganic contaminants of surface waters. Research and Monitoring Priorities*. New York: Springer-Verlag. 334pp.
- Morello J, Matteucci SD. 1999 a. Biodiversidad y fragmentation de los bosques en la Argentina. En: *Biodiversidad y Uso de la tierra*. S.D. Matteucci, O.T.

- Solbrig, J. Morello, y G. Halffter (eds): 463-489. Eudeba, Buenos Aires, Argentina.
- Morello J, Matteucci SD. 1999 b. El difícil camino al manejo rural sostenible en la Argentina. En: Biodiversidad y Uso de la Tierra. S.D. Matteucci, O.T. Solbrig, J. Morello, y G. Halffter. (eds): 41-54. Eudeba, Buenos Aires, Argentina.
- Müller I, Schmid B, Weiner J. 2000. The effect of nutrient availability on biomass allocation patterns in 27 species of herbaceous plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3/2: 115-127.
- Mulligan CN, Yong RN, Gibbs BF. 2001a. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology* 60: 193-207.
- Mulligan CN, Yong RN, Gibbs BJ. 2001b. An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *Journal of Hazardous Materials* 85: 145-163.
- Murray-Gulde CL, Huddleston GM III, Garber KV, Rodgers JH Jr. 2005. Contributions of *Schoenoplectus californicus* in a constructed wetland system receiving copper contaminated wastewater. *Water, Air, and Soil Pollution* 163: 355-378.
- Naiman RJ, Dècamps H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- Nash DM, Halliwell DJ. 2000. Tracing phosphorous transferred from grazing land to water. *Wat Res* 34(7): 1975-1985.
- Návar J, Nájera J, Jurado E. 2002. Biomass estimation equations in the Tamaulipan thornscrub of north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 52: 167-179.
- Nienhuis PH, Leuven RSEW. 2001. River restoration and flood protection: controversy or synergism? *Hydrobiologia* 444: 85-99.
- Niklas KJ. 1992. *Plant biomechanics: An engineering approach to plant form and function*. University of Chicago Press, Chicago. 605pp.
- Niklas KJ. 1994. *Plant allometry: The scaling of form and process*. University of Chicago Press, Chicago. 395pp.
- Nriagu JO, Pacyna JM. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134-139.

- O'Farrell I, Lombardo RJ, de Tezanos Pinto P, Loez C. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120: 207-218.
- Olson JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44(2): 322-331.
- Olson DE, Dinerstein E, Canevari P, Davidson I, Castro G, Morisset V, Abell R, Toledo E. 1998. Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: A conservation assessment. (Washington DC: Biodiversity Support Program)
- Oze C, Bird DK, Fendorf S. 2007. Genesis of hexavalent chromium from natural sources in soil and groundwater. *Proc Natl Acad Sci USA* 104: 6544-6549.
- Ozturk L, Karanlik S, Ozkutlu F, Cakmak I, Kochian LV. 2003. Shoot biomass and zinc/cadmium uptake for hyperaccumulator and non-accumulator *Thlaspi* species in response to growth on a zinc-deficient calcareous soil. *Plant Science* 164: 1095-1101.
- Page AL, Miller RH, Keeny D. 1982. *Methods of soil analysis*. Part 2. American Society of Agronomy. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA.
- Peijnenburg WJGM, Posthuma L, Eijsackers HJP, Allen HE. 1997. A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 37: 163-172.
- Peltier EF, Webb SM, Gaillard JF. 2003. Zinc and lead sequestration in an impacted wetland syshoot. *Advances in Environmental Research* 8(1): 103-112.
- Pescuma A, Guaresti ME. 1992. *Proyecto de Saneamiento Ambiental y Control de Inundaciones de la Cuenca del Río Reconquista*. Informe final. Bs. As.
- Petts G, Calow P. (Eds.). 1996. *River restoration*. (Oxford: Blackwell Science)
- Peuravuori J, Pihlaja K. 1997. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta* 337, 133-149.
- Pinto AP, Mota AM, de Varennes A, Pinto FC. 2004. Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. *Science of the Total Environment* 326(1-3): 239-247.



- Pla LE. 1986. *Análisis Multivariado: Método de Componentes Principales*. Monografía 27. Organization of American States, Washington D.C, 94 pp.
- Porté A, Trichet P, Bert D, Loustau D. 2002. Allometric relationships from branch and tree woody biomass of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 158: 71-83.
- Ralph PJ, Burchett MD. 1998. Photosynthetic response of *Halophila ovalis* to heavy metal stress. *Environmental Pollution* 103: 91-101.
- Rashid MA. 1985. *Geochemistry of marine humic compounds*. Springer-Verlag, New York, 300pp.
- Rauret G, Rubio R, Lopez-Sanchez JR, Casassas E. 1989. Specific procedure for metal solid speciation in heavily polluted river sediments. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 35: 89-100.
- Reichman SM. 2002. The responses of plants to metal toxicity: A review focusing on copper, manganese and zinc. Australian Minerals & Energy Environment Foundation. Melbourne, Australia. 54pp.
- Rendina A, de Cabo L, Arreghini S, Bargiela M, Fabrizio de Iorio A. 2001. Geochemical distribution and mobility factors of Zn and Cu in sediments of the Reconquista River, Argentina. *Revista Internacional de la Contaminación Ambiental* 17(4): 187-192.
- Ribolzi O, Andrieux P, Valles V, Bouzigues R, Bariac T, Voltz M. 2000. Contribution of groundwater and overland flows to storm flow generation in a cultivated Mediterranean catchment. Quantification by natural chemical tracing. *Journal of Hydrology* 233: 241-257.
- Richardson DM, Holmes PM, Esler KJ, Galatowitsch SM, Stromberg JC, Kirkman SP, Pyšek P, Hobbs RJ. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distribution* 13:126-139.
- Ronco A, Camilión C, Manassero M. 2001. Geochemistry of heavy metals in bottom sediments from streams of the western coast of the Río de la Plata estuary, Argentina. *Environmental Geochemistry and Health* 23: 89-103.
- Rout GR, Das P. 2003. Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc. *Agronomie* 23:3-11.

- Sala JM, Auge M. 1969. Algunas características geohidrológicas del noreste de la Provincia de Buenos Aires. Anales de las IV Jornadas Geológicas Argentinas, Tomo II.
- Salibián A. 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista river of Argentina. *Rev Environ Contam Toxicol* 185: 35-65.
- Samarakoon AB, Rauser WE. 1979. Carbohydrates levels and photoassimilate export from leaves of *Phaseolus vulgaris* exposed to excess cobalt, nickel and zinc. *Plant Physiol* 63: 1165-1169.
- Santamaría L. 2002. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica* 23: 137-154.
- Santanatoglia OJ, Iorio A de, Chagas CI, Massobrio M, Rendina A, Castiglioni M, Bargiela M. 2006. Escurrimiento, sólidos totales y propiedades químicas del agua del arroyo del Tala (San Pedro, Buenos Aires, Argentina). *Revista Facultad de Agronomía* 26(2):121-131.
- Schröder JJ, Scholefield D, Cabral F, Hofman G. 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science & Policy* 7: 15-23.
- Schwinning S, Weiner J. 1998. Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. *Oecologia* 113: 447-455.
- Secretariat Of The World Meteorological Organization. 1996. Normales climatológicas para el período 1961 - 1990. Report No. 847.
- Serafini R, Arreghini S, Troiani H, de Cabo L, Iorio AF de. 2008. Dinámica de Zn, Cu y Cr en sedimentos, aguas y plantas del río Matanza-Riachuelo: Implicancias para la fitorremediación. En: *Las fronteras de la física y química ambiental en Iberoamérica: libro de Actas del V Congreso Iberoamericano de Física y Química Ambiental*. Eds. Blesa M, Dos Santos Afonso M, Torres Sánchez RM. 1ª ed. San Martín: Universidad Nacional de San Martín, Buenos Aires, Argentina. ISBN978-987-1435-05-0
- Shanker AK, Cervantes C, Loza-Tavera H, Avudainagayam S. 2005. Chromium toxicity in plants. *Environment International* 31: 739-753.
- Shipley B, Meziane D. 2002. The balanced-growth hypothesis and the allometry of leaf and root biomass allocation. *Functional Ecology* 16: 326-331.

- Shu WS, Ye ZH, Lan CY, Zhang ZQ, Wong MH. 2002. Lead, zinc and copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon*. *Environmental Pollution* 120: 445-453.
- Shuman LM. 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.* 140: 11-22.
- Shuman LM. 1988. Effect of phosphorus level on extractable micronutrients and their distribution among soil fractions. *Soil Sci Soc Am J* 52: 136-141.
- Shuman LM. 1999. Organic waste amendments effect on zinc fractionations of two soils. *J Environ Qual* 28: 1442-1447.
- Shuman LM, Dudka S, Das K. 2001. Zinc forms and plant availability in a compost amended soil. *Water Air and Soil Pollution* 128: 1-11.
- Skorzynska-Polit E, Baszynski T. 1997. Differences in sensitivity of the photosynthetic apparatus in Cd-stressed runner bean plants in relation to their age. *Plant Sci* 128: 11-21.
- Soil Conservation Service. 1972. *National Engineering Handbook*. (Washington DC)
- Solbrig OT. 1999 a. Biodiversidad, desarrollo económico y sustentabilidad en la pampa argentina. In: *Biodiversidad y Uso de la Tierra*. S.D. Matteucci, O.T. Solbrig, J. Morello, y G. Halffter. (eds): 107-30. Eudeba, Buenos Aires, Argentina.
- Solbrig OT. 1999 b. Observaciones sobre biodiversidad y desarrollo agrícola. In: *Biodiversidad y Uso de la Tierra*. S.D. Matteucci, O.T. Solbrig, J. Morello, and G. Halffter (eds): 29-40. Eudeba, Buenos Aires, Argentina.
- Sopper WE. 1989. Revegetation of a contaminated Zinc smelter site. *Landscape and Urban Planning* 17: 241-250.
- Sprugel DG. 1991. Disturbance, equilibrium and environmental variability: What is "natural" vegetation in a changing environment? *Biological Conservation* 58: 1-18.
- StatSoft, Inc. 2004. *STATISTICA* (data analysis software system), version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Strickland J, Parsons T. 1972. *A practical Handbook of Seawater Analysis*. Bull. No 167. (Ottawa: Fisheries Research Board)

- Tessier A, Campbell PGC Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51(7): 844-851.
- Thames Water Consultancy Service. 1979. *Investigación sobre la contaminación del Río Reconquista*. Informe. Buenos Aires. Argentina.
- The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team. 2003. Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands. Interstate Technology and Regulatory Council. 128pp.
- Thompson LM, Troeh FR. 1980. *Los suelos y su fertilidad*, 4th ed. Barcelona: Reverté.
- Thullen JS, Nelson SM, Cade BS, Sartoris JJ. 2008. Macrophyte decomposition in a surface-flow ammonia-dominated constructed wetland: Rates associated with environmental and biotic variables. *Ecological Engineering* 32: 281-290.
- Topalián ML, Castañé PM, Rovedatti MG, Salibián A. 1999. Principal Component Analysis of Dissolved Heavy Metals in Water of the reconquista river (Buenos Aires, Argentina). *Bull Environm Contam Toxicol* 63: 484-490.
- Tordoff GM, Baker AJM, Willis AJ. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41: 219-228.
- Twardowska I, Kysiol J. 2002. Sorption of metals onto natural organic matter as a function of complexation and adsorbent-adsorbate contact mode. *Environment International* 960: 1-9.
- USDA. 1999. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. 2nd ed. Soil Survey Staff, United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Agriculture Handbook Number 436.
- USEPA. 1986. *Quality criteria for water*. United States Environmental Protection Agency, 440/5-86-001, (Washington D.C.)
- Vaillant N, Monnet F, Hitmi A, Sallanon H, Coudret A. 2005. Comparative studies of responses in four *Datura* species to a zinc stress. *Chemosphere* 59: 1005-1013.
- Valiela I, Teal JM, Allen SD, Van Etten R, Goehringer D, Volkmann S. 1985. Decomposition in salt marsh ecosystems: The phases and major factors

- affecting disappearance of above-ground organic matter. *J Exp Mar Biol Ecol* 89: 29-54.
- Van Assche FV, Clijsters H. 1986. Inhibition of photosynthesis by treatment of *Phaseolus vulgaris* with toxic concentration of zinc: effect on electron transport and photophosphorylation. *Physiol Plant* 66: 717-721.
- Vandecasteele B, Meers E, Vervaeke P, De Vos B, Quataert P, Tack FMG. 2005. Growth and trace metal accumulation of two *Salix* clones on sediment-derived soils with increasing contamination levels. *Chemosphere* 58: 995–1002.
- Varshal G, Velyukhanova T, Khushvakhtova S, Koshcheeva I, Tyutyunnik O. 2000. The role of humus acids in the processes of dispersion and accumulation of heavy metals in natural waters, soils and carbonaceous rocks. International Conference on heavy metals in the Environment. Ann Arbor, MI.
- Vega M, Pardo R, Barrado E, Deban L. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32 (12): 3581-3592
- Viglizzo EF, Pordomingo AJ, Castro MG, Lértora FA. 2002. La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana: ¿oportunidad o pesadilla? *Ciencia Hoy* 12(68): 38-51.
- Villar CA, de Cabo L, Bonetto CA. 1996. Macrophytic primary production and nutrient concentrations in a deltaic floodplain marsh of the Lower Paraná River. *Hydrobiologia* 330: 59-66.
- Villar C, Tudino M, Bonetto C, de Cabo L, Stripeikis J, d'Huique L, Troccoli O. 1998. Heavy metal concentrations in the Lower Paraná River and right margin of the Río de la Plata Estuary. *Verh Internat Verein Limnol* 26: 963-966.
- Villar C, Stripeikis J, Tudino M, d'Huicque L, Troccoli O and Bonetto C. 1999. Trace metal concentrations in coastal marshes of the Lower Paraná River and the Río de la Plata Estuary 397: 187-195.
- Villar CA, de Cabo L, Vaithyanathan P, Bonetto C. 2001. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Paraná River. *Aquatic Botany* 70: 105-116.

- Villar R, Marañón T, Quero JL, Panadero P, Arenas F, Lambers H. 2005. Variation in relative growth rate of 20 *Aegilops* species (Poaceae) in the field: The importance of net assimilation rate or specific leaf area depends on the time scale. *Plant and Soil* 272: 11-27.
- Wachs B. 1998. A qualitative classification for the evaluation of the heavy metal contamination in river ecosystems. *Verh Internat Verein Limnol* 26: 1289-1294.
- Walker DJ, Clemente R, Roig A, Bernal MP. 2003. The effects of soil amendments of heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. *Environmental Pollution* 122: 303-312.
- Wang X, Shan X, Zhang S, Wen B. 2004. A model for evaluation of the phytoavailability of trace elements to vegetables under the field conditions. *Chemosphere* 55: 811-822.
- Ward JV. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *J N Am Benthol Soc* 8(1): 2-8.
- Warren LA, Haack EA. 2001. Biogeochemical controls on metal behaviour in freshwater environments. *Earth-Science Reviews* 54: 261-320.
- Weiner J, Fishman L. 1994. Competition and allometry in *Kochia scoparia*. *Annals of Botany* 73: 263-271.
- Weiner J. 2004. Allocation, plasticity and allometry in plants. *Perspective in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 207:215.
- Weis JS, Weis P. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International* 30: 685-700
- Wenner DB, Miller WP. 2003. The importance of Zn for assessing the impact of heavy metals in urban streams. En: *Proceedings of the 2003 Georgia Water Resource Conference*. Hatcher KJ (ed.), Institute of Ecology, The University of Georgia, Athens, Georgia.
- Wieder RK, Lang GE. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63(6): 1636-1642.
- Wilson B, Brown W. 1992. Development and evaluation of a dimensionless unit hydrograph. *Water Resources Bulletin American Association* 28(2): 397-408.

- Withers PJA, Lord EI. 2002. Agricultural nutrient inputs to rivers and groundwaters in the UK: policy, environmental management and research needs. *The Science of the Total Environment* 282-283: 9-24.
- Worms I, Simon DF, Hassler CS, Wilkinson KJ. 2006. Bioavailability of trace metals to aquatic microorganisms: importance of chemical, biological and physics processes on biouptake. *Biochimie* 88: 1721-1731.
- Xu FL, Jorgensen SE, Tao S. 1999. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecol Modell* 116: 77-106.
- Zalewski M, Janaver GA, Jolànkai G. (Eds.). 1997. *Ecohydrology. A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resource*. International Hydrological Program, UNESCO. París.
- Zalewski M. 2002. Ecohydrology-the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources. *Hydrological Sciences Journal* 47(5): 823-832.
- Zar JH. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3rd Ed. Pp. 662. New Jersey, Prentice Hall.
- Zárate MA. 2003. Loess of southern South America. *Quaternary Science Reviews* 22: 1987-2006.
- Zorpas AA, Inglezakis VJ, Loizidou M. 2008. Heavy metal fractionation before, during and after composting of sewage sludge with natural zeolite. *Waste Management* 28: 2054-2060.

**Apéndice**



SITIOS	FECHA	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Temp. (°C)	pH	CE (μS.cm <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	Prof. (m)	COP (mg.L <sup>-1</sup> )	COT (mg.L <sup>-1</sup> )
DUR1	Diciembre 98	8,4	23,0	8,9	1737	36	0,33	0,45	2,12	8,0
	Marzo 99	6,6	23,3	7,9	182	24	0,22		0,51	20,5
	Junio 99	4,2	13,7	8,0	1110	37	0,21	0,45	1,29	22,5
	Julio 99	6,1	9,3	8,2	387	26	0,24	0,9	2,12	9,7
DUR2	Abril 96	5,4	20,0	8,3	1827	36			2,04	10,37
	Junio 96	12,5	6,0	8,4	2357	57	0,27	0,27	2,70	21,60
	Agosto 96	7,2	8,5	8,1	352	86	0,1	0,38	3,15	51,78
	Octubre 96	4,8	18,0	8,0	1000	111	0,14	0,17	2,47	24,70
	Diciembre 96	7,0	22,5	8,3	2170	8	0,2	0,2	0,45	3,75
	Febrero 97	8,1	16,5	7,8	2227	27	0,2	0,2	1,51	8,85
	Mayo 97	10,1	9,5	8,0	2600	22	0,2	0,2	0,39	19,47
	Agosto 97	6,0	15,0	8,0	1530	24	0,15	0,15	1,10	29,42
	Diciembre 97	4,8	24,1	7,6	1955	50	0,2	0,2	0,73	37,92
	Marzo 98	6,8	19,0	7,4	355	30	0,27	0,51	0,84	35,26
	Diciembre 98	6,6	20,0	8,4	1902	13	0,20	0,20	1,29	9,4
	Marzo 99	7,0	22,8	7,9	229	30	0,19		0,89	20,2
	Junio 99	4,5	13,1	8,1	1930	12	0,365	0,365	0,62	12,4
	Julio 99	6,0	7,4	8,2	410	31	0,22	0,75	1,80	6,9
DUR3	Diciembre 98	6,3	23,0	8,7	1685	65	0,20	1,90	4,36	27,8
	Marzo 99	4,9	21,3	8,0	285	88	0,13		3,29	20,0
	Junio 99	4,1	11,4	8,4	1907	17	0,7	2,03	1,02	8,7
	Julio 99	4,1	8,6	8,2	430	60	0,16	1,4	3,13	6,0

SITIOS	FECHA	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Temp. (°C)	pH	CE (μS.cm <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	Prof. (m)	COP (mg.L <sup>-1</sup> )	COT (mg.L <sup>-1</sup> )
CHO1	Diciembre 98	15,0	28,5	8,9	1507	54	0,21	0,33	2,90	9,6
	Marzo 99	4,8	20,6	8,0	228	44	0,13	0,35	2,43	24,5
	Junio 99	5,0	12,0	8,4	2057	73	0,25	0,25	2,47	4,6
	Julio 99	4,8	8,6	8,0	477	54	0,16	0,38	2,38	5,3
CHO2	Diciembre 98	3,4	20,0	8,5	1502	17	0,30	0,30	3,92	7,9
	Marzo 99	4,1	20,4	8,0	344	130	0,1	0,56	5,68	17,4
	Junio 99	3,2	11,7	8,5	2017	15	0,29	0,29	0,80	14,7
	Julio 99	4,0	8,1	7,8	523	54	0,16	0,54	2,43	4,2
CHO3	Abril 96	1,9	22,0	8,1	1107	14			5,44	8,85
	Junio 96	3,3	8,0	8,3	1327	16	0,79	1,52	3,42	36,90
	Agosto 96	3,4	10,0	8,0	644	39	0,25	1,89	2,09	28,98
	Octubre 96	4,2	20,0	8,3		15	0,54	1,11	1,19	15,20
	Diciembre 96	0,4	24,5	8,0	1190	8	0,9	1,3	0,81	20,36
	Febrero 97	0,6	20,5	7,9	1533	13	0,55	1,35	2,11	27,44
	Mayo 97	1,6	9,5	7,7	1247	68	0,11	1,1	2,12	15,49
	Agosto 97	1,1	15,0	7,7	872	24	0,35	1	1,35	27,17
	Diciembre 97	0,8	25,0	7,7	1240	34	0,2	1,3	2,62	24,89
	Marzo 98	4,4	18,0	7,4	362	70	0,15	1,51	1,70	23,37
	Diciembre 98	0,8	20,5	8,1	1178	21	0,45	1,05	4,50	5,8
	Marzo 99	3,3	21,0	8,2	529	69	0,13	1,45	3,50	11,7
	Junio 99	0,0	14,0	8,1	1783	30	0,48	1,03	5,68	12,4
	Julio 99	1,4	8,2	7,6	387	59	0,24	1,45	2,71	4,6

SITIOS	FECHA	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Temp. (°C)	pH	CE (μS.cm <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	Prof. (m)	COP (mg.L <sup>-1</sup> )	COT (mg.L <sup>-1</sup> )
CAS	Abril 96	6,4	22,0	8,8	1447	43			1,87	10,68
	Junio 96	9,8	8,0	8,6	1323	17	0,42	1,03	1,22	27,90
	Agosto 96	7,5	11,0	8,6	956	25	0,36	0,95	1,25	28,98
	Octubre 96	5,2	20,0	8,2		28	0,26	0,49	1,38	20,90
	Diciembre 96	4,6	26,0	8,4	822	54	0,47	0,7	1,35	18,38
	Febrero 97	7,3	21,0	8,5	1230	55	0,17	1,17	2,46	23,01
	Mayo 97	8,2	10,0	8,4	2000	64	0,14	0,5	0,89	2,21
	Agosto 97	8,0	16,0	8,3	899	86	0,11	1,05	2,08	27,98
	Diciembre 97	6,8	26,0	8,0	962	62	0,12	1,1	1,55	24,49
	Marzo 98	7,6	19,5	7,9	371	65	0,14	1,1	1,61	17,63
	Diciembre 98	0,8	28,5	8,4	1261	88	*	*	6,88	22,8
	Marzo 99	9,2	24,4	8,3	364	25	0,13	1,15	0,58	13,7
	Junio 99	4,2	12,6	8,3	1087	21	0,29	0,57	1,29	19,6
Julio 99	8,5	10,3	8,5	820	50	0,18		1,63	2,5	
REY	Abril 96	2,4	23,0	8,4	973	610			3,60	21,36
	Junio 96	4,4	9,0	8,2	1347	19	0,39	0,53	2,12	43,65
	Agosto 96	4,6	11,0	8,3	1063	27	0,37	0,43	2,47	30,40
	Octubre 96	2,8	21,0	7,9		50	0,18	0,64	2,05	22,33
	Diciembre 96	4,6	28,0	8,1	1073	23	0,23	0,62	1,20	25,22
	Febrero 97	6,8	21,0	7,9	1357	42	0,21	0,5	1,63	28,76

\* Cubierto por *Lemna sp.*

SITIOS	FECHA	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Temp. (°C)	pH	CE (μS.cm <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	Prof. (m)	COP (mg.L <sup>-1</sup> )	COT (mg.L <sup>-1</sup> )
GOR	Abril 96	1,4	23,0	8,2	1220	31			2,13	12,82
	Junio 96	1,2	13,0	8,1	1270		0,69	1,1	1,62	29,25
	Agosto 96	0,4	13,0	8,0	839	74	0,15	0,47	4,56	33,73
	Octubre 96	0,6	21,0	7,8		17	0,56	1,5	0,72	10,45
	Diciembre 96	7,8	28,5	8,4	1217	19	0,4	0,68	2,46	15,38
	Febrero 97	4,4	22,0	8,0	1677	31	0,48	0,48	2,46	19,47
	Mayo 97	0,6	13,0	7,9	2350	17	0,14	1,09	1,17	2,21
	Agosto 97	0,8	17,0	7,7	1019	36	0,18	0,76	1,41	17,98
	Diciembre 97	0,4	25,5	7,6	945	72	0,21	0,8	3,00	23,70
	Marzo 98	3,8	20,0	7,8	526	47	0,14	1,2	2,74	15,99
SMT	abr-96	0,4	22,0	8,1	890	95			4,34	24,41
	jun-96	0,0	14,0	7,7	2125	50	0,54	1,4	5,31	74,70
	ago-96	0,2	15,0	8,1	1295	156	0,11	0,97	22,33	80,75
	oct-96	0,2	22,5	8,0		64	0,25	0,5	10,26	35,63
	dec-96	0,0	29,5	7,5	1923	64	0,12	1,55	6,00	72,75
	feb-97	0,4	23,0	7,9	1550	44	0,4	2,2	8,71	54,87
	may-97	0,4	15,0	7,7	2017	81	0,2	1,47	5,66	56,64
	aug-97	0,4	18,0	7,3	1672	120	0,25	1,7	7,12	50,49
	dic-97	0,2	25,0	7,6	1265	55	0,2	1,6	4,68	32,79
	mar-98	0,2	21,0	7,6	923	113	0,12	1,6	9,68	29,52

SITIOS	FECHA	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Temp. (°C)	pH	CE (μS.cm <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	Prof. (m)	COP (mg.L <sup>-1</sup> )	COT (mg.L <sup>-1</sup> )
BAN	abr-96	0,2	22,0	8,0	1260	54			7,65	33,56
	jun-96	0,0	13,0	7,7	1910	56	0,4	2,04	9,72	47,25
	ago-96	0,3	13,5	8,1	1245	44	0,18	1,53	7,60	50,83
	oct-96	0,0	22,0	7,7		51	0,25	1,45	9,37	35,20
	dec-96	0,1	28,0	7,7	1640	37	0,26	1,85	4,35	40,50
	feb-97	0,3	23,5	7,4	1803	29	0,32	3,3	7,92	29,65
	may-97	0,4	14,5	7,9	2118	87	0,27	1,1	6,02	28,32
	aug-97	0,4	18,0	7,5	1545	88	0,32	2	4,26	29,07
	dic-97	0,4	26,5	7,7	1485	40	0,27	1,7	5,49	35,16
	mar-98	0,3	21,0	7,7	889	119	0,17	1,8	12,36	23,78
MOR	jun-96	0,6	16,0	7,8	3115	199			13,86	120,60
	ago-96	0,4	17,0	8,4	2295	126			17,10	323,00
	oct-96	0,3	25,0	7,5		110			19,76	226,10
	dic-96	0,1	30,0	7,6	2143	54			9,60	62,25
	feb-97	0,4	22,5	7,5	3090	82			20,24	138,95

SITIOS	FECHA	N Kj (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (μg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (μg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (μg.L <sup>-1</sup> )	PT (μg.L <sup>-1</sup> )	PRS (μg.L <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
DUR1	Diciembre 98		339	91	5	307	154	11	17	466	16	1028	103	128
	Marzo 99		42	91	26	355	149	2	4	18	9	113	14	7
	Junio 99		48	26	15	547	102	19	8	118	12	424	38	44
	Julio 99		20	128	29	505	321	4	3	47	14	163	17	18
DUR2	Abril 96	1,36	483	117	46	204	67	36	28	420	19	604	108	226
	Junio 96	1,26	43	701	65	161	183	45	33	349	17	729	52	250
	Agosto 96	3,27	198	361	57	547	305	9	6	73	10	179	32	26
	Octubre 96	3,21	155	217	108	614	684	35	23	198	14	479	102	169
	Diciembre 96	0,65	92	853	77	194	73	36	31	279	18	601	46	234
	Febrero 97	1,76	450	169	50	290	292	40	26	259	14	533	74	234
	Mayo 97	1,32	440	370	74	203	558	42	31	234	13	500	82	237
	Agosto 97		367	1038	55	552	428	37	21	236	14	451	120	170
	Diciembre 97		1219	205	87	717	625	33	22	247	18	484	80	199
	Marzo 98		1205	402	108	447	561	9	4	68	9	177	19	32
	Diciembre 98		700	134	32	148	143	19	29	482	17	745	155	317
	Marzo 99		42	137	30	383	159	3	5	22	9	118	15	12
	Junio 99		174	35	11	518	70	33	18	285	12	546	83	135
Julio 99		20	132	27	474	290	6	2	51	12	172	18	24	
DUR3	Diciembre 98		337	129	12	547	250	19	23	403	15	741	140	111
	Marzo 99		68	198	41	497	229	8	8	27	10	137	16	15
	Junio 99		218	35	9	468	99	33	19	337	12	590	98	142
	Julio 99		77	109	33	581	337	7	3	55	14	167	15	20

SITIOS	FECHA	N Kj (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	PT (µg.L <sup>-1</sup> )	PRS (µg.L <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
CHO1	Diciembre 98		1009	495	35	360	156	12	21	338	15	717	106	199
	Marzo 99		209	59	44	553	252	4	6	21	10	118	15	7
	Junio 99		203	30	31	605	130	33	20	345	12	656	83	130
	Julio 99		112	143	35	581	369	8	5	60	16	182	20	22
CHO2	Diciembre 98		61	89	3	323	180	20	22	318	15	755	102	199
	Marzo 99		297	246	68	709	384	3	7	45	12	170	20	14
	Junio 99		508	28	28	482	95	32	19	350	12	670	89	131
	Julio 99		118	135	33	643	366	12	5	61	15	191	20	28
CHO3	Abril 96	7,09	4373	86	111	1552	958	22	16	286	18	709	23	70
	Junio 96	9,02	5059	504	174	1766	703	28	17	234	14	722	9	72
	Agosto 96	5,26	1170	414	86	636	324	17	11	152	11	403	32	43
	Octubre 96	4,27	2902	52	680	1097	1475	25	15	176	13	630	46	62
	Diciembre 96	6,35	7181	291	89	1606	391	22	17	201	16	642	31	65
	Febrero 97	7,06	5625	72	11	1607	875	19	10	173	13	594	31	53
	Mayo 97	12,05	10262	350	127	2459	3606	17	12	158	15	542	34	39
	Agosto 97		7486	867	124	1719	1650	20	10	121	12	422	38	43
	Diciembre 97		4144		117	2069	1964	16	10	198	17	568	29	53
	Marzo 98		2874	852	18	984	508	11	4	59	11	219	18	24
	Diciembre 98		14206	185	84	4239	3925	17	17	206	17	826	41	95
	Marzo 99		397	373	67	738	479	9	8	87	11	212	29	33
	Junio 99		10963	3	3	2663	2386	27	14	269	12	701	49	73
	Julio 99		236	188	49	933	573	11	4	42	15	163	19	16

SITIOS	FECHA	N Kj (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	PT (µg.L <sup>-1</sup> )	PRS (µg.L <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
CAS	Abril 96	1,86	460	84	25	660	558	20	16	356	15	809	60	93
	Junio 96	2,00	215	432	35	648	214	23	13	234	13	634	28	72
	Agosto 96	1,50	223	402	20	547	438	21	15	192	12	625	45	72
	Octubre 96	2,39	181	273	112	837	936	17	12	131	11	387	64	51
	Diciembre 96	2,15	183	354	26	851	195	16	10	147	14	359	51	46
	Febrero 97	3,44	375	82	13	600	535	16	9	147	12	474	60	56
	Mayo 97	1,57	247	456	7	600	944	15	13	198	12	625	66	64
	Agosto 97		428	1453	93	976	1039	18	10	40	10	387	120	53
	Diciembre 97		1192	302	63	1434	1161	15	9	85	18	356	56	50
	Marzo 98		865	1556	64	835	641	11	4	59	11	205	32	21
	Diciembre 98		440	72	19	1466	1749	20	13	238	13	684	97	111
	Marzo 99		95	412	85	809	547	11	5	47	13	184	20	18
	Junio 99		653	39	31	1123	859	17	8	127	15	382	51	49
Julio 99		551	251	47	1056	719	16	8	156	12	333	40	47	
REY	Abril 96	8,82	5178	624	325	1832	1083	17	11	196	11	476	29	51
	Junio 96	22,47	14424	925	319	2542	1253	25	15	237	16	785	21	77
	Agosto 96	14,28	7467	948	180	1483	1010	24	15	195	14	719	41	75
	Octubre 96	6,72	3095	342	443	1264	1367	18	13	133	12	432	66	53
	Diciembre 96	9,66	9320	2218	335	1858	659	18	13	173	15	465	43	56
	Febrero 97	4,90	2813	487	222	1142	1264	20	11	157	12	568	46	57



SITIOS	FECHA	N Kj (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	PT (µg.L <sup>-1</sup> )	PRS (µg.L <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
GOR	Abril 96	16,52	11047	444	597	3197	2167	27	16	258	17	686	17	80
	Junio 96	22,68	10334	1030	726	2677	1253	27	16	223	15	722	24	86
	Agosto 96	15,40	8277	1608	385	2048	1125	29	13	146	15	550	23	57
	Octubre 96	10,92	6706	225	478	1692	2015	24	13	155	13	514	41	50
	Diciembre 96	10,08	8250	3028	587	2496	854	27	15	193	16	611	14	67
	Febrero 97	15,96	10313	936	3	1975	2236	29	14	178	14	632	37	112
	Mayo 97	11,48	10108	1544	81	2556	4164	24	19	221	15	665	24	99
	Agosto 97		6264	3588	255	1634	2200	25	11	64	12	465	74	64
	Diciembre 97		5010		396	2564	2634	26	9	109	17	533	31	56
	Marzo 98		2565	2065	296	1342	1042	17	6	243	11	297	32	36
SMT	Abril 96	13,44	7250	89	35	2301	1250	2,30	1250	4,34	24,41	22	18	185
	Junio 96	22,68	10979	242	41	3454	1650	3,45	1650	5,31	74,70	55	23	294
	Agosto 96	25,48	9447	324	1164	1942	772	1,94	772	22,33	80,75	45	17	209
	Octubre 96	21,28	13670	89	0	2306	2159	2,31	2159	10,26	35,63	45	18	226
	Diciembre 96	24,64	22459	203	32	2458	732	2,46	732	6,00	72,75	49	24	277
	Febrero 97	22,68	20063	23	11	2594	2188	2,59	2188	8,71	54,87	42	16	230
	Mayo 97	17,08	9491	113	21	2730	3477	2,73	3477	5,66	56,64	50	24	261
	Agosto 97		15278	188	16	2144	3239	2,14	3239	7,12	50,49	45	18	350
	Diciembre 97		9344	103	15	2904	2902	2,90	2902	4,68	32,79	44	18	120
	Marzo 98		8127	530	266	2207	1282	2,21	1282	9,68	29,52	34	11	139

SITIOS	FECHA	N Kj (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	PT (µg.L <sup>-1</sup> )	PRS (µg.L <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
BAN	Abril 96	18,20	10357	47	29	2612	1563	36	3	213	25	492	31	133
	Junio 96	20,16	10657	112	22	3046	1375	57	21	283	22	683	93	204
	Agosto 96	16,52	8097	35	23	1660	858	45	17	202	17	442	64	178
	Octubre 96	17,64	11477	49	0	2343	2591	44	22	213	17	578	82	168
	Diciembre 96	16,52	13292	48	31	2071	879	41	17	245	20	479	48	180
	Febrero 97	14,56	12563	34	11	1820	2090	47	17	181	14	571	56	146
	Mayo 97	18,48	12886	37	18	2846	3735	48	25	259	20	660	60	194
	Agosto 97		14820	133	15	2229	3361	47	18	165	15	460	66	183
	Diciembre 97		8531	12	13	2904	3170	48	18	120	20	625	43	128
	Marzo 98		6798	220	30	2148	1176	35	13	138	16	420	42	90
MOR	Junio 96	51,80	13240	82	218	3725	1146	80	34	699	218	849	103	408
	Agosto 96	55,72	13495	116	44	3531	772	71	30	424	116	757	140	364
	Octubre 96	44,52	16765		0	4165	2627	71	42	407	117	701	178	432
	Diciembre 96	25,76	17111	139	31	2612	732	51	19	344	29	587	68	302

SITIO	Fecha	Cu ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Cr ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
DUR2	Abril 96	16	24	15	
DUR2	Junio 96	40			54
DUR2	Agosto 96	71	96	8	29
DUR2	Octubre 96	3	6	0	0
DUR2	Diciembre 96	183	37	10	23
CHO3	Abril 96	19	54	20	
CHO3	Junio 96	38			25
CHO3	Agosto 96	140	93	7	39
CHO3	Octubre 96	9	19	0	0
CHO3	Diciembre 96	87	71	6	18
CAS	Abril 96	16	23	20	83
CAS	Junio 96	28			24
CAS	Agosto 96	15	44	9	21
CAS	Octubre 96	4	7	0	0
CAS	Diciembre 96	134	90	9	33
REY	Abril 96	26	57	20	67
REY	Junio 96	49	138		48
REY	Agosto 96	47	56	8	22
REY	Octubre 96	7	8	0	0
REY	Diciembre 96	152	61	7	19
GOR	Abril 96	207	64	25	
GOR	Junio 96	28	147		13
GOR	Agosto 96	223	132	5	18
GOR	Diciembre 96	43	46	8	19
SMT	Abril 96	26	168	320	83
SMT	Junio 96	86	167	561	39
SMT	Agosto 96	62	188	173	32
SMT	Octubre 96	1	11	1	0
SMT	Diciembre 96	98	136	117	35
BAN	Abril 96	28	101	160	167
BAN	Junio 96	46	253	299	54
BAN	Agosto 96	4	15	1	0
BAN	Octubre 96	3	14	0	0
BAN	Diciembre 96	100	103	124	55

SITIOS	FECHA	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Temp. (°C)	pH	CE (μS.cm <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	Prof. (m)	COP (mg.L <sup>-1</sup> )	COT (mg.L <sup>-1</sup> )
DUR 2	Dec-00	8,4	21,0	8,1	1770	6	0,31	0,31	0,11	5,28
	Jan-01	4,9	26,2	7,5	897	31	0,25	0,25	0,53	14,96
	Feb-01	5,2	27,6	8,0	1300	45	0,22	0,29	0,46	9,86
	Apr-01	5,8	19,7	7,3	340	35	0,22	0,85	1,44	34,62
	May-01	8,4	14,2	7,9	850	33	0,28	0,38	1,34	20,89
	Jun-01	7,9	17,9	8,0	1100	21	0,35	0,35	0,93	26,08
	Jul-01	10,3	16,6	8,2	1200	17	0,30	0,30	1,08	25,93
	Aug-01	7,3	13,8	7,3	290	32	0,24	1,60	1,18	34,66
	Oct-01	8,1	15,8	7,7	785	75	0,16	0,85	1,72	67,43
	Nov-01	5,1	20,8	7,9	420	40	0,28	0,83	2,14	36,83
	Dec-01	6,1	29,1	8,1	1167	55	0,15	0,25	2,00	13,99
	2-Mar-01	3,9	23,9	7,1	263	34	0,25	1,40	0,54	19,64
	3-Mar-01	4,3	24,4	7,4	376	29	0,25	0,92	0,43	25,96
	7-Mar-01	4,4	23,3	7,4	309	19	0,33	1,23	1,26	35,05
	8-Mar-01	4,2	24,2	7,6	345	19	0,29	1,05	1,23	33,86

SITIOS	FECHA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	PRS (µg.L <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
DUR 2	Dec-00	72	205	23	83	39	24	260	14	665	183	193
	Jan-01	56	1236	32	240	29	16	235	13	411	58	129
	Feb-01	75	727	32	250	23	17	318	15	590	89	178
	Apr-01	29	11	0	118	6	5	77	11	187	11	24
	May-01	23	117	3	158	15	11	207	15	455	70	95
	Jun-01	63	278	7	230	15	15	280	14	631	64	111
	Jul-01	19	440	4	151	12	19	346	17	640	72	127
	Aug-01	20	84	3	134	4	4	70	10	199	8	15
	Oct-01	15	76	12	435	13	5	193	14	528	70	44
	Nov-01	46	99	1	173	6	6	104	12	307	20	25
	Dec-01	85	3121	71	329	17	14	257	15	478	100	135
	2-Mar-01	79	264	27	264	3	4	47	8	151	1	13
	3-Mar-01	83	184	32	224	5	4	67	10	189	12	21
	7-Mar-01	52	25	23	197	5	3	54	9	175	10	17
	8-Mar-01	54	22	20	197	4	4	60	10	146	9	20