



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS y NATURALES UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

TESINA PRESENTADA PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE INGENIERO EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE

"COMPARACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DE DOS CUENCOS ADYACENTES EN LA LAGUNA DON TOMÁS (SANTA ROSA, LA PAMPA)"

TRUCCO, Alejandrina M.

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

Prólogo

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniero en Recursos Naturales y medio ambiente de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en el Departamento de Recursos Naturales dependiente de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam, durante el período comprendido entre el 12 de febrero de 2008 y el 29 de Octubre de 2008, bajo la dirección de Pilati, Alberto.

Agradecimientos

A Alberto Pilati, Susana Álvarez y todo el equipo de ficología, a, Santiago Echaniz y Alicia Vignatti.

A Marcelo Casanovas, a mis amigos y compañeros de la facultad

A toda mi familia.

/ /2000		
//2008		

Departamento de Recursos Naturales

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

Resumen

La laguna Don Tomás es un ambiente hipereutrófico que recibió efluentes cloacales de la planta norte de tratamiento de la ciudad de Santa Rosa hasta 1987. En 1993 el cuerpo de agua principal se subdividió mediante terraplenes en cuencos laterales menores. A uno de ellos, la laguna de Canotaje, llegan dos de los tres desagües pluviales de la ciudad, por lo que su estado trófico debería ser menor que el del cuenco principal debido a que sufre mayor lavado. El objetivo del presente trabajo fue comparar las características limnológicas de los dos cuencos, el principal y el de Canotaje para verificar su estado trófico. No se registraron diferencias estadísticamente significativas entre las variables medidas en las dos lagunas, excepto la conductividad eléctrica del agua, que fue más baja en Canotaje. Si bien las concentraciones de fósforo y nitrógeno disueltos en la laguna de Canotaje fueron el doble que en la laguna Don Tomás, estas diferencias tampoco fueron significativas. Mediante experimentos de laboratorio se determinó que la comunidad fitoplanctónica de ambos sistemas estuvo limitada por nitrógeno, lo que concuerda con la baja relación de Redfield observada en el N y P disueltos (1,32). La diversidad algal de ambos sistemas estuvo representada por 66 taxa de los cuales 1/3 pertenecen a la división Cyanophyta. Además se observó una dominancia de Planktothrix agardhii en ambos cuencos. Del presente estudio se puede concluir que la laguna de Canotaje y el cuenco principal tienen el mismo estado trófico. Esto podría deberse a que por más que exista un considerable ingreso de agua de lluvia al cuenco de Canotaje, el P depositado en los sedimentos le daría a este cuenco características irreversibles.

Abstract

Don Tomás is a hipereutrophic lake that received sewage from the north treatment plant of Santa Rosa until 1987. In 1993, the main basin was divided by embankments in small lateral basins. One of them, the Canotaje basin, receives two of three pluvial drainages of the city. Therefore its trophic status should be lower than the main basin because of the high nutrient-free flushing. The objective of this work was to compare limnological characteristics of both basins to analize their trophic status. I did not find statistically significant differences among variables, except water conductivity which was the lowest in Canotaje. Even though dissolved nitrogen and phosphorus concentrations were two times higher in Canotaje than in Don Tomás, these differences were not significant. Nutrient limitation experiments indicated that algae were N-limited in both systems in agreement with the low Redfield ratio observed in dissolved N and P (1.32). Algal diversity of both systems was represented by 66 taxa, 1/3 of which belong to Cyanophyta. Planktothrix agardhii dominated in both systems. It can be concluded that Don Tomás and Canotaje Lakes have the same trophic status. Even when Canotaje receives important inputs of rain, the P present in sediments would give this lake irreversible characteristics.

<u>Índice</u>

Contenidos

	Pág.
Prólogo	2
Resumen	3
Abstract	4
Índice de figuras	7
Índice de tablas	8
Introducción	9
- Objetivo general	10
- Objetivos específicos	10
- Hipótesis	11
Área de Estudio	12
Materiales y Métodos	13
- Trabajo de Campo	13
- Trabajo de Laboratorio	13
Resultados	17
 Parámetros ambientales 	17
- Conductividad eléctrica del agua	17
- Transparencia del agua	17
- Sólidos Suspendidos Totales	17
- Sólidos Suspendidos Orgánicos	18
- Sólidos Suspendidos Inorgánicos	18
- Oxígeno disuelto	18

- Fósforo y Nitrógeno Total	19
- Nitrógeno y Fósforo disueltos	19
 Parámetros biológicos 	20
- Clorofila a	20
- Limitación de nutrientes	21
- Fitoplancton	22
- Zooplancton	25
Discusión	28
Conclusión	31
Bibliografía	33

Figuras

Figura	Pág
1. Ubicación de la Laguna Don Tomás	12
2. Ubicación del Área de Estudio	12
3. Conductividad eléctrica del agua	17
4. Sólidos Suspendidos Totales	18
5. Sólidos Suspendidos Inorgánicos y Orgánicos	18
6. Concentración de Oxígeno disuelto	19
7. Fósforo Total y Nitrógeno Total	19
8. Nitrógeno y Fósforo disueltos	20
9. Clorofila <i>a</i>	20
10. Severidad de la limitación algal	21
11. Contribución porcentual de especies de fitoplancton en ambas lagunas	24
12. Número de especies de algas en cada laguna estudiada	25
13. Contribución porcentual numérica del micro y macro zooplancton en las 4 estaciones de muestreo	27
Fotografía Nº 1: Entrada de Sedimentos pluviales de la ciudad al cuenco receptor de Canotaje.	32

Tablas

1. Categorías e intervalos de estado trófico	21
2. Diversidad específica del fitoplancton y su presencia o ausencia en cada punto de muestreo	22
3. Número total de especies de cada División algal por sitio de muestreo	23
4. Presencia de cada taxón de zooplancton en cada estación de muestreo y riqueza específica por estación	26

Introducción

La eutrofización es el aumento de la productividad en un cuerpo de agua (Lampert y Sommer, 1997). Aunque puede ser provocado naturalmente, es un fenómeno de causas principalmente antrópicas debido a aportes que aumentan las concentraciones de nitrógeno y fósforo en el agua (Wetzel, 2001). De acuerdo a las investigaciones de Redfield *et al.*, (1963) y Goldman *et al.*, (1979) el fósforo sería más frecuentemente el nutriente limitante del crecimiento algal, ya que es el nutriente menos abundante en el agua marina. Posteriormente Schindler (1974), realizando adiciones de fósforo y carbono a lagos oligotróficos experimentales, logró demostrar que eran las adiciones de este nutriente las que producían los florecimientos algales. De esta manera la palabra eutrofización puede sinonimizarse a adiciones de fósforo a los ecosistemas acuáticos. Sin embargo en ecosistemas acuáticos altamente influenciados por la actividad antrópica, el crecimiento algal también puede verse limitado por la baja presencia de nitrógeno en ambientes donde el fósforo sea relativamente abundante.

Los lagos someros (lagunas) son cuerpos de agua generalmente ubicados en paisajes de llanura, que debido a su escasa profundidad (menos de 3-4 m) no estratifican térmicamente, lo que les da un carácter polimíctico (Scheffer, 1998). Generalmente tienen una elevada concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en el agua, lo que ocasiona que sean ambientes eutróficos o hipereutróficos, con grandes biomasas en todos los niveles tróficos y tasas de producción primaria y secundaria también muy altas (Scheffer, 1998).

La mayor parte de las lagunas ubicadas en la región semiárida pampeana pueden categorizarse como eutróficas (Quirós, 2000). Estos cuerpos de agua están influenciados por distintas actividades como agricultura bajo riego, manejo pecuario, aplicación de fertilizantes y erosión del suelo, etc. (Gavilan, 1981; Chambouleyron *et al.*, 1993), que ocasionan el ingreso de nutrientes a los ecosistemas acuáticos, elevando su nivel trófico. A su vez, determinadas características tales como las dimensiones del lago y los presupuestos anuales del agua son factores a considerar cuando se estudian los fenómenos de eutrofización (Cole, 1988). Los lagos someros son más susceptibles a los efectos provocados por el ingreso de nutrientes debido a sus características morfométricas, como la poca profundidad (Vollenweider, 1976) y la polimixis que provoca frecuentes resuspensiones de sedimento.

La laguna Don Tomás se caracteriza por ser un lago somero urbano hipereutrófico de la provincia de La Pampa. Es el principal cuenco receptor del sistema de desagües pluviales de la ciudad de Santa Rosa. Tiene una profundidad máxima de 2,3 m y una superficie de 135 Ha (Echaniz *et al.*, en prensa). La laguna Don Tomás tiene cuencos adyacentes, algunos de ellos completamente aislados como es el caso del cuenco Norte y el de la Isla de los Niños. Uno de los cuencos conectados al cuenco principal es la laguna de Canotaje, que tiene una profundidad máxima de 1,7 m y una superficie de 11 Ha aproximadamente (Monteira, com. pers.). Esta laguna recibe dos desagües pluviales que corresponden a la zona norte de la ciudad, mientras que el cuenco principal recibe sólo un desagüe. Dado que el cuenco de Canotaje es mucho más pequeño que el cuenco principal, podría esperarse que los efectos de los desagües pluviales arrastraran el fósforo hacia el cuenco principal por lo que esta pequeña laguna debería ser menos eutrófica que el cuenco principal.

Objetivo general

Comparar las principales características limnológicas del cuenco principal y el de Canotaje a fin de establecer el nivel trófico de los mismos, y el potencial efecto del lavado por agua de lluvia sobre la laguna de Canotaje.

Objetivos específicos

- Determinar los principales parámetros limnológicos (temperatura del agua, conductividad eléctrica, concentración de oxígeno, transparencia, profundidad, etc.) en los cuencos principal y de Canotaje de la laguna Don Tomás.
 - Conocer las concentraciones de nutrientes de los dos cuencos.
- Determinar la concentración de clorofila *a*.
- Reconocer la composición taxonómica del fitoplancton y establecer cual es el grupo dominante en cada cuenco.
- Determinar la composición taxonómica y la abundancia relativa del zooplancton.
- Analizar la relación entre las concentraciones de nutrientes, la transparencia del agua, la concentración de clorofila *a* y el fitoplancton.

Hipótesis

- 1.- Las concentraciones de nitrógeno y fósforo totales son mayores en el cuenco principal debido a que éste es un cuenco receptor cerrado que recibe los nutrientes aportados por el cuenco de Canotaje.
- 2.- Debido a que el cuenco de Canotaje recibe mayor cantidad de agua de lluvia presenta niveles más bajos de clorofila y mayor profundidad del disco de Secchi.
- 3.- Debido a que el cuenco de Canotaje recibe mayor cantidad de agua de lluvia, las algas del mismo tendrán una mayor limitación por nutrientes que las algas del cuenco Principal.
- 4.- En ambos cuencos existen concentraciones elevadas de oxígeno disuelto debido a la constante mixis. Sin embargo en el cuenco Principal los valores de oxígeno son mayores, debido a que la mayor concentración algal produce mayores aportes de oxígeno por fotosíntesis.
- 5.- Si bien el grupo predominante de algas en ambos cuencos es el de las cianofitas, la laguna de Canotaje tendrá mayor número de especies debido a que presenta menor densidad algal dado el "lavado" que sufre cuando se produce una lluvia.
- 6.- Como ambos cuencos están conectados no existen diferencias en la composición del zooplancton.
- 7.- Dado que la laguna de Canotaje recibe más efluentes pluviales por unidad de área, es menos salina que el cuenco Principal pero presenta una mayor cantidad de sólidos inorgánicos en suspensión debido al lavado propio de la ciudad.

Área de estudio

La laguna Don Tomás, ubicada al oeste del casco céntrico de Santa Rosa (64° 19'03'' W, 36°37'20'' S) (Fig. 1), es un lago somero muy susceptible a la contaminación, dado que recibe el agua aportada por los desagües pluviales, el escurrimiento superficial de la ciudad y zonas semirurales circundantes y ocasionales descargas de desechos cloacales durante desbordes del sistema provocado por tormentas intensas. Está ubicada en un parque recreativo para la comunidad local, y cuenta con especies ícticas como pejerreyes (Odonthestes bonariensis) y carpas (Cyprinus carpio), entre otras (Del Ponti, 2007).

La mayoría de los desagües pluviales provenientes de la ciudad desembocan en un cuenco adyacente, de menores dimensiones, llamado laguna de Canotaje. En este estudio se analizaron dos cuencos, el receptor antes mencionado y el cuenco principal o laguna Don Tomás (DT) (Fig. 2). Las características morfométricas principales son 2,3 m de profundidad y una superficie de 135 Ha para Don Tomás, y 1,7 m de profundidad y una superficie de 11 Ha para Canotaje. Una particularidad importante es que estos cuencos adyacentes no son independientes si no que, por el contrario, están interconectados por una abertura de 10 m de largo por 1,30 m de ancho. La laguna Don Tomás muestra un contorno muy regular y su forma es prácticamente circular.

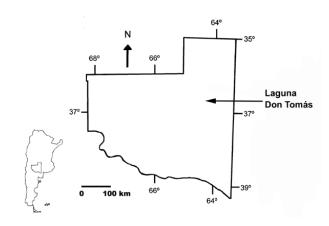


Figura 1: Ubicación de la laguna Don Tomás.



Figura 2: Ubicación del área de estudio y de las estaciones de muestreo.

Materiales y Métodos

Trabajo de Campo:

El 12 de febrero de 2008 se realizó el trabajo de campo, en dos sitios de la laguna Don Tomás. La primera parte se llevó a cabo en el cuenco principal o laguna Don Tomás y la segunda en la laguna de Canotaje (Fig. 2). Se realizaron dos muestreos en cada sitio, denominando a las estaciones: Don Tomás muelle, Don Tomás playa, Canotaje desagüe y Canotaje muelle. El muestreo fue realizado luego de una tormenta que ocasionó precipitaciones de 19 mm y se esperaron 3 días después de la misma para asegurar la estabilización de las condiciones locales de todo el sistema.

En cada localización se determinó la transparencia del agua mediante un disco de Secchi, lo que permitió calcular la profundidad de la zona fótica mediante la aplicación del factor 3,3 (Kalff, 2002). La temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto se registraron mediante un oxímetro digital marca YSI Modelo 55. Para la determinación de la concentración de fósforo y nitrógeno totales, cantidad de sólidos disueltos, conductividad y concentración de clorofila *a*, se tomaron dos muestras en cada sitio, en botellas plásticas previamente lavadas con ácido clorhídrico.

Las muestras de fitoplancton se tomaron directamente en frascos para muestras biológicas, manualmente desde la orilla y fueron fijadas en formol 4-5 %. Luego de su procesamiento, se depositaron en el Pabellón Sur de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, ubicado en el Campo de Agronomía. Las muestras de zooplancton se tomaron mediante arrastres de una red de 150 µm de abertura de malla, anestesiadas con dióxido de carbono y fijadas con formol al 4%. Luego de su análisis fueron depositadas en la Planctoteca de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

Trabajo de Laboratorio:

A efectos de determinar el estado trófico de la laguna, se determinó la concentración de fósforo y nitrógeno totales en el agua, como así también fósforo reactivo soluble y nitrógeno (como amonio) disueltos. Las muestras fueron enviadas para su análisis a un laboratorio local ("La Pampa Agrícola").

Los sólidos suspendidos totales se estimaron filtrando agua a través de filtros de fibra de vidrio pre-pesados tipo Gelman A/E y secándolos en estufa durante 24 hs a 60° C. Los sólidos suspendidos no volátiles fueron calculados sometiendo al mismo filtro a calcinado en mufla a 500° por 1 hora para quemar toda la sustancia orgánica.

Para la determinación del nutriente limitante para las algas, se colectó agua de la zona eufótica y se filtró a través de una red de 63 µm para retirar el zooplancton. En laboratorio el agua se colocó en frascos de Erlermeyer de 250 ml y se realizaron 4 tratamientos con dos réplicas de cada uno: Control (sin nutrientes), +N (adición de nitrógeno), +P (adición de fósforo), y +N+P (adición de nitrógeno y fósforo conjuntamente). Existen concentraciones establecidas para la adición de nutrientes según el protocolo de USA para lagos eutróficos (Vanni et al., 2006). Sin embargo según Pilati (com. pers.) estos valores preestablecidos no produjeron los resultados esperados para la laguna Don Tomás, por lo que se tuvieron que considerar concentraciones hasta siete veces superiores a las utilizadas en lagos estadounidenses, o sea que cada Erlermeyer de 175 ml tuvo una concentración de 4,9 mg N/L y 0,54 mg P/L. Los pasos realizados durante las experiencias fueron los siguientes: en primer lugar se preparó una solución stock de nitrato de amonio (450 mg N/L) diluyendo 0,6433 g de nitrato de amonio en 500 ml de agua y una solución stock de fosfato de sodio monobásico (50 mg P/l) diluyendo 0,1113 g de fosfato de sodio monobásico en 500 ml de agua. En segundo lugar se agregaron 175 ml de agua libre de zooplancton a cada Erlermeyer. Por último, se agregaron 1904 µl de cada solución stock a cada Erlermeyer. De esta manera, cada Erlermeyer tuvo una concentración final de 14 mg de nitrato de amonio/l y 2,4 mg de fosfato de sodio/l. Estas concentraciones de nitrato de amonio y fosfato de sodio aseguraron que las algas estuvieran en un medio saturado por N y P, en una relación molar N:P de 20:1 (Vanni et al., 2006; Casanovas, com. pers.).

Las incubaciones se hicieron a 200 µmoles PAR /m² /sec siguiendo el protocolo establecido por Vanni *et al.*, (2006). Las incubaciones duraron 48 hs. La severidad de la limitación por un determinado nutriente se determinó usando la siguiente fórmula (Downing *et al.*, 1999):

 Δ tratamiento = ln (Chl tratamiento/Chl control) / tiempo

La clorofila *a* de estos experimentos se midió *in vivo* con un fluorómetro de mano Aquafluor, de Turner Designs. Se consideró que las algas estaban limitadas por un determinado nutriente si la fluorescencia de la clorofila *a* era significativamente más alta en uno o más de los tratamientos que en el control.

La clorofila *a* de la zona fótica de la laguna, fue medida mediante extracción con acetona fría y análisis de fluorescencia mediante un segundo canal del mencionado fluorómetro. El extracto de clorofila fue leído en el fluorómetro antes y después de una acidificación con acido clorhídrico 0,1 N para descontar los feopigmentos (Tapia, 2002).

La conductividad del agua se midió con un conductímetro Oakton TDSTestr 20. Luego se estimó la salinidad en mg/l (expresado como sólidos disueltos totales o SDT) multiplicando la conductividad (µS) por el factor 0,67 (Echaniz, com. pers.).

Para el análisis y posterior discusión de los resultados se utilizó el software Excel de Microsoft Office 2003 para realizar las estadísticas correspondientes y gráficos.

Las algas se identificaron siguiendo los criterios utilizados por Álvarez (1992), Álvarez *et al.*, (2000) y Bazán *et al.*, (1996). Para determinar la frecuencia relativa, se realizó el conteo de las mismas, observando 4 preparados de cada muestra.

El zooplancton fue identificado utilizando los criterios empleados por Pilati (1997 y 1999), Echaniz y Vignatti (2001) y Echaniz *et al.*, (en prensa). A efectos de determinar la abundancia por especie, se realizaron recuentos de macro y microzooplancton bajo microscopio estereoscópico y óptico convencional, en cámaras de Bogorov y Sedwick-Rafter respectivamente. Las alícuotas se tomaron empleando submuestreadores de Russell de 5 ml y micropipetas de 1 ml y los recuentos fueron facilitados por la tinción con rosa de Bengala.

A los efectos de evaluar la similitud y riqueza de fitoplancton y zooplancton entre las estaciones de muestreo se empleó el Índice de Jaccard, que evalúa la presencia/ausencia de las especies registradas en los puntos de muestreo, aunque no considera la abundancia poblacional. La fórmula empleada fue la siguiente:

IJ:
$$c / (a + b - c) *100$$

 $c = n^{\circ}$ de especies compartidas por ambas muestras.

 $a = n^{\circ}$ de especies de la muestra 1 (laguna de Canotaje) $b = n^{\circ}$ de especies de la muestra 2 (laguna Don Tomás)

Dado que este índice varía entre 0 y 1, si el resultado obtenido al calcularlo es igual o cercano a 0, se considera que las muestras no tienen especies en común o comparten pocas, en cambio si el índice calculado es cercano a 1 se puede afirmar que existe mayor similitud entre las muestras o estaciones, la que sería total en el caso de que el resultado sea 1.

Resultados

Parámetros ambientales:

La conductividad eléctrica del agua fue relativamente reducida y osciló entre 650 μ S/cm y 1410 μ S/cm para Canotaje y Don Tomás respectivamente (Fig. 3). La salinidad estimada del agua fue de 0,43 g/l para Canotaje y 0,94 g/l para Don Tomás. Se observaron diferencias estadísticamente significativas entre ambos cuencos, siendo la conductividad de DT el doble que en canotaje (t (2)= 4,3026, p= 0,001).

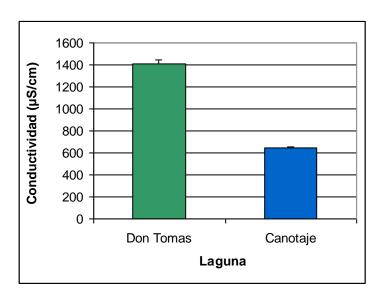


Figura 3 : Conductividad de ambos cuencos en µS/cm

La transparencia del agua, determinada con disco de Secchi, arrojó los siguientes valores, 0,147 m en Canotaje y 0,145 m en Don Tomás, aunque este parámetro no fue significativamente diferente entre ambos ambientes (t (2)= 4,3026, p= 0,8377). La profundidad de la zona fótica se estimó en 0,485 m para Canotaje y 0,479 m para Don Tomás. La temperatura del agua, determinada *in situ*, presentó los siguientes valores; para Don Tomás 22,5 °C y para Canotaje 22,3 °C, siendo muy similares para ambos cuencos (t (2)= 4,3026, p= 0,5631) aunque Canotaje fue levemente superior.

Los sólidos suspendidos totales (SST) fueron relativamente similares en ambos cuencos, ya que se determinó un valor de 70 µg/l en Canotaje y 60 µg/l en Don Tomás (Fig. 4), los SST fueron un 20 % más altos en Canotaje (que recibe los efluentes pluviales de la ciudad) que en DT. Sin embargo esta diferencia no fue significativa (t (2)= 4,3026, p=

0,2885). Considerando las fracciones por separado, la orgánica constituyó el 100 % de los SST en DT (Fig. 5 b), estas concentraciones no presentaron diferencias estadísticas (t (2)= 4,3026, p= 0,0935). Sin embargo Canotaje tuvo un 20 % de sólidos suspendidos inorgánicos (SSI), aunque esta diferencia entre ambos cuencos tampoco fue estadísticamente significativa (t (2)= 4,3026, p= 0,1554) (Fig. 5 a).

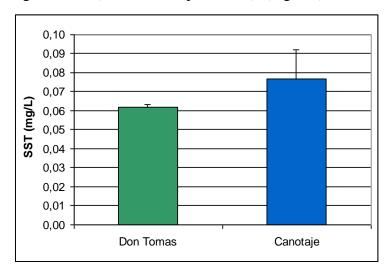


Figura 4: Sólidos Suspendidos Totales, las barras de error corresponden a los desvíos estándar.

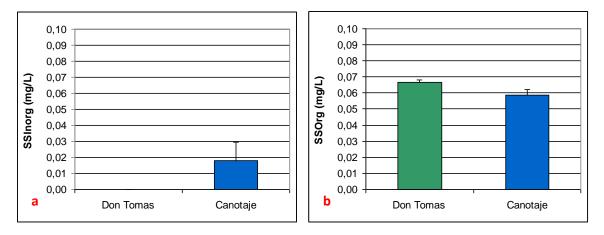


Figura 5: a) Sólidos suspendidos inorgánicos (SSI) y b) Sólidos suspendidos orgánicos (SSO) en las dos estaciones de muestreo. Las barras de error corresponden a los desvíos estándar.

La concentración de oxígeno disuelto de la zona fótica (0-0,5 m) fue elevada y osciló entre 9,79 mg/l en Canotaje y 9,35 mg/l en Don Tomás (Fig. 6), sin embargo estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (t (2)= 4.3026, p= 0.5430).

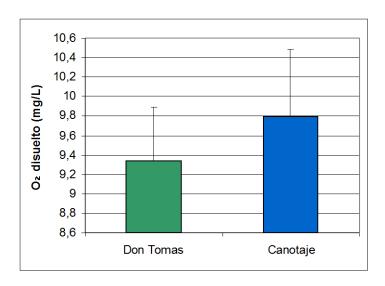


Figura 6: Concentración de oxígeno disuelto en ambos cuencos: Don Tomás y Canotaje. Las barras de error corresponden a los desvíos estándar.

Las determinaciones de fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) indicaron altas concentraciones de ambos elementos. El PT fue ligeramente superior en Canotaje que en DT, pero sin diferencias significativas (t (2)= 4,3026, p= 0,6137) (Fig. 7 a). Sin embargo, el NT fue ligeramente superior en DT, aunque también sin diferencias significativas (t (2)= 4,3026, p= 0,3490) (Fig. 7 b).

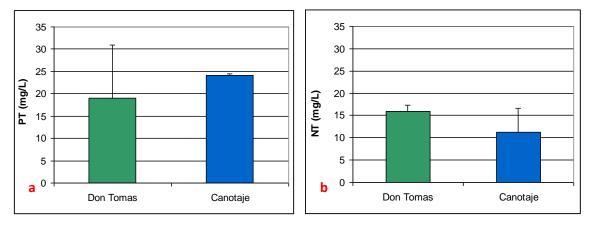


Figura 7: a) Concentraciones de Fósforo total (PT) y b) Nitrógeno total (NT) en los dos puntos de muestreo. Las barras de error representan los desvíos estándar.

Si bien no existieron diferencias significativas en las cantidades de N y P disueltos en ambos cuencos ((t $_{(2)}$ P = 4,3026, p= 0,0571) y (t $_{(2)}$ N = 4,3026, p= 0,6984), la laguna de

Canotaje mostró el doble de la cantidad de P disuelto y N disuelto que en DT (Fig. 8). La razón de Redfield (molar) entre el N y el P disueltos fue la misma para los dos cuencos (N:P = 1,32).

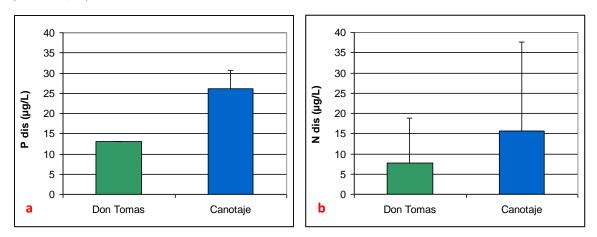


Figura 8: Concentraciones de a) Fósforo disuelto y b) Nitrógeno disuelto. Las barras de error corresponden a los desvíos estándar.

Parámetros Biológicos:

Los contenidos de clorofila a, fueron altos en ambos sistemas lagunares, pero las concentraciones no fueron significativamente diferentes entre ambos cuencos (t (2)= 4,3026, p= 0,8227) (Fig. 9).

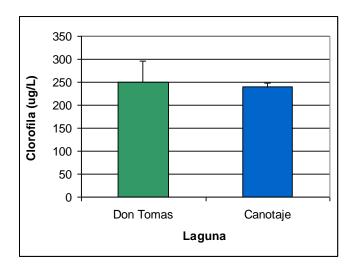


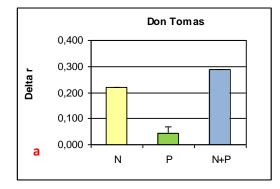
Figura 9: Concentración de clorofila en ambos puntos de muestreo. Las barras de error corresponden a los desvíos estándar.

Utilizando las concentraciones de PT, clorofila y transparencia del agua (Tabla 1), se estableció que el estado trófico de ambos ambientes es hipereutrófico (OECD, 1982).

Tabla 1:	Categorías e	e intervalos	de estado	trófico (OECD.	. 1982)

	Fósforo total*	Clorofila*	Prof. disco de
	(μg/l)	$(\mu g/l)$	Secchi* (m)
Ultraoligotrófico	<4	<1	>12
Oligotrófico	4 - 10	1 - 2,5	12 – 6
Mesotrófico	10 – 35	2,5 - 8	6 – 3
Eutrófico	35 – 100	8 - 25	3 – 1,5
Hipereutrófico	> 100	> 25	< 1,5

Tanto las algas de Canotaje como las de Don Tomás estuvieron limitadas por nitrógeno (Fig. 10). En esta figura se puede observar cómo ambas comunidades algales respondieron casi de igual manera ante la adición de este nutriente (N o N+P). La adición de P, por otro lado, no pareció estimular el crecimiento algal. También, se comparó el grado de limitación entre ambos cuencos para cada elemento. La limitación por N entre Don Tomás y Canotaje fue semejante (t (2) = 4,3026, p= 0,1453), como también lo fueron las adiciones de P (t (2)= 4,3026, p= 0,4513) y N+P (t (2)= 4,3026, p= 0,0871).



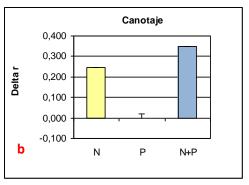


Figura 10: Severidad de la limitación algal (d⁻¹) ante adiciones de diferentes nutrientes (N, P y N+P) para muestras de agua de ambos cuencos: a) Don Tomás y b) Canotaje. Las barras de error muestran las respectivas desviaciones estándar.

Con respecto al fitoplancton, se realizaron observaciones cualitativas a fin de identificar los principales taxa algales y su distribución. Los resultados obtenidos se presentan en las tablas 2 y 3.

<u>Tabla 2</u>: Diversidad específica del fitoplancton y su presencia o ausencia en cada punto de muestreo:

TAXA		Estaciones			
Cyanophyta	DT playa	DT muelle	Canotaje desagüe	Canotaje muelle	
Planktothrix agardhii	X	X	X	X	
Oscillatoria sp. 1	X	X		X	
Lyngbya sp.	X	X		X	
Aphanizomenon flos aquae	X	X			
Anabaena variabilis	X	X	X		
Microcystis sp.	X	X	X		
Oscillatoria pseudogeminata	X	X		X	
Phormidium sp. 1	X	X	X		
Phormidium sp. 2	X				
Chroococcus sp.	X				
Raphidiopsis sp.1	X				
Oscillatoria sp. 2	X	X			
Oscillatoria annae		X			
Cyanothece cedrorum		X			
Microcystis stagnalis		X			
Chroococcus giganteus		X			
Trichodesmium sp.			X		
Raphidiopsis sp.2			X		
Coelosphaerium sp.			X		
Chlorophyta					
Chlamydomonas sp.	X	X			
Kirchneriella sp.	X		X		
Kirchneriella aperta		X	X		
Scenedesmus sp.1	X	X	X	X	
Scenedesmus sp. 2	X	X	X	X	
Scenedesmus ecornis	X	X	X		
Scenedesmus poliensi	X	X			
Tetraedron sp.	X				
Chlorella vulgaris	X	X			
Oocystis lacustris	X	X			
Oocystis sp.2	X				
Closteriopsis acicularis	X	X			

Monoraphidium sp.	X		X	
Pediastrum sp.	X	X	X	
Actinastrum sp.	X		X	
Pediastrum claratum	X		X	
<i>Tetrastrum</i> sp.		X		
Golenkiniopsis sp.		X	X	
Ankistrodesmus sp.		X		
Golenkinia sp.			X	
Griffithii sp.			X	
Scenedesmus longispina			X	X
Scenedesmus armatus			X	
Bacillariophyceae				
Alaucoseira sp.	X			
Cyclotella sp.	X	X	X	X
Nitzschia sp.1	X	X		
Nitzschia sp. 2	X	X		
Achnanthes sp.		X		
Amphiprora sp.		X		
Planctomices sp.	X	X	X	X
Bacillaria sp. 1	X	X	X	
Bacillaria sp. 2				
Rhyzosolenia sp.	X	X	X	
Anphipleura sp.	X			
Diatoma sp.			X	X
Synedra sp.			X	X
Melosira sp.	X		X	X
Fragilaria sp.	X			
Euglenophyta				
Euglena sp. 1	X	X	X	X
Euglena sp. 2		X	X	
Phacus sp.		X	X	
Dynophyta				
Peridinium sp.	Х	X	X	

<u>Tabla 3</u>: Número total de especies de cada división algal por sitio de muestreo

Grupos algales	DT playa	DT muelle	C. desagüe	C. muelle
Chlorophyta	12	13	15	3
Cyanophyta	12	13	7	5
Bacillariophyta	10	8	7	5

Euglenophyta	1	4	3	1
Dynophyta	1	1	1	0
TOTALES	36	39	33	14

Los resultados del análisis fueron expresados en un gráfico de áreas indicando la contribución de cada taxón algal (Fig. 11) y a su vez se compararon ambos cuencos para poder visualizar las diferencias (Fig. 12). De ambas lagunas, Don Tomás presentó una riqueza específica más alta que la de Canotaje (37 especies *versus* 23 especies respectivamente). A su vez, los dos grupos más representados a nivel de la riqueza algal fueron las Clorofitas (38 %) y las Cianofitas (30 %). La composición taxonómica encontrada en ambos cuencos fue muy parecida y en ambos casos, la especie más abundante fue *Planktothrix agardhii* (Cyanophyta).

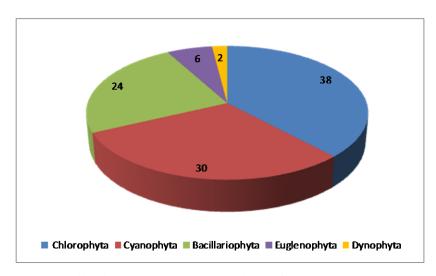


Figura 11: Contribución porcentual de especies de fitoplancton en ambas lagunas.

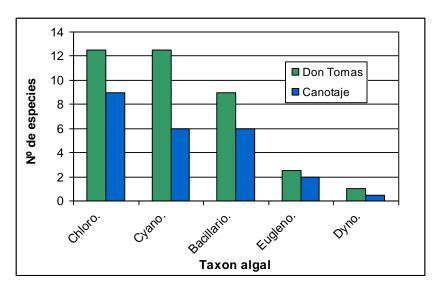


Figura 12 : Número de especies de algas en cada laguna estudiada

A los efectos de comparar la riqueza específica y la similitud del fitoplancton entre la laguna Don Tomás y la laguna de Canotaje, se calculó el índice de Jaccard, el que indicó que la similitud entre ambos cuencos fue de alrededor del 42 %, siendo Don Tomás el cuenco más rico a nivel de especies.

En cuanto al zooplancton, se hallaron 2 especies de cladóceros, 1 de copépodos y 8 de rotíferos (Tabla 4). Entre los cladóceros, la especie más abundante fue *Bosmina huaronenis* que representó entre el 0,5 y el 3 % de la abundancia numérica del total de la comunidad zooplanctónica en ambos cuencos. A su vez el copépodo *Microcyclops anceps* fue más abundante en Canotaje, donde superó el 5 %. El grupo que presentó mayor diversidad de especies fue el de los rotíferos, que estuvo dominado por el género *Brachionus*, del que se registraron 5 especies. Sin embargo, la especie más importante numéricamente fue *Keratella tropica*, la que apareció en todas las muestras y superó el 54 % del total de la comunidad zooplanctónica en Canotaje muelle y el 88 % en Don Tomás playa. Dentro del género *Brachionus* las especies más abundantes fueron *B. dimidiatus* y *B. plicatilis*, que presentaron su mayor densidad en el cuenco de canotaje representando el 13,5 y 8,5 % respectivamente del zooplancton. El resto de las especies de rotíferos se registraron en porcentajes reducidos y variables según las estaciones.

El microzooplancton fue la fracción más abundante numéricamente en todos los sitios de muestreo ya que representó aproximadamente el 95 % del total de la comunidad zooplanctónica en todas las muestras (Fig. 13).

<u>Tabla 4</u>: Presencia de cada taxón de zooplancton en cada estación de muestreo y riqueza específica por estación

	D.T.	D.T.	Canotaje	Canotaje
	Muelle	Playa	Desagüe	Muelle
on 14				
Cladóceros				
Bosmina huaronensis Delachaux, 1918	X	X	X	X
Diaphanosoma birgei Korínek,1981	X	X	X	X
Copépodos				
Microcyclops anceps (Richard, 1879)	X	X	X	X
Rotíferos				
Keratella tropica (Apstein, 1907)	X	X	X	X
Brachionus havannaensis Rousselet, 1911	X	X	X	X
B. dimidiatus Bryce, 1931	X	X	X	X
B. plicatilis Muller, 1786	X	X	X	X
B. caudatus Barrois y Daday, 1894	X	X	X	X
B. quadridentatus Hermann, 1783		X		
Hexarthra fennica (Levander, 1892)	X	X	X	X
Pompholix sp.	X	X	X	
Riqueza específica	10	11	10	9

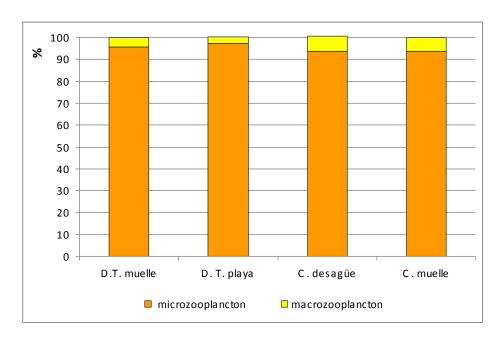


Figura 13: Contribución porcentual numérica del micro y macrozooplancton en las 4 estaciones de muestreo.

También fue calculado el índice de Jaccard para el zooplancton, dando como resultado un valor de J=0.91 (\approx 91 %), aportando canotaje 10 especies, Don Tomás 11 y presentando en común 10 especies.

Discusión

Dada la falta de discrepancias entre la mayoría de las variables físico-químicas y biológicas analizadas entre los dos cuencos, se puede aseverar que la Laguna Don Tomás no difiere en sus características limnológicas de la laguna de Canotaje. El único parámetro que fue diferente entre ambos cuencos fue la **conductividad eléctrica** del agua, que indicó que Don Tomás es un cuerpo más salino con respecto a Canotaje. Esto puede ser adjudicado al importante ingreso de agua de lluvia en este último cuenco, ya que éste recibe 2 de los 3 desagües pluviales de la ciudad de Santa Rosa. Además, la laguna de Canotaje (de una superficie mucho menor que el cuenco principal) posee una baja profundidad (Monteira, com. pers.) lo que podría ser debido al gran aporte de sedimentos que ingresan durante las tormentas (Fotografía 1).

El resto de los parámetros analizados no presentaron diferencias significativas entre ambos cuencos, por lo que debieron rechazarse las hipótesis. La **transparencia** del agua (obtenida a través de la profundidad del disco de Secchi) fue similar en ambos ambientes. Sin embargo, es importante destacar que la turbidez de ambos cuencos producida por elementos en suspensión, pudo ser producida por diferentes causas. La laguna Don Tomás presentó el 100% de los **SST** compuestos por elementos orgánicos (probablemente algas), mientras que Canotaje tuvo un 20% de los SST compuestos por elementos inorgánicos (probablemente arcillas). Tres días antes del muestreo, hubo una tormenta estival que aportó grandes cantidades de sedimentos provenientes del lavado urbano (Fotografía 1), y dada la baja profundidad de esta laguna, éstos podrían mantenerse en suspensión por la acción del viento, situación característica de los cuerpos de agua polimícticos pampásicos (Quirós, 2005; Quirós *et al.*, 2002).

El **oxígeno disuelto**, tampoco mostró diferencias en sus concentraciones, aunque la concentración fue ligeramente mayor en Canotaje. Esto pudo ser debido a cuatro factores importantes. Primero, una elevada tasa fotosintética que libera grandes cantidades de oxígeno (Lampert y Sommer, 1997). Desafortunadamente, no se estimó la producción primaria como para testear esta hipótesis. Sin embargo, la cantidad de clorofila (Fig. 9) y la profundidad de la zona fótica fueron semejantes en ambos cuencos, por lo que no hay razón para suponer que la PPr en ambos cuencos fuera diferente. Segundo, el oleaje, que favorecería el transporte de oxígeno atmosférico al agua (Wetzel, 2001) sin embargo, este

factor debe rechazarse debido a que ambas lagunas están expuestas a las mismas condiciones ambientales (i.e.: la falta de cortinas forestales). Tercero, la temperatura: según Wetzel (2001), la solubilidad del oxígeno está afectada por la temperatura y aumenta considerablemente en aguas más frías. Comparando ambos cuencos, la temperatura de Canotaje es levemente inferior que Don Tomás, por lo que podría tener una concentración de oxígeno levemente superior, sin embargo esta diferencia de temperatura no es significativa. Por último, y quizás más importante, la salinidad puede haber afectado la concentración de oxígeno. Wetzel (2001) indicó que aguas salobres tienen menor concentración de oxígeno con respecto a aguas más dulces. En este caso, la laguna Don Tomás presentó el doble de sólidos disueltos que la de Canotaje, por lo que esta última podría haber tenido una mayor concentración de oxígeno debido a esta causa.

Con respecto a los nutrientes, las concentraciones de **PT** y **NT** no fueron significativamente diferentes entre ambos cuencos, por lo que también se rechaza la hipótesis establecida sobre una posible diferencia. Es importante destacar aquí que el PT en la laguna de Canotaje fue 26% más alto que en Don Tomás, si bien no se detectaron diferencias debido a la gran variabilidad de los datos (Fig. 7). Este aumento de P en Canotaje podría deberse al aporte de P ligado a arcillas que habría sufrido este cuenco durante la tormenta, ya que la concentración de P disuelto de esta laguna (26 µg P/L) es ínfimo con respecto a los valores de PT (24 mg/L).

Los altos valores de N y P totales indican que tanto la laguna Don Tomás como Canotaje son cuerpos de agua hipereutróficos. Está ampliamente aceptado el hecho de que el crecimiento algal está limitado por P (Schindler, 1974). Antes de ser dividida en cuencos menores, la laguna Don Tomás se comportó como cuenco receptor de líquidos cloacales (Marani, com. pers). Los líquidos cloacales tienen una gran cantidad de P (Carpenter *et al.*, 1998) y se estima que un 85% del P en líquidos cloacales proviene principalmente de desechos humanos y detergentes (EAWest, 2002). Este P, aportado por la planta de tratamientos cloacales ubicados en la zona Norte de la ciudad de Santa Rosa, no tiene salida de la laguna Don Tomás, ya que ésta es una laguna sin salida permanente, por lo que el P habría quedado en el sistema, ya sea precipitando a los sedimentos o reciclándose en la columna de agua. Se sabe que la Laguna Don Tomás posee niveles sumamente elevados de P en sus sedimentos (1150 mg de P/kg de sedimento; Echaniz, com. pers.), que corresponde

a más del doble para un lago hipereutrófico de Estados Unidos (Pilati y Vanni, En prensa). De esta manera, el sistema sería muy estable, haciendo que el estado de eutrofia sea irreversible (Carpenter *et al.*, 1999).

Tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de P y N disueltos debido a la alta variabilidad de los datos. Sin embargo pudo observarse que la concentración media de P disuelto en la laguna de Canotaje fue superior a la laguna Don Tomás (Fig. 8). Esto podría atribuirse a la posible entrada de P con el agua de lluvia proveniente del lavado de la ciudad. Debido a que no se muestreó el contenido de este nutriente en el agua proveniente de los desagües de lluvia, no se pudo testear esta especulación. Por otro lado, la relación atómica entre N y P disueltos en ambos cuencos fue la misma y muy baja (1,32:1). Goldman et al., (1979) describió que el fitoplancton tiene una relación estequiométrica C:N:P de 106:16:1 átomos. Esta razón es conocida como la razón de Redfield, e implica que el fitoplancton no estará ni limitado por el N ni por el P cuando el N y el P disponibles (o disueltos) estén a una razón de 16:1 átomos. Si este cociente fuera menor a 16:1 (como es el presente caso de estudio) implica que las algas estarán limitadas por nitrógeno ya que el P se presenta en exceso con respecto a los requerimientos algales (Lampert y Sommer, 1997). De esta manera, teniendo en cuenta la relación atómica de N:P disueltos en el sistema estudiado, se puede afirmar que las algas de estos cuerpos de agua estarían limitadas por N (ver limitación por nutrientes más adelante).

El primero de los parámetros biológicos analizados fue la **clorofila**. Su concentración fue muy elevada (Fig. 9), superando los 211 μg/L para el mes de diciembre ya reportados por Echaniz *et al.*, (en prensa). Las concentraciones fueron muy semejantes entre ambos cuencos, por lo que se tuvo que rechazar la hipótesis enunciada sobre posibles diferencias entre ambos cuencos.

En cuanto a la **limitación de nutrientes**, se encontró que la comunidad algal estuvo limitada por nitrógeno únicamente. Es decir, las algas respondieron de manera similar ante la adición de N, ya sea cuando éste era agregado solo o en presencia de P (Fig. 10). Es de particular interés que el crecimiento algal no fue estimulado por la adición de P, en especial en Canotaje, donde la respuesta fue cercana a cero. Esto podría deberse a que Canotaje tenía más P disuelto que Don Tomás (Fig. 8).

Las observaciones taxonómicas realizadas en el **fitoplancton** permitieron rechazar la hipótesis de que la laguna de Canotaje tendría un mayor número de especies. Por el contrario, Canotaje presentó menor cantidad de especies que Don Tomás. Esto podría deberse a que el gran aporte de agua por las lluvias en Canotaje produce diferencias en la asociación de especies aunque los niveles de clorofila registrados en ambos cuencos es similar (Fig. 9), lo que indicaría que el lavado afecta sólo la composición taxonómica pero no reduce la biomasa algal. A nivel específico se observaron discrepancias entre ambos sitios, tal como fuera indicado por el índice de Jaccard, que dio como resultado una disimilitud importante entre ambos cuencos debido a la falta de especies en común, lo que permite afirmar que existe una relativa heterogeneidad entre los sitios de muestreo.

Por último, la composición taxonómica del **zooplancton** indicó que no existen diferencias importantes en los sistemas, por lo cual se acepta la hipótesis propuesta. Los grupos taxonómicos encontrados en ambos sitios fueron muy similares, lo que quedó demostrado por los valores arrojados por el Índice de Jaccard. Ambos cuencos presentaron prácticamente las mismas especies. La falta de diferencias entre los cuencos pudo ser debido a que el zooplancton no depende directamente de la entrada de nutrientes o factores abióticos, si no que depende principalmente de factores bióticos (presencia/ausencia de peces). Existen algunos trabajos clásicos que indican que los peces son importantes reguladores de la comunidad zooplanctónica (Hairston *et al.*, 1960, Brooks y Dodson, 1965; Carpenter y Kitchell, 1993). Si bien en el presente estudio no se analizó la presencia/ausencia de peces en ambos cuerpos de agua, conociendo la amplia conexión existente entre ellos (una alcantarilla de 10 m de ancho) cabría esperar que la composición íctica fuera semejante en ambos cuencos.

Dado lo expuesto anteriormente, y la gran cantidad de hipótesis rechazadas, puede concluirse que no existen diferencias importantes entre ambos cuencos y puede afirmarse que el cuenco de Canotaje no sería menos eutrófico que el cuenco Principal, tal como fuera propuesto originalmente.



Fotografía 1: Entrada de sedimentos pluviales de la ciudad al cuenco receptor de Canotaje.

Bibliografía

- Álvarez, S.B., 1992. Algas de aguas continentales de La Pampa (Argentina) I Volvocales y Chlorococcales (Chlorophyta). Rev. Fac. Agronomía- UNLPam vol. 6 (2).
- Álvarez, B., Bazán, G., Wenzel, M.T. 2000. Hormogonales (Cyanophyta) de la Laguna El Guanaco (La Pampa, Argentina). Darwiniana 38 (3-4).
- Bazán, G.I., Wenzel, M.T. y Alvarez, S. B. 1996. Cianofíceas nuevas para Argentina del Parque Nacional Lihue Calel (Provincia de La Pampa). Darwiniana 34.
- Brooks, J.L. y S. I. Dodson. 1965. Predation body size, and composition ok plankton. Science 150.
- Carpenter S.R. y J.F. Kitchell. 1993. The trophic cascade in lakes. Cambridge University Press.
- Carpenter, S.R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A.N. Sharpley, y V.H. Smith. 1998. Non point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Applic. 8 (3).
- Carpenter, S.R., D. Ludwig y W.A. Brock. 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. Ecol. Applic. 9 (3).
- Chambouleyron, J., J. Morabito, S. Salatino, C. Mirabile, R. Días, M. Simmerman, S. Campos, R. Solanes, and N. Ceciff 1993. Pollution of irrigation water in Mendoza, Argentina. In: Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities pp: 45-52. Proceedings of the FAO Expert Consultations.
 Santiago, Chile, 20-23 October 1992. Water Reports No. 1. FAO, Rome.
- Cole, G.A. 1988. Manual de Limnología. Ed. Hemisferio Sur. Bs. As.
- Del Ponti, O. 2007. La sequía, determinante en la contaminación de la laguna Don Tomás. Red Interamericana de recursos hídricos. Nodo Cono Sur. www.conosur.rirh.net
- Downing, J.A., G. W. Osenberg y O. Sarnelle. 1999. Meta-Analysis of marine nutrient-enrichment experiments: Variation in the magnitude of nutrient limitation. Ecology 80 (4).

- EAWest. 2002. Sewage treatment. www.huntsman.com/tioxide
- Echaniz, S. A., A. M. Vignatti y P.C. Bunino. El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios a lo largo de una década. Biota Neotrópica. En prensa
- Echaniz, S.A.y A.M. Vignatti. 2001. Composición y variación anual de la taxocenosis de cladoceros (Crustacea: Anomópoda y Ctenópoda) planctónicos y quimica del agua de la Laguna Don Tomás. (La Pampa Argentina) Rev. Fac. Agronomía-UNLPam 12.
- Gavilán, J.G. 1981. Study of water quality in the San Roque Reservoir. Wat. Qual. Bull. 6.
- Goldman, J. C., J.J. McCarthy, D. G. Peavey. 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. Nature 279.
- Hairston, N.G., Smith, F.E. y Slobodkin, L.B. 1960. Community structure, population control and competition. American Naturalist, 94.
- Kalff, J. 2002. Limnology: inland water ecosystems. Ed. Prentice Hall.
- Lampert W. y U. Sommer. 1997. Limnoecology: The ecology of lakes and streams. Oxford University Press.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. Final report. París.
- Pilati, A. 1997. Copépodos calanoideos de la Provincia de La Pampa. Rev. Fac. Agronomía, UNLPam. 9(2).
- Pilati, A. 1999. Copépodos ciclopoideos de la Provincia de La Pampa (Argentina). Rev. Fac. Agronomía, UNLPam. 10(1).
- Pilati, A. y M. Vanni. 2008. Effects of agricultural subsides of nutrients and detritus on fish and plankton of shallow reservoir ecosystems. Ecol. Applic. (en prensa).
- Quirós, R., J.J. Rosso, A. Renella, A. Sosnovsky y M. Boveri. 2002. Estudio sobre el estado trófico de las lagunas pampeanas. Interciencia 27.

- Quirós, R. 2005. La ecología de las lagunas de las Pampas. Investigación y Ciencia.
- Quirós, R., 2000. La eutroficación de las aguas continentales de Argentina en: A. Fernández (Ed.) El agua en iberoamérica: Acuíferos, lagos y embalses CYTED. Subprograma XVII. Aprovechamiento y gestión de recursos hídricos.
- Redfield, A.C., B.H. Ketchum y F.A. Richards 1963. The influence of organism on the chemical composition of seawater. In: The Sea: Ideas and observations on progress in the study of the seas.
- Scheffer, M., 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. Science 184.
- Tapia, M. E. 2002. Estudio de las comunidades del fitoplancton en los Ríos Raule, Guayas y Estero Salado. Acta oceanográfica del Pacífico. Vol II (1).
- Vanni, M.J., S. Andrews, W. H. Renwinck, M.J. Gonzalez y S. J Noble. 2006. Nutrient and light limitation of reservoirs phytoplankton in relation to storm-mediated pulses in stream discharge. Arch. Hydrobiol. 167 (1-4).
- Vollenweider, R.A.1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33.
- Wetzel, R. G. 2001. Limnology: Lake and river ecosystems. Academic Press.