



Naturalis

Repositorio Institucional
<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar>

Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo



Efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la taxocenosis de diatomeas bentónicas en sistemas lóticos pampeanos

Licursi, Magdalena

Doctor en Ciencias Naturales

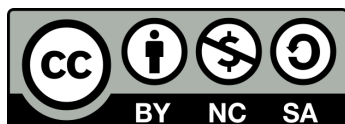
Dirección: Gómez, Nora

Co-dirección: Rodrigues Capítulo, Alberto

Facultad de Ciencias Naturales y Museo
2005

Acceso en:

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20120126000064>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional



Naturalis

Repositorio Institucional
FCNyM - UNLP



Efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la taxocenosis de diatomeas bentónicas en sistemas lóticos pampeanos.

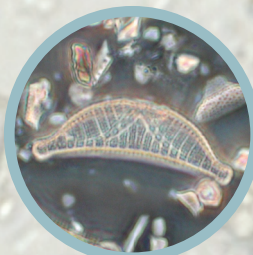
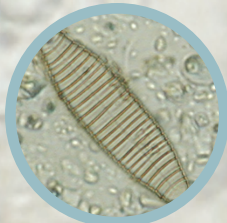


Lic. Magdalena Licursi

Directora: Dra. Nora Gómez

Codirector: Dr. Alberto Rodrigues Capítulo

Inst. de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CONICET - UNLP
Facultad de Ciencias Naturales y Museo - UNLP



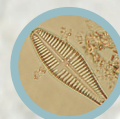
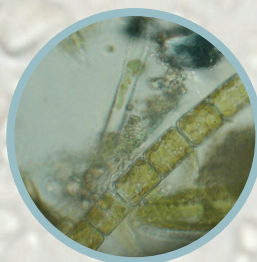
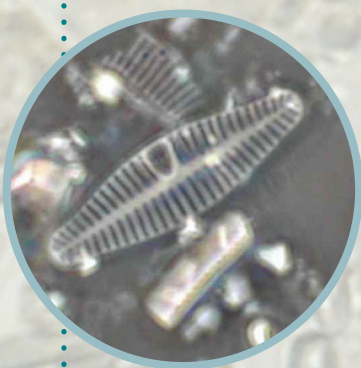
CONICET





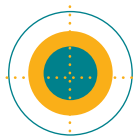
Los sistemas fluviales de la llanura pampeana presentan en sus lechos un sustrato compuesto fundamentalmente por limos y arcillas con una baja proporción de grava y arena. De acuerdo a estas características el biofilm que recubre los sedimentos finos, denominado epipelón, es la comunidad mejor representada. Las diatomeas que componen ésta son afectadas por factores físicos, químicos y biológicos que interactúan en el cuerpo de agua, constituyéndose por lo tanto en indicadores sensibles de cambios ambientales y de condiciones específicas de su hábitat. Las prácticas agrícola-ganaderas, las actividades industriales y, en algunos casos, la deficiente infraestructura sanitaria de los asentamientos humanos generan que muchos ríos y arroyos de la provincia de Buenos Aires exhiban distintos grados de deterioro de la calidad del agua.

En la presente tesis se investigan los efectos de algunas perturbaciones antropogénicas, frecuentes en el área pampeana, sobre la taxocenosis de diatomeas epipélicas de algunos sistemas lóticos.





Dedico el presente trabajo de tesis especialmente a mi familia, apoyo fundamental en mi vida, y a mis directores quienes me guían y acompañan en el camino de la investigación.



Agradecimientos:

Los agradecimientos son muchos ya que en estos años mucha gente estuvo a mi lado de una u otra manera. Espero no olvidarme de nadie...

A mi familia por el apoyo permanente y por hacerme sentir que podía lograrlo. A mis papás por incentivarme siempre a hacer lo que me gusta y por festejar mis logros como propios. A mis hermanas y mi cuñado por estar siempre a mi lado, compartiendo desde las pequeñas cosas a los grandes desafíos. A Fede, mi compañero de ruta, por su paciencia infinita y el apoyo incondicional.

A mis directores Nora y Alberto por guiarme y estar a mi lado en este desafío, incentivándome a hacer las cosas cada día mejor. Gracias por todo el tiempo que me dedicaron y por brindarme las condiciones ideales para llegar a la tesis, se las debo!. Para mi fue un privilegio contar con directores como ustedes... Para vos Nora, un agradecimiento muy especial por tu dedicación a mi formación y por marcarme siempre el camino correcto, acompañándome en cada paso. Va a ser un honor para mí ser tu primera tesista. Gracias por ser una directora con todas las letras.!!!

A mis compañeros del ILPLA por las charlas compartidas y los consejos que enriquecieron mucho mi trabajo e hicieron muy amenas las jornadas laborales: gracias Caro, Mari, Agus, Delia, Vicky, Eugenia, Paula, Analía, Mauricio, Pacha, Raúl, Victoria. Gracias Carlitos por la asistencia en las tareas de campo. A Jorge Donadelli un agradecimiento especial por los análisis físico-químicos de las muestras incluidas en la tesis. A Misa todo mi agradecimiento por su ayuda en la parte de informática.

A todos mis amigos, a quienes no voy a nombrar por temor de cometer omisiones, muchísimas gracias por el apoyo, la compañía y por los tiempos libres compartidos tan necesarios para cambiar de aire...

A mis compañeros de Zoología General con quienes además de compartir la docencia intercambiamos experiencias muy enriquecedoras.

A mis compañeros de la Universidad de Namur (Bélgica), Laurent, Gisele y Stephane, por todos los momentos compartidos durante mi estadía en el laboratorio URBO. Un agradecimiento especial al Dr. Jean Pierre Descy por brindarme la oportunidad de trabajar en su laboratorio y transmitirme su experiencia.

A la Dra. Nora Maidana por su ayuda en algunas identificaciones de diatomeas.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por otorgarme financiación a través de una Beca Interna de Formación de Postgrado durante el desarrollo del presente trabajo de tesis.

Finalmente un agradecimiento muy especial a mi hermana Mariana por el diseño de la tesis y por su invaluable ayuda en la edición del manuscrito final.












Efectos de las perturbaciones
antropogénicas sobre la taxocenosis
de **diatomeas bentónicas**
en sistemas lóticos pampeanos.

Lic. Magdalena Licursi

Directora: Dra. Nora Gómez
Codirector: Dr. Alberto Rodrigues Capítulo

Inst. de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CONICET - UNLP
Facultad de Ciencias Naturales y Museo - UNLP

Índice

	Resumen.....	1
	Introducción.....	5
	Estudios extensivos.....	33
	Las diatomeas epipélicas vs los usos de la tierra.....	59
	Grado de fidelidad de las diatomeas epipélicas en relación con la eutrofización y polución orgánica.....	84
	Las diatomeas bentónicas y su valor diagnóstico frente a cambios rápidos en la calidad del agua.....	125
	Efectos del dragado de un arroyo sobre la taxocenosis de diatomeas.....	149
	Consideraciones finales.....	170
	Anexo.....	176
	Nomenclatura actualizada de las diatomeas identificadas.....	177
	Microfotografías de algunas especies halladas.....	183



Resumen

Los sistemas fluviales de la llanura pampeana presentan en sus lechos un sustrato compuesto fundamentalmente por limos y arcillas con una baja proporción de grava y arena. De acuerdo a estas características el biofilm que recubre los sedimentos finos, denominado **epipelon**, es la comunidad mejor representada. Las diatomeas que componen ésta son afectadas por factores físicos, químicos y biológicos que interactúan en el cuerpo de agua, constituyéndose por lo tanto en indicadores sensibles de cambios ambientales y de condiciones específicas de su hábitat. Las prácticas agrícola-ganaderas, las actividades industriales y, en algunos casos, la deficiente infraestructura sanitaria de los asentamientos humanos generan que muchos ríos y arroyos de la provincia de Buenos Aires exhiban distintos grados de deterioro de la calidad del agua.

En la presente tesis se investigan los efectos de algunas perturbaciones antropogénicas, frecuentes en el área pampeana, sobre la taxocenosis de diatomeas epipélicas de algunos sistemas lóticos.

En el **capítulo I** se realizó una reseña del valor diagnóstico de las diatomeas como indicadores de cambios ambientales. Se enfatizó la importancia de las mismas como indicadores de la calidad del agua, exponiendo el estado del conocimiento en la temática en Sudamérica y, en particular, en la Argentina. Se resaltó la necesidad de los estudios empleando el epipelon en los arroyos de la llanura pampeana, por tratarse de la comunidad mejor representada en el lecho de estos sistemas. Finalmente se presenta la hipótesis, los objetivos generales y particulares y el área de estudio, incluyendo una ficha técnica de cada arroyo analizado en la presente tesis.

Con la finalidad de identificar la existencia de diferencias en la composición química del agua de los siguientes sistemas lóticos: A° Tandileofú, A° Napaleofú, A° Vivoratá (pertenecientes al sistema serrano de Tandilia), A° Rodríguez, A° El Gato, A° Pescado, A° Buñirigo y A° Juan Blanco (localizados en el NE de la provincia de Buenos Aires), se realizó un muestreo extensivo que incluyó un total de 22 sitios de muestreo. Conjuntamente con este estudio se analizó la relación entre la hidroquímica y la composición específica de la taxocenosis de diatomeas epipélicas (**Capítulo 2**). Fue posible advertir que los arroyos del sistema serrano de Tandilia fueron más ricos en calcio, magnesio y bicarbonatos mientras que en la composición del agua de los



arroyos del NE predominaron los carbonatos. Estas diferencias se vieron reflejadas en los grupos de especies presentes en los sistemas lóticos analizados, observándose que en los arroyos del NE la flora diatomológica fue de carácter más alcalífilo que la de los arroyos del sistema de Tandilia. A partir de esta prospección y la inclusión de parámetros relacionados con la polución orgánica y la eutrofización se seleccionaron los arroyos más comprometidos con estas perturbaciones antrópicas.

En el **capítulo 3** se exponen los resultados de estudios estacionales en los A° Tandileofú, A° Rodríguez y A° El Gato, seleccionados en el capítulo 2, considerando sitios de referencia y sitios sometidos a diferentes perturbaciones antropogénicas. A partir de un Análisis de Correspondencia Canónica fue explorada la relación entre la composición físico-química del agua, el tipo de uso de la tierra y su intensidad y la composición específica de la taxocenosis de diatomeas. Este análisis permitió advertir que los sitios de muestreo se organizaron formando cuatro grupos de acuerdo al uso de la tierra: i) sitios poco alterados, ii) sitios con uso de la tierra agrícola-ganadero intenso, iii) sitios con uso de la tierra predominantemente urbano y iv) sitios con uso de la tierra predominantemente industrial. Fueron identificadas asociaciones de especies de diatomeas relacionadas con cada tipo de actividad desarrollada en la cuenca. En sitios poco alterados fueron observadas especies con altos requerimientos de oxígeno, mesotróficas y relacionadas con un nivel de saprobiedad β - α - mesosapróbico. En sitios con uso de la tierra de carácter agrícola-ganadero intenso las especies observadas presentaron moderados requerimientos de oxígeno, y se relacionaron a condiciones eutróficas y un nivel de saprobiedad α -mesosapróbico. Las especies observadas en sitios con uso de la tierra predominantemente urbano exhibieron moderados o bajos requerimientos de oxígeno, y respondieron a condiciones eutróficas y un nivel meso-polisapróbico. Los sitios cuyo uso de la tierra fue principalmente de carácter industrial presentaron especies con requerimientos muy bajos de oxígeno, eutróficas o hipereutróficas y polisapróbicas. Los parámetros estructurales de la taxocenosis de diatomeas reflejaron el deterioro de la calidad del agua condicionado por el uso de la tierra y su intensidad, mostrando una disminución gradual de la diversidad, el número de especies y la equitabilidad. Finalmente se advirtió una escasa influencia de la estacionalidad en los parámetros estructurales y tolerancia de las especies a la polución y eutrofización.

Las preferencias ecológicas de las diatomeas epipélicas en relación con la polución orgánica y eutrofización fueron analizadas en el **capítulo 4**. A partir de un Análisis de

Componentes Principales se estableció el gradiente de las variables relacionadas con estos fenómenos (NH_4^+ , PO_4^{3-} y DBO_5). De acuerdo al rango de distribución de las especies en dicho gradiente fue posible asignar a cada especie un valor del grado de fidelidad en relación con la polución orgánica y eutrofización. La incorporación del grado de fidelidad al Índice de Diatomeas Pampeano se vió reflejada en un mejor ajuste del mismo con las variables relacionadas a estos fenómenos. En este capítulo también se presenta el rango de distribución de las distintas especies con relación al NH_4^+ , PO_4^{3-} y DBO_5 y se analizan las diferencias en las preferencias ecológicas observadas en el presente estudio en relación con las reportadas para otras latitudes.

En el **capítulo 5** se exponen los resultados de las experiencias de traslocación de sustratos artificiales realizadas en el A° Don Carlos. El objetivo de las mismas fue estudiar las respuestas de las diatomeas bentónicas ante cambios rápidos en la calidad del agua y establecer el valor diagnóstico de la taxocenosis en sitios con distinto grado de estrés ambiental en una escala de tiempo semanal. Las experiencias de traslocación evidenciaron no sólo los cambios en los parámetros estructurales, porcentaje de similitud comunitaria y la tolerancia de las especies a la contaminación, sino también el tiempo necesario para que los mismos se manifiesten cuando la taxocenosis es expuesta al deterioro de la calidad del agua y en sentido inverso. Así se advirtió que cuando la misma fue transportada de un sitio de buena calidad a uno de peor calidad del agua al cabo de dos semanas evidenció la pérdida de una mayor proporción de las características originales de la taxocenosis control que en las traslocaciones implementadas en sentido inverso.

En el **capítulo 6** se analizaron los efectos del dragado del lecho de un arroyo (A° Rodríguez), práctica frecuente en la llanura pampeana, sobre la taxocenosis de diatomeas. Se analizaron las respuestas de las diatomeas a los disturbios ocasionados por las obras considerando parámetros estructurales (densidad, número de especies, diversidad) y la tolerancia de las especies a la polución orgánica. Se reconocieron dos tipos de disturbios en el hábitat como consecuencia de las obras del dragado; por un lado aquellos relacionados con la remoción de sedimentos del fondo con la consecuente inestabilidad del sustrato. En segundo lugar los relacionados con la columna de agua entre los que se incluyen los cambios químicos y la alteración del ambiente lumínico. A partir de las obras de dragado se observó un incremento en la densidad de diatomeas, relacionado al incremento de la concentración de nutrientes, y el reemplazo de especies sensibles por especies más tolerantes. Los cambios fueron más notorios en el caso del sitio que presentaba mejor calidad del agua que en aquellos que mostraban signos de disturbios antrópicos previo a las obras de dragado.

En el **capítulo 7** se presentan las consideraciones finales referidas a los resultados obtenidos con relación a los objetivos particulares pautados en la presente tesis. Finalmente se presenta un anexo en el se incluye la actualización de la nomenclatura de las diatomeas identificadas en las muestras analizadas y las microfotografías de algunas de las especies halladas en los sistemas lóticos estudiados.

1.

Introducción





Introducción

El continuo desarrollo de las actividades socio-económicas ha sido acompañado por un rápido incremento del estrés que causa la polución sobre los sistemas acuáticos. Con el advenimiento de la industrialización y el crecimiento poblacional, la demanda del agua ha aumentado junto con las exigencias de una mejor calidad. Por otro lado el agua ha sido considerada, desde los tiempos antiguos, el medio más conveniente para limpiar, dispersar, transportar y disponer desechos (domésticos e industriales, de explotación minera, etc.). La polución y el deterioro de la calidad del agua interfieren en su uso vital y legítimo a escala local, regional o internacional (Meybeck & Helmer, 1996; Meybeck *et al.*, 1996).

La **calidad del agua** se define como el conjunto de concentraciones, especiaciones y particiones de sustancias orgánicas e inorgánicas, la composición y estado de la biota considerando también las variaciones temporales y espaciales debido a factores internos y externos de un cuerpo de agua (UNESCO-WHO-UNEP, 1996).

La escala de actividades socio-económicas, urbanización, actividad industrial y producción agrícola, ha alcanzado una magnitud en la cual, además de interferir con los procesos naturales dentro de la misma cuenca, tienen también un impacto mundial en los recursos acuáticos. Ha surgido así una necesidad urgente de una valoración comprensiva y exacta de las tendencias en la calidad de agua, siendo indispensable contar con datos de monitoreo confiables para la evaluación (Bartram & Helmer, 1996).

La Organización Internacional para la Estandarización (ISO) define **monitoreo de la calidad del agua** como: “el proceso programado de toma de muestras, medición y registro de varias características del agua, con el fin de evaluar conforme a los objetivos especificados”. Dichos objetivos se encuentran generalmente relacionados con el manejo de la calidad del agua, con el fin de controlar las características físicas, químicas y biológicas del agua (Bartram & Helmer, 1996).

El monitoreo químico, aún siendo continuo, puede no advertir eventos que dañan seriamente a miembros clave de la comunidad biológica (Lowe & Pan, 1996). Por lo tanto es importante que los ecosistemas acuáticos sean monitoreados biológicamente ya que los organismos integran la mayoría de los parámetros bióticos y abióticos que influyen en su hábitat y proveen un registro continuo de la calidad del ambiente (Lowe & Pan, 1996).



Son varios los efectos que se pueden producir en un organismo, población o comunidad acuática ante cambios en el ambiente ocasionados por la presencia de contaminantes, o por alteraciones físicas del hábitat (Friedrich *et al.*, 1996). Algunos de estos efectos son:

- cambios en la composición específica de las comunidades,
- cambios en los grupos de organismos dominantes en el hábitat,
- empobrecimiento de especies,
- incremento de la mortalidad,
- mortandad de la población completa,
- cambios en el comportamiento de los organismos,
- cambios en el metabolismo,
- cambios histológicos y deformaciones morfológicas.

En síntesis los seres vivos pueden constituirse en una herramienta de monitoreo final de la calidad del ambiente y contribuir a la evaluación de la **calidad biológica** de las aguas corrientes y estancadas. En un nivel superior, la estructura y función de la comunidad biológica, los factores naturales de tipo físico, geográfico y climático sumado a condiciones físico-químicas del agua (incluidas las resultantes de la actividad humana y la estética de los ecosistemas), contribuyen al diagnóstico de la **calidad ecológica** (Prat *et al.* 1996).

Dentro de los bioindicadores las algas poseen numerosos atributos convenientes como indicadores de la integridad del ecosistema y de los cambios ambientales entre los que se pueden resaltar los siguientes, según McCormick & Cairns (1994):

- son ubicuistas y un grupo ecológicamente importante en la mayoría de los ecosistemas acuáticos;
- son sensibles a un amplio rango de factores de estrés ambiental;
- proporcionan información prácticamente única en la consideración de algunas condiciones ambientales en comparación con los indicadores que provee la fauna (ej. eutrofización);
- responden de manera rápida a cambios en las condiciones ambientales;
- la utilización de asociaciones algales facilita la identificación de áreas de referencia con el fin de comparar con áreas disturbadas y así establecer cuanto se desvían de las condiciones naturales o no disturbadas;
- proveen una herramienta efectiva de monitoreo en términos del esfuerzo y la información obtenida, constituyéndose rentable su empleo.

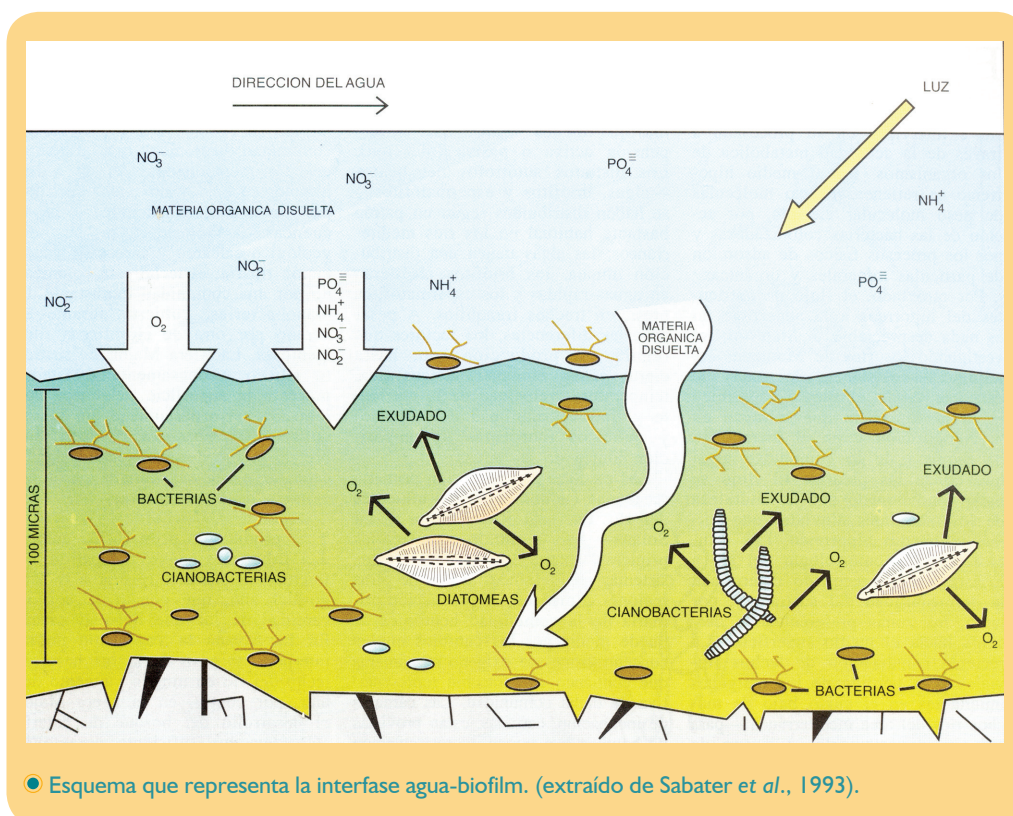


Sin embargo algunas desventajas del empleo de las algas como indicadores de la calidad del agua deben señalarse (Friedrich *et al.*, 1996):

- se requiere una amplia experiencia taxonómica y la identificación, en la mayoría de los casos, a nivel específico;
- algunos grupos presentan dificultades para el muestreo o cuantificación;
- poseen ciclos de vida relativamente cortos en relación con otros grupos (ej. macroinvertebrados), razón por la cual son considerados indicadores de polución a corto plazo.

Existen numerosos antecedentes relacionados con la utilización de las algas como indicadores de condiciones ambientales como reportan Whitton *et al.*, (1991) Whitton & Rott (1996) y Prygiel *et al.* (1999). En lo referente a estudios realizados en Argentina Loez & Topalián (1999) presentan una revisión detallada de los antecedentes existentes para el país, en la cual es posible advertir que el mayor énfasis en el empleo de las algas como indicadores de contaminación se centró en el uso del fitoplancton. En cambio el **biofilm** que coloniza piedras, madera o cualquier otro sustrato sólido del lecho de ríos y arroyos ha sido poco estudiado en relación con la contaminación en Argentina. Este se trata de una matriz constituida por polisacáridos hidratados, con propiedades difusivas semejantes a las de un gel. En el seno de la matriz se hallan bacterias, algas, protozoos y pequeños invertebrados. En general, esta capa puede alcanzar un grosor entre 100 micras y unos pocos milímetros. Por su actividad, el biofilm constituye un auténtico microsistema en el cual las algas absorben nutrientes inorgánicos y emplean la energía solar, mientras que los heterótrofos aprovechan la materia orgánica disuelta, así como los excedentes sintetizados por los productores primarios vecinos (Sabater *et al.*, 1993).

Como consecuencia del estrecho vínculo entre las asociaciones de algas y los sustratos, en los que se desarrollan estos biofilms, las algas son afectadas por los factores físicos, químicos y biológicos que interactúan en el cuerpo de agua durante el tiempo de desarrollo del biofilm (Stevenson & Bahls, 1999).



Las diatomeas están muy bien representadas en este complejo biológico (Allan, 1995) y son excelentes indicadores ecológicos. El gran número de especies que se adaptan a un amplio rango de condiciones ecológicas las convierten en indicadores sensibles de cambios ambientales y de condiciones específicas de su hábitat (Stevenson & Bahls, 1999).

Las diatomeas han sido incluidas en los estudios de calidad del agua desde las primeras investigaciones realizadas por Kolkwitz & Marsson (1908) para evaluar la saprobiedad del agua. Posteriormente a los trabajos realizados por Patrick (1949, 1957, 1964) en los que se relacionaba aspectos estructurales de la taxocenosis con la calidad del agua, se llevaron a cabo numerosos estudios utilizando diatomeas bentónicas para evaluar el deterioro de los ecosistemas acuáticos, aspecto sobre el cual existe una extensa bibliografía. En algunos de ellos se clasificaron a las diatomeas de acuerdo a su tolerancia a la polución de carácter industrial y doméstico (Lange-Bertalot, 1978; 1979; Slàdeček, 1973; 1984; Kobayashi & Mayama, 1982) mientras que otros analizaron la composición y diversidad específica con relación a gradientes de polución (Descy, 1979; Schoeman, 1976; Lobo et al., 1995; Sabater & Sabater, 1988; Sabater et al. 1987; Katoh, 1991; Whitton et al., 1991; Whitton & Rott, 1996; Prygiel et al., 1999).

Según Stevenson & Pan (1999) la difundida utilización de estos organismos en la deter-



minación de la calidad del agua se debe a las numerosas ventajas que presentan:

- tienen tiempos generacionales cortos,
- los frústulos de las diatomeas se preservan en los sedimentos y registran la historia del cuerpo de agua,
- el costo del muestreo y análisis de la muestra es relativamente bajo y
- las muestras pueden archivar fácilmente durante períodos de tiempo largos para análisis futuros.

Descy & Micha (1988) mencionan como ventajas adicionales la presencia de diversos grados de sensibilidad a la polución (especialmente a la eutrofización y polución orgánica e inorgánica) y que los índices diatómicos, basados en datos cuantitativos, son más sensibles que otros métodos basados en criterios cualitativos.

Las diatomeas constituyen uno de los grupos de organismos más utilizados para evaluaciones biológicas de los ríos junto con macroinvertebrados y peces. Sin embargo su uso para este propósito ha sido generalmente confinado al concepto tradicional de indicadores de la calidad del agua, referidos particularmente a los aspectos químicos (Chessman *et al.*, 1999). Recientemente el uso de diatomeas como **indicadores ecológicos** en ríos ha sido ampliado con el fin de incluir el hábitat (Kutka & Richards, 1996). Los cambios en la composición específica tienden a ser una de las respuestas más contundente de las bacilariofitas a las modificaciones de las condiciones ambientales (Stevenson & Pan, 1999; Whitton *et al.* 1991; Whitton & Rott, 1996; Prygiel *et al.*, 1999; Gómez & Licursi, 2001). La composición específica de diatomeas es utilizada rutinariamente en la caracterización de condiciones ecológicas en muchos ecosistemas acuáticos de manera exitosa (Ector *et al.*, 2004).

En la llanura pampeana el empleo de diatomeas como indicadoras de la calidad del agua tiene pocos precedentes. Dentro de ella, en Brasil Lobo *et al.*, (1996, 2004) y Lobo & Bender (1998) evaluaron la calidad del agua mediante el empleo de diatomeas epilíticas en cuencas del sur de dicho país. En la región pampeana argentina se cuenta con escasos antecedentes relacionados con el uso de diatomeas en la evaluación de la calidad del agua: Gómez (1997, 1998, 1999 a y b); Tangorra *et al.* (1997); Gómez & Licursi (2001); Licursi & Gómez (2002); Gómez & Licursi (2003); Licursi & Gómez (2003). Esta exigua información contrasta con las extensas redes hidrográficas con las que cuenta el área pampeana y con el grado de deterioro de una parte de ellas, como es el caso de los sistemas fluviales pertenecientes a la provincia de Buenos Aires. Estos ecosistemas lóticos se encuentran entre los más afectados por la presión antropogénica, acompañada



muchas veces por la falta de una planificación adecuada en la explotación de los recursos. Las prácticas agrícola-ganaderas, las actividades industriales y, en algunos casos, la deficiente infraestructura sanitaria de los asentamientos humanos generan que muchos ríos y arroyos exhiban una calidad ecológica pobre (Bauer *et al.*, 2002).

El 87% de la superficie total de la provincia de Buenos Aires está ocupada principalmente por una extensa llanura. Los sistemas fluviales que la surcan presentan en sus lechos un sustrato compuesto fundamentalmente por limos y arcillas con una baja proporción de grava y arena, exceptuando las desembocaduras donde el sustrato predominante es el arenoso. Los sustratos duros se encuentran sólo en las cabeceras de los arroyos que nacen en el sistema de Tandil y de Ventania (presencia de rocas) o bien en los tramos medios y bajos (presencia de toscas). De acuerdo a estas características el biofilm que recubre los sedimentos finos, denominado **epipelon**, es el mejor representado. Claps (1996) analizó la estructura y dinámica del epipelon del río Samborombón y Solari & Claps (1996) realizaron un estudio comparativo de esta comunidad con el fitoplancton de este sistema lótico.

Gran parte de los trabajos destinados a la evaluación de la calidad del agua empleando diatomeas han utilizado la comunidad epilítica (Kelly, 1996; Kelly *et al.*, 1998; Cox, 1991; Round, 1991). En los sistemas lóticos pampeanos los sustratos duros están pobremente representados y restringidos a algunos sectores de las cuencas como se mencionó en el párrafo precedente. Asimismo Round (1993) expone que el epilíton que se desarrolla en los ríos de llanura presenta un alto porcentaje de diatomeas móviles provenientes del epipelon y del epifiton, razón por la cual es necesario restringir el concepto de epilíton en estos casos.

Por su parte el epifiton presenta una serie de problemas metodológicos que hacen poco viable su empleo en el biomonitoreo (Cazaubon, 1991 y 1996). Entre las problemáticas más frecuentes, halladas también en los sistemas lóticos pampeanos, se pueden mencionar la gran heterogeneidad en la composición específica de hidrófitas, su distribución discontinua a lo largo de las cuencas, como así también la diversidad en la morfología y tamaño de las plantas acuáticas, lo cual hace poco factible la utilización de diatomeas epifíticas en estudios comparativos relacionados con la calidad del agua.

La utilización de sustratos artificiales presenta una serie de dificultades en ríos que atraviesan áreas densamente pobladas ya que la pérdida o destrucción de los sustratos es frecuente.

Con relación al epipelon Kelly *et al.* (1998) señalan que la flora diatomológica que vive en el sedimento presenta ciertos inconvenientes, especialmente en lo relacionado al diagnóstico de la saprobiedad de un cuerpo de agua. Sin embargo Dell' Uomo (en Kelly



et al., 1998) resalta la relación positiva existente entre la comunidad epipélica y la química del agua. Por su parte Cazaubon (1991) pone de manifiesto la importancia de esta comunidad cuando señala al epipelon como la “memoria del estrés”, representando una advertencia de severos daños que pueden afectar la calidad biótica de las aguas. Asimismo Stevenson (1984) encontró que la composición del epipelon es menos variable que la del epilíton al evaluar la calidad del agua. También Coste (com. per.) sugiere la necesidad de conocer más las respuestas de la comunidad epipélica dado que podría ser mejor que la epilítica en la evaluación del daño causado por la polución con metales pesados. Esto se debe a la estrecha relación entre esta comunidad y los sedimentos que la contienen. A partir de los antecedentes expuestos es evidente la necesidad de profundizar los estudios acerca de esta comunidad.

Gómez (1998, 1999a); Gómez & Licursi (2001) realizaron una primera aproximación acerca de la respuesta de las diatomeas epipélicas a diferentes concentraciones en el contenido de materia orgánica y nutrientes del agua en cuencas de la Provincia de Buenos Aires. Estos estudios demostraron una relación manifiesta entre dichas variables y las respuestas de la taxocenosis a las variables consideradas. Sin embargo otros aspectos estructurales y funcionales deben ser analizados con más detalle para completar el conocimiento acerca del potencial de esta comunidad, escasamente estudiada, como una herramienta más en el diagnóstico ambiental en el ámbito regional y mundial.

Hipótesis

- A)** Los cambios en la calidad ecológica de los sistemas lóticos pampeanos afectan la composición y estructura de la taxocenosis de diatomeas epipélicas.
- B)** Si **A** se acepta es posible advertir, a través de los cambios en la taxocenosis, los efectos que causan las perturbaciones antropogénicas y establecer y predecir cuanto se desvían las respuestas de la taxocenosis de diatomeas con respecto a sitios de referencia de escasa o nula perturbación.



Marco conceptual



Objetivo general:

Estudiar la taxocenosis de diatomeas que conforman el epipelon como indicadora de la **calidad del agua** e **integridad biótica** de ríos y arroyos de llanura pampeana, contribuyendo así a la determinación de la **integridad ecológica** de los sistemas lóticos analizados.

Objetivos particulares:

- Identificar cambios en la composición específica de la taxocenosis relacionados con la composición química del agua.
- Conocer la relación existente entre la estructura y composición específica de la taxocenosis de las diatomeas epipélicas y la calidad del agua teniendo en cuenta la naturaleza e intensidad de las fuentes contaminantes.



- Conocer la fidelidad de las especies de diatomeas epipélicas a diferentes grados de deterioro ambiental en arroyos pampásicos.
- Conocer la elasticidad o capacidad de recuperación de la taxocenosis luego de estar sometida a contaminantes durante un tiempo determinado.
- Conocer cambios de la taxocenosis en relación con alteraciones del hábitat.
- Conocer cambios de la taxocenosis a diferentes escalas de tiempo (estacional, semanal).

Área de estudio:

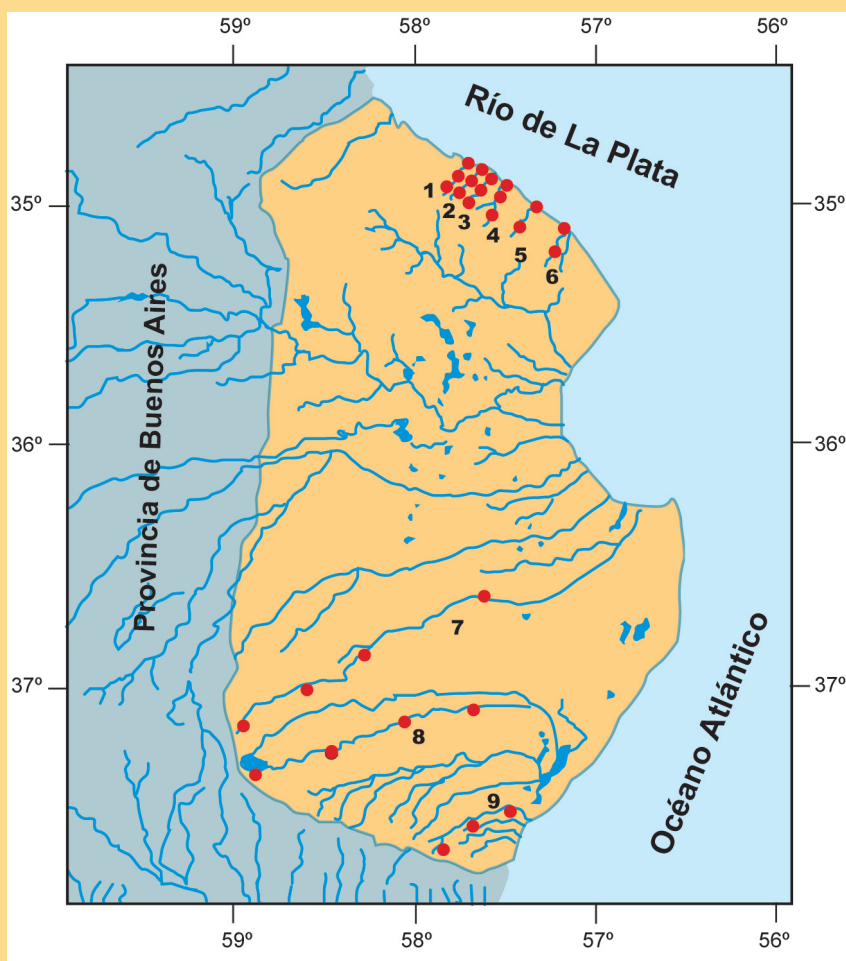
La provincia de Buenos Aires ocupa el sector austral de una gran llanura denominada “pampa”. Esta superficie llana, de escaso nivel, en ocasiones parcialmente ondulada está exenta de rasgos fisiográficos importantes. Sólo una superficie muy reducida es ocupada por sierras que escasamente superan los 500 m s n m, pertenecientes al sistema serrano de Tandilia, o los 1200 m s n m, en el caso de las sierras perteneciente al sistema serrano de Ventana (Cabrera & Willink, 1980). Por su posición geográfica el clima del área en cuestión pertenece al dominio atlántico, desarrollándose íntegramente en la zona templada, sujeta a los vientos húmedos del Atlántico Sur. Asimismo su condición de llanura abierta la expone a los vientos secos patagónicos del Sudoeste (pampero) y del Sur (polar). La temperatura media de enero oscila entre 20°C-24°C y la de julio entre 7°C-10°C, en tanto que la media anual es de 18 °C. Las precipitaciones oscilan entre los 800 y 1000 mm anuales. La vegetación dominante es la estepa o pseudoestepa de gramíneas, entre las cuales crecen numerosas especies herbáceas y algunos arbustos, existiendo numerosas comunidades edáficas.

Los sistemas lóticos seleccionados para el presente trabajo de tesis pertenecen a la cuenca del Plata y al sistema serrano de Tandilia (figura 1). En lo que se refiere a los de la cuenca del Plata se trata de arroyos típicos de llanuras húmedas en los que no hay superficies tributarias en general bien definidas. Tienen en su mayoría un escurrimiento lento, la estructura de disipación o estructura de escurrimiento es anárquica (Barbagallo, 1983). Las pendientes medias de los arroyos seleccionados de la cuenca del Plata están en el orden 10^{-3} y se desarrollan desde los 50 m s n m hasta el nivel del Río de la Plata. El diseño de los sistemas lóticos es de tipo dendrítico convirtiéndose en la red hidrográfica



relativamente más densa de la provincia de Buenos Aires, superando rara vez el orden 4. En la región del NE no existe un escurrimiento superficial regional, siendo los procesos prevaecientes la infiltración y evapotranspiración. Dadas las condiciones climáticas existiría una evaporación potencial mayor en las regiones más orientales, por lo que los fenómenos de concentración química son más fuertes y en general hay extensas áreas de aguas subterráneas salobres o salinas (Sala et al. 1983).

La descarga de estos sistemas lóticos es fluctuante durante el año, pudiendo llegar a observarse el estancamiento del agua en sectores de algunos arroyos en determinadas épocas del año. Es el caso de arroyos como Juan Blanco o Buñirigo en los que ocasionalmente quedan aislados sectores del curso de agua.



● Figura 1: Mapa del área de estudio. 1: A° Rodríguez; 2: A° Don Carlos; 3: A° El Gato; 4: A° Pescado; 5: A° Buñirigo; 6: A° Juan Blanco; 7: A° Tandileofú; 8: A° Napaleofú; 9: A° Vivotatá.



La composición de los lechos de estos sistemas lóticos es principalmente de arcilla, limo, arena y en menor proporción de gravas (toscas), asimismo en algunos se puede observar irregularmente afloramiento de toscas (concreciones de CO_3Ca). En las nacientes de los arroyos del sistema serrano de Tandilia se pueden encontrar sustratos duros que son reemplazados en la sección media y baja por sustratos blandos formados por limo o arcilla.

La presencia de materia orgánica en los ríos y arroyos del área de estudio es variable dependiendo del aporte natural de los pastizales circundantes y del que le suministra la actividad antrópica. La presencia de macrófitas es variada y la cobertura heterogénea a lo largo de los cuerpos de agua en estudio. En las orillas de los arroyos y bañados se presentan juncas de *Scirpus californicus* asociados a *Echinodorus*, *Eryngium*, *Sagittaria*, etc, otras palustres conforman pajonales de espadaña, pajonales de *Scirpus giganteus* o bien totorales de *Typha angustifolia* o *T. latifolia*. Entre la vegetación sumergida, sobre todo en los arroyos poco profundos, son comunes las algas filamentosas como las conjugadas, cladoforales y caráceas; *Ceratophyllum*, *Myriophyllum*, *Potamogeton* son hidrófitas frecuentes en estos sistemas lóticos. Entre las plantas flotantes son comunes las Araceas (*Azolla*), lemnaceas y entre las arraigadas al fondo *Hydrocotyle bonariensis*, *H. ranunculoides*, *Jussiaea*, *Hydrocleis nymphoides* (Cabrera & Willink, 1980).

Para cada sitio de muestreo se confeccionó una tabla que reúne las principales características del sitio, para lo cual se tuvieron en cuenta las directivas sugeridas por la Agencia de Protección Ambiental: EPA (Barbour et al., 1999).

Asimismo se presentan fotografías de cada sitio de muestreo.

A continuación se detallan las principales características ambientales de los distintos sitios de muestreo relevados.



Ejemplo de las fichas utilizadas para caracterizar los sistemas lóticos analizados:

Sitio de Muestreo	
Latitud S	Ubicación geográfica tomada con GPS.
Longitud O	
Ancho (m)	
Profundidad (m)	
Orden	
Altitud (m)	
Caudal (m ³ s ⁻¹)	
Curso permanente	No presenta interrupciones en ninguna época del año.
Curso semipermanente	Presenta interrupción en alguna época del año.
Curso natural	El aspecto de las márgenes es el de un curso que no ha sufrido modificaciones.
Curso modificado	Las márgenes manifiestan algún tipo de modificación como las ocasionadas por rectificación, dragado o canalización.
Velocidad de la corriente (m s ⁻¹)	
Estabilidad de las márgenes	Considerada como óptima en los casos en que existe vegetación en las márgenes y escaso desplazamiento de tierra.
Desarrollo de hidrófitas	Porcentaje de cobertura de hidrófitas.
Vegetación de ribera natural	Existencia de vegetación autóctona.
Vegetación de ribera modificada	Existencia de vegetación introducida.
Tipo de sedimento	
Arcillas	Proporción de cada componente del sustrato. Cada * corresponde a un 20 %.
Limos	
Arena	
Grava	
Actividad	
Actividad agropecuaria	Valoración de la intensidad de cada actividad antrópica en el sitio en cuestión: * = baja ** = moderada *** = alta
Urbanización	
Actividad industrial	



Aº Buñirigo

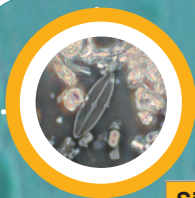
Sitio de Muestreo	Buñirigo 1	Buñirigo 2
Latitud S	35° 09' 37"	35° 03' 47"
Longitud O	57° 40' 24"	57° 33' 12"
Ancho (m)	1.88	4
Profundidad (m)	0.35	0.41
Orden	1	2
Altitud (m)	<10	<10
Caudal (m³ s⁻¹)	0.14	1.02
Curso permanente		*
Curso semipermanente	*	
Curso natural	*	*
Curso modificado		
Velocidad de la corriente (m s⁻¹)	0.12	0.32
Estabilidad de las márgenes	óptima	pobre
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	20	40
Vegetación de ribera natural	*	
Vegetación de ribera modificada		*
Tipo de sedimento		
arcillas	***	***
limos	*	*
arena	*	*
grava		
Actividad		
Actividad agropecuaria	**	**
Urbanización		**
Actividad industrial		***



Aº Buñirigo Estación 1



Aº Buñirigo Estación 2

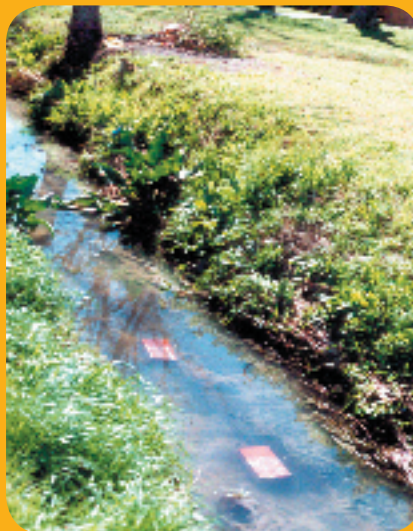


A° Don Carlos

Sitio de Muestreo	Don Carlos 1	Don Carlos 2	Don Carlos 3
Latitud S	34° 55' 30"	34° 53' 40"	34° 50' 50"
Longitud O	58° 01' 23"	58° 02' 15"	58° 03' 30"
Ancho (m)	1.5	1	5
Profundidad (m)	0.5	0.35	0.25
Orden	1	1	1
Altitud (m)	<10	<10	<10
Caudal (m ³ s ⁻¹)	0.15	0.1	0.3
Curso permanente	*	*	*
Curso semipermanente			
Curso natural	*	*	
Curso modificado			*
Velocidad de la corriente (m s ⁻¹)	0.11	1.8	0.46
Estabilidad de las márgenes	óptima	pobre	pobre
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	35		10
Vegetación de ribera natural	*		
Vegetación de ribera modificada		*	*
Tipo de sedimento			cemento
arcillas	**	**	
limos	***	**	
arena			
grava		*	
Actividad			
Actividad agropecuaria	**		
Urbanización	**	***	***
Actividad industrial		**	***



A° Don Carlos Estación 1



A° Don Carlos Estación 2



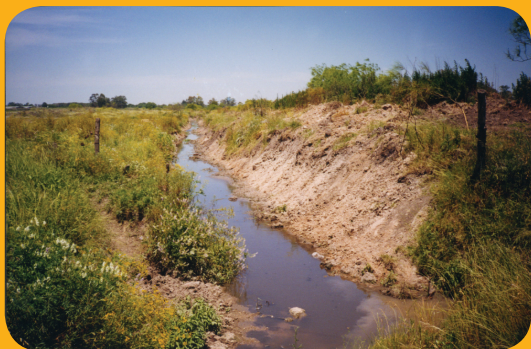
A° Don Carlos Estación 3





A° El Gato

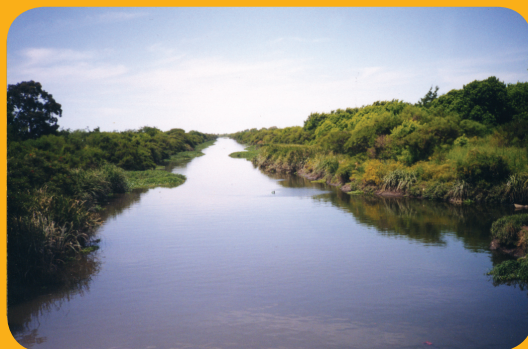
Sitio de Muestreo	El Gato 1	El Gato 2	El Gato 3
Latitud S	34° 57' 22"	34° 53' 26"	34° 51' 30
Longitud O	58° 01' 57"	57° 59' 37"	57° 57' 28"
Ancho (m)	1.5	8	15
Profundidad (m)	0.3	0.87	1.9
Orden	1	2	2
Altitud (m)	10-50	<10	<10
Caudal (m³ s⁻¹)	0.05		
Curso permanente	*	*	*
Curso semipermanente			
Curso natural			
Curso modificado	*	*	*
Velocidad de la corriente (m s⁻¹)	0.18		
Estabilidad de las márgenes	pobre	pobre	pobre
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	10		
Vegetación de ribera natural			
Vegetación de ribera modificada	*	*	*
Tipo de sedimento			
arcillas			
limos	*	**	*
arena	**	**	**
grava	**	*	**
Actividad			
Actividad agropecuaria	*		*
Urbanización	**	***	**
Actividad industrial	**	***	***



A° El Gato Estación 1



A° El Gato Estación 2



A° El Gato Estación 3



A° Juan Blanco

Sitio de Muestreo	Juan Blanco 1	Juan Blanco2
Latitud S	35° 14' 11"	35° 08' 32"
Longitud O	57° 31' 16"	57° 26' 24"
Ancho (m)	1.5	15.67
Profundidad (m)	0.33	1.88
Orden	1	2
Altitud (m)	<10	<10
Caudal (m³ s⁻¹)	0.06	2.9
Curso permanente		*
Curso semipermanente	*	
Curso natural	*	*
Curso modificado		
Velocidad de la corriente (m s⁻¹)	0.1	0.15
Estabilidad de las márgenes	óptima	óptima
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	20	60
Vegetación de ribera natural	*	*
Vegetación de ribera modificada		
Tipo de sedimento		
arcillas	**	**
limos	**	**
arena	*	*
grava		
Actividad		
Actividad agropecuaria	**	**
Urbanización		
Actividad industrial		



A° Juan Blanco Estación 1



A° Juan Blanco Estación 2





A° Napaleofú

Sitio de Muestreo	Napaleofú 1	Napaleofú 2	Napaleofú 3
Latitud S	37° 35' 43"	37° 33' 30"	37° 27' 20"
Longitud O	58° 55' 21"	58° 47' 33"	58° 28' 46"
Ancho (m)	2	5.33	4
Profundidad (m)	0.3	0.63	1.38
Orden	1	2	3
Altitud (m)	>100	>100	50-100
Caudal (m³ s⁻¹)	0.21	1.52	2.45
Curso permanente	*	*	*
Curso semipermanente			
Curso natural	*	*	*
Curso modificado			
Velocidad de la corriente (m s⁻¹)	0.58	0.44	0.51
Estabilidad de las márgenes	óptima	óptima	óptima
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	25	50	50
Vegetación de ribera natural	*	*	*
Vegetación de ribera modificada			
Tipo de sedimento			
arcillas			***
limos			
arena	***	***	
grava	**	**	**
Actividad			
Actividad agropecuaria	*	**	**
Urbanización	*	*	*
Actividad industrial			



A° Napaleofú Estación 1



A° Napaleofú Estación 2

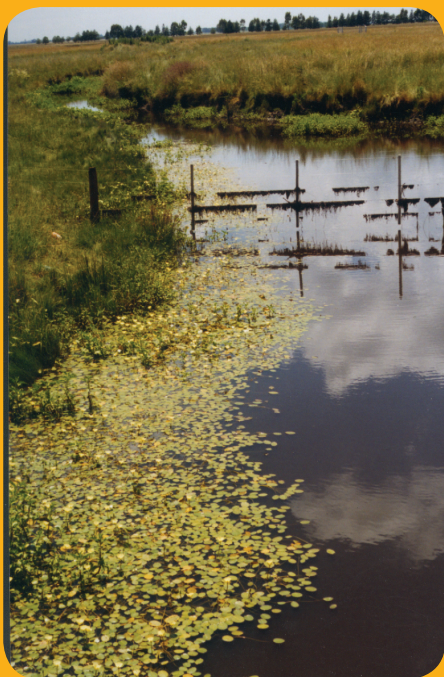


A° Napaleofú Estación 3



A° Pescado

Sitio de Muestreo	Pescado 1	Pescado 2	Pescado 3
Latitud S	35° 03' 16"	35° 01' 25"	34° 55' 33"
Longitud O	57° 58' 34"	57° 51' 20"	57° 45' 27"
Ancho (m)	6.81	15	19.83
Profundidad (m)	0.83	1.5	1.5
Orden	1	2	3
Altitud (m)	10-50	10-50	<10
Caudal (m ³ s ⁻¹)	0.9	10.56	8.25
Curso permanente	*	*	*
Curso semipermanente			
Curso natural	*	*	*
Curso modificado			
Velocidad de la corriente (m s ⁻¹)	0.11	0.16	0.48
Estabilidad de las márgenes	óptima	óptima	óptima
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	40	20	20
Vegetación de ribera natural	*	*	*
Vegetación de ribera modificada			
Tipo de sedimento			
arcillas	*		
limos	**	**	*
arena	*	**	***
grava	*	*	*
Actividad			
Actividad agropecuaria	**	*	*
Urbanización	*	*	*
Actividad industrial			



A° Pescado Estación 1



A° Pescado Estación 2



A° Pescado Estación 3



A° Rodríguez

Sitio de Muestreo	Rodríguez 1	Rodríguez 2	Rodríguez 3
Latitud S	34° 56' 49"	34° 54' 15"	34° 52' 04"
Longitud O	58° 05' 12"	58° 03' 47"	58° 01' 36"
Ancho (m)	2.5	2.8	4.5
Profundidad (m)	0.31	0.21	0.2
Orden	2	2	2
Altitud (m)	10-50	<10	<10
Caudal (m³ s⁻¹)	0.15	0.06	0.38
Curso permanente	*	*	*
Curso semipermanente			
Curso natural	*	*	*
Curso modificado			
Velocidad de la corriente (m s⁻¹)	0.22	0.14	0.3
Estabilidad de las márgenes	pobre	pobre	pobre
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	15	50	35
Vegetación de ribera natural	*		
Vegetación de ribera modificada		*	*
Tipo de sedimento			
arcillas	*	*	*
limos	**	*	*
arena	*	*	
grava	*	**	***
Actividad			
Actividad agropecuaria	***	*	
Urbanización	*	**	***
Actividad industrial		**	**



A° Rodríguez Estación 1



A° Rodríguez Estación 2



A° Rodríguez Estación 3



Aº Tandileofú

Sitio de Muestreo	Tandileofú 1	Tandileofú 2	Tandileofú 3
Latitud S	37°24'06"	37°25'20"	37°07'10"
Longitud O	59°07'26"	58°28'46"	58°27'29"
Ancho (m)	0.5	2.25	3
Profundidad (m)	0.16	0.56	0.48
Orden	1	2	2
Altitud (m)	>100	50-100	50-100
Caudal (m³ s⁻¹)	0.02	1.16	0.92
Curso permanente	*	*	*
Curso semipermanente			
Curso natural	*	*	*
Curso modificado			
Velocidad de la corriente (m s⁻¹)	0.22	0.7	0.54
Estabilidad de las márgenes	óptima	óptima	óptima
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	15	30	41
Vegetación de ribera natural	*	*	*
Vegetación de ribera modificada			
Tipo de sedimento			
arcillas	***	***	***
limos			**
arena			
grava	**	**	
Actividad			
Actividad agropecuaria	*	**	***
Urbanización		**	*
Actividad industrial		*	



Aº Tandileofú Estación 1



Aº Tandileofú Estación 2



Aº Tandileofú Estación 3



A° Vivoratá

Sitio de Muestreo	Vivoratá 1	Vivoratá 2
Latitud S	37° 55' 30"	37° 59' 08"
Longitud O	57° 56' 39"	57° 32' 38"
Ancho (m)	1.88	6.8
Profundidad (m)	0.39	0.5
Orden	1	2
Altitud (m)	>100	10--50
Caudal (m³ s⁻¹)	0.21	2.37
Curso permanente	*	*
Curso semipermanente		
Curso natural	*	*
Curso modificado		
Velocidad de la corriente (m s⁻¹)	0.4	0.67
Estabilidad de las márgenes	óptima	óptima
Desarrollo de hidrófitas (% de cobertura)	30	25
Vegetación de ribera natural	*	*
Vegetación de ribera modificada		
Tipo de sedimento		
arcillas	*****	***
limos		
arena		
grava		**
Actividad		
Actividad agropecuaria	*	***
Urbanización	*	*
Actividad industrial		



A° Vivoratá Estación 1



A° Vivoratá Estación 2



Bibliografía

- Allan, J.D. 1995. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Chapman and Hall, UK. 388 p.
- Barbagallo J.E., 1983. Las áreas anegables de la Pampa Deprimida. Un planteo agrohidrológico para su solución. En: Coloquio internacional sobre hidrología de grandes llanuras. Olavarría-Argentina. pp 789-864.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 326 p.
- Bartram J. & Helmer R., 1996. Introduction. En: Bartram J. & R. Balance (eds). Water quality monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Chapman & Hall, Cambridge, 383 p.
- Bauer D.E., Donadelli J., Gómez N., Licursi M., Ocón C., Paggi A.C., Rodrigues Capítulo A. & Tangorra M., 2002. Ecological Status of Pampean Plain streams and rivers. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 28: 259-262.
- Cabrera A. L. & Willink, A. 1980. Biogeografía de America Latina. Serie Biología. OEA, Washington D.C. 122 p.
- Cazaubon A., 1991. Problems and objectives of sampling river algae for monitoring. En: Whitton B.A. & Rott E. (eds.). Use of algae for monitoring rivers. Proc. International Symposium 26-28 May 1991. Germany. 183 p.
- Cazaubon A., 1996. Algal epiphytes, a methodological problem in river monitoring. En: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.). Use of algae for monitoring rivers II. International Symposium, Innsbruck Austria. 17-19 September 1995. 196 p.
- Claps M.C., 1996. Structure and dynamics of epipelagic algae from a plain river (Samborombón River, Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie* 137 (2): 251-263.



- Cox E.J., 1991. What is the basis for using diatoms as monitors of river quality. En: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.) Use of algae for Monitoring rivers. Austria, 183 p.
- Chessman B., Growns I., Currey J. & Plunkett-Cole N., 1999. Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology* 41: 317-331.
- Descy J.P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatom. *Nova Hedwigia* 64:305-323.
- Descy J.P. & Micha J.C., 1988. Use of biological indices of water quality. *Statistical Journal of the United Nations ECE* 5: 249-261.
- Ector L., Kingston J.C., Charles D.F., Denys L., Douglas M.S.V., Manoylov K., Michelutti N., Rimet F., Smol J.P., Stevenson R.J. & Winter J.G., 2004. Workshop report: Freshwater diatoms and their role as ecological indicators. Seventeenth International Diatom Symposium 2002. Ottawa, Canada (M. Poulin, ed.), pp 469-480. Biopress Limited, Bristol.
- Friedrich G., Chapman D. & Beim A., 1996. The use of biological material. En: UNESCO-WHO-UNEP. Water Quality Assessments. Chapman & Hall, Cambridge, 613 p.
- Gómez N., 1997. Biomonitorio de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir de las diatomeas epipélicas. Congreso Argentino de Limnología. Buenos Aires. 18-24 de septiembre de 1997. Pág. 78.
- Gómez N., 1998. Use of epipelic diatom for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research* 32:2029-2034.
- Gómez N., 1999a. Epipelic diatoms from the Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society* 2 (1999): 301-309.
- Gómez N., 1999b. Epipelic diatoms for the evaluation of water quality of streams and rivers of the pampean plain (Argentina): DPI (Diatom Pampean Index). Abstracts of 10th International Symposium on Biomonitoring, September 28- October 1, 1999. IUBS University of Karlsruhe SIL.
- Gómez N. & Licursi M., 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.



- Gómez N. & Licursi M., 2003. Abnormal forms in *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia* 77 (3): 389-398.
- Karr J.R. & Dudley D.R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55-68.
- Katoh K., 1991. Spatial and seasonal variation of diatom assemblages composition in a partly polluted river. *Japanese Journal of Limnology* 52 (4): 229-239.
- Kelly M.G., 1996. Discussion on diatom-based methods. En: Whitton B.A. & Rott E. (eds). Use of algae for monitoring rivers II. Austria. 196 p.
- Kelly M.G., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlam A., Kawecka B., Kwandrans J., Laugaste R., Lindstrøm E.-A., Leitaio M., Marvan P., Padisák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., van Dam H. & Vizinet J., 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, 10: 215-224.
- Kobayashi H. & Mayama S., 1982. Most pollution tolerant diatoms of severely polluted rivers in vicinity of Tokyo, *Japanese Journal of Phycology*. 30, 188-196.
- Kolkwitz R. & Marsson M., 1908. Okologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutsche Botanische Gesellschaften* 26: 505-519.
- Kutka F.J. & Richards C., 1996. Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 469-480.
- Lange Bertalot H., 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewasserbelastung. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 51, Algological studies*, 21: 393-427.
- Lange Bertalot H., 1979. Pollution and tolerance of diatoms as criterion of water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285-304.
- Licursi M. & Gómez N., 2002. Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Annales de Limnologie* 38 (2): 109-118.
- Licursi M. & Gómez N., 2003. Aplicación de Índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21: 31-49.



- Lobo E.A & Bender E.P., 1998. Aplicabilidade de sistemas de sapróbios para avaliação da qualidade de águas correntes fortemente poluídas, no sul do Brasil, utilizando diatomáceas. Anais do IV Congresso Latino Americano de Ficologia, 1996. Minas Gerais; Brasil. I: 401-422.
- Lobo E.A., Katoh K. & Aruga Y., 1995. Response of epilithic diatom assemblage to water pollution in rivers in the Tokio Metropolitan area, *Japanese Freshwater Biology* 34: 191-204.
- Lobo E.A., Callegaro V.L., Olivera M.A., Salomoni S.E., Schuler S. & Asai K., 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Serie Botânica* 47: 45-72.
- Lobo E.A., Callegaro V.L.M., Hermans G., Bes D., Wetzel C.A., Oliveira M.A., 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasileria* 16 (1): 25-40.
- Loez C.R. & Topalian M.L., 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with special emphasis for the Reconquista river (region of Buenos Aires). En: Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J.(eds). Use of algae for monitoring rivers III. Proc. III International Symposium. Douai, France 29 September- 1 October 1997. 271 p.
- Lowe R.L. & Pan Y., 1996. Benthic algal communities as Biological Monitors. En: Stevenson R.J., Bothwell M.L. & Lowe R.L. (eds) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. 753 p.
- McCormick P.V. & Cairns J., 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6: 509-526.
- Meybeck M. & Helmer R., 1996. An introduction to water quality. En: UNESCO-WHO-UNEP. *Water Quality Assessments*. Chapman & Hall, Cambridge. 613 p.
- Meybeck M., Kuusisto E., Mäkelä A. & Mäkki E., 1996. Water quality. En: Bartram J. & Balance R. (eds). *Water quality monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Chapman & Hall, Cambridge. 383 p.
- Patrick R., 1949. A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proceeding of the Academy of Natural Sciences. Philadelphia*. 101: 227-341.



- Patrick R., 1957. Diatoms as indicators of changes in environmental condition. Biol. Probl.: Water Pollution. Cincinnati, pp 71-83.
- Patrick R., 1964. A discussion of natural and abnormal diatom communities. En: S. F Jackson (ed.) Algae and Man, pp 185-204.
- Prat N., Riera de Vall M., Munné A. & Chacón G., 1996. Estudi de la Qualitat Ecològica dels Rius. Vol. I: La Qualitat Ecològica del Besòs i el Llobregat. Informe 1994-1995. Diputació de Barcelona. 102 p.
- Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J. (eds), 1999. Use of algae for monitoring rivers III. Proc. III International Symposium. Douai, France 29 September- 1 October 1997. 271 p.
- Round F.E., 1991. Use of diatoms for monitoring rivers. En: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.) Use of algae for Monitoring rivers. Austria, 183 p.
- Round F.E., 1993. A review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and Monitoring Changes in River Water Quality. HMSO Publisher, London. 63 p.
- Sabater S. & Sabater F., 1988. Diatom assemblages in the river Ter. *Archiv für Hydrobiologie*. 11 (3): 397-408.
- Sabater S., Sabater F. & Tomas X., 1987. Water quality and diatom communities in two catalan rivers (N.E. Spain). *Water Research* 20 (8): 901-911.
- Sabater S., Sabater F. & Armengol J., 1993. Ecología de los ríos mediterráneos. *Investigación y Ciencia* 203: 72-79.
- Sala J.M., Gonzalez N. & Kruse E.E., 1983. Generalización hidrológica de la provincia de Buenos Aires. En: Coloquio internacional sobre hidrología de grandes llanuras. Olavarría-Argentina.
- Schoeman F.R., 1976. Diatom indicator groups in the assessment of water quality in the Juskei- Crocodile river system (Transvaal. Republic. of South Africa), *Journal of the Limnological Society of Southern Africa*. 2: 21-24.
- Sládeček V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie* 7: 1-218.

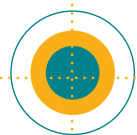


- Slàdeček V., 1984. Diatoms as indicators of organic pollution. In: Ricard M. (ed.). Proc. of the 8th Intern. Diatom Symposium, Paris, Aug. 84, Koeltz Koenigstein Publ., pp. 757-758.
- Solari L.C. & Claps M.C., 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annales de Limnologie* 32 (2): 89-95.
- Stevenson R.J., 1984. Epilithic and epipelic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution. *Hydrobiologia* 114: 114-161.
- Stevenson R.J. & Bahls L., 1999. Periphyton Protocols. En: Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 326 p.
- Stevenson R.J. & Pan Y., 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. En: Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds). The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge University Press. 469 p.
- Tangorra M., Mercado L., Rodríguez Capítulo A. & Gómez N., 1997. Evaluación de la calidad ecológica del A° El Gato a partir del estudio del bentos, fitoplancton y variables físico-químicas. Anales del XVII Congreso del agua. II Simposio de Recursos hídricos del cono Sur. Santa Fe.
- UNESCO-WHO-UNEP, 1996. Water Quality Assessments. Chapman & Hall, Cambridge. 613 p.
- Whitton B.A. & Rott E. (eds), 1996. Use of algae for monitoring rivers II. Austria. 196 p.
- Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.), 1991. Use of algae for Monitoring rivers. Austria. 183 p.

2.

Estudios extensivos





Estudios extensivos

Introducción

La evaluación de las condiciones ambientales en ríos y arroyos a partir de diatomeas tiene una larga historia a lo largo de la cual han permitido caracterizar distintos aspectos de los sistemas lóticos (Margalef, 1983; Stoermer & Smol, 1999). Así han sido empleadas como indicadores de cambios climáticos e hidrológicos (Fritz *et al.*, 1999), de acidez (Battarbee *et al.*, 1999), de salinidad (Snoeijs, 1999; Sullivan, 1999), de eutrofización y polución orgánica (Hall & Smol, 1999; Sabater *et al.*, 1996; Kelly & Whiton, 1995; Descy & Coste, 1990; Gómez, 1999; Gómez & Licursi, 2001), para reconstruir paleoambientes (Denys & De Wolf, 1999), para caracterizar cuencas (Martínez de Fabricius *et al.*, 2003; Sabater & Roca, 1990; Leira & Sabater, 2005).

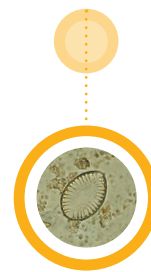
Los ríos y arroyos son sistemas complejos en los cuales algunos factores ambientales varían en el tiempo y espacio. Estas variables pueden estar influenciadas por el clima, las características geomorfológicas de las cuencas, el uso de la tierra, etc. (Stevenson & Pan, 1999).

Pan *et al.* (2000) advierten que las diferencias regionales en la geología e hidrología pueden afectar las condiciones físicas y químicas en los arroyos y en consecuencia la composición de las asociaciones algales. Sin embargo resaltan que el estrés resultante de los disturbios producidos por el hombre puede afectar a algunas especies de las asociaciones y reducir la diversidad regional.

Los patrones de distribución de las diatomeas responden a muchos factores distintos entre los que se encuentran los de influencia biogeográfica, biogeoquímica y humana (Leira & Sabater, 2005).

En el presente capítulo se intentará responder a los siguientes interrogantes:

- ¿difiere la composición iónica del agua entre los arroyos analizados?
- ¿es posible reconocer asociaciones de especies características de acuerdo a la composición iónica analizada?
- ¿cuáles de los sistemas lóticos estudiados se encuentran más comprometidos por disturbios antrópicos, asociados particularmente a la contaminación con materia orgánica y eutrofización?

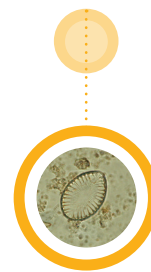


Materiales y métodos

Tareas de campo y laboratorio

En junio de 1998 se realizó un muestreo en 5 sistemas lóticos del NE de la Provincia de Buenos Aires en cercanías de la ciudad de La Plata (A° Rodríguez, A° El Gato, A° Pescado, A° Buñirigo y A° Juan Blanco) y tres arroyos pertenecientes al sistema serrano de Tandilia (A° Tandileofú, A° Napaleofú y A° Vivoratá). En cada arroyo se fijaron las estaciones de muestreo teniendo en cuenta los distintos usos de la tierra. El estudio incluyó un total de 22 sitios de muestreo. En cada uno de los sitios, se colectaron muestras de epipelon y se midieron *in situ* velocidad de la corriente (correntímetro Global Water), conductividad (conductímetro Lutron CD-4303), turbidez (Turbidity Meter Model 800), pH y temperatura (pHmeter Hanna HI 8424) y oxígeno disuelto (ESD 600). También se extrajeron muestras de agua para el análisis de: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PRS, DBO_5 , DQO y sólidos totales en suspensión (Tabatabai, 1974; Mackereth *et al.*, 1978; APHA, 1998). Las muestras de agua destinadas al análisis de nutrientes inorgánicos fueron filtradas inmediatamente a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/C) y fueron almacenadas, junto a las muestras destinadas al análisis de las demandas bioquímica y química de oxígeno, a 4 °C hasta el arribo al laboratorio. El fósforo reactivo soluble, nitrito y nitrógeno amoniacal fueron determinados colorimétricamente, el nitrato fue reducido a nitrito previamente a la medición colorimétrica. La DBO_5 fue determinada luego de 5 días de incubación a 20 °C; la DQO fue determinada por oxidación con dicromato de potasio en medio ácido. Todas estas determinaciones fueron realizadas siguiendo la metodología de propuesta en Mackereth *et al.* (1978). La muestra destinada a la determinación de los sólidos totales en suspensión (STS) fue filtrada a través de un filtro de fibra de vidrio (Whatman GF/C) previamente pesado. El residuo retenido en el filtro fue secado a 105 °C hasta que su peso fue constante y el incremento en el peso del filtro representó la cantidad de sólidos totales en suspensión en la muestra (APHA, 1998).

La recolección del epipelon consistió en la extracción de 10 submuestras al azar de los primeros 5-10 mm de la capa superficial del sedimento (considerada la porción fotosintéticamente activa) y a no menos de 10 cm del pelo de agua, evitando las fluctuaciones de nivel que pueden llevar a la incorporación de especies aerófilas (Descy & Coste, 1990). Para la extracción de las submuestras se emplearon aspiradores cuya superficie de extracción es de 1 cm². Las submuestras, colectadas en cada sitio de muestreo, fueron integradas para su posterior análisis. Una parte del material obtenido



fue fijado con formaldehído 4 % (v/v) y otra fue conservada sin fijar y refrigerada para realizar un exámen microscópico preliminar, recomendado por el CEN (2002), con el fin de advertir la existencia de un número excesivo de frústulos vacíos (razón que justificaría el descarte de la muestra) y la observación del contenido citoplasmático como información cualitativa complementaria.

En laboratorio se procedió a la eliminación del fijador mediante lavados sucesivos por centrifugación; posteriormente se realizó la oxidación de la materia orgánica utilizando peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y se realizó el lavado de la muestra para la extracción del H_2O_2 incorporada durante el tratamiento. Finalmente se realizaron preparaciones fijas para lo cual el material tratado fue montado en Naphrax®. En los casos en que el sedimento impedía una adecuada visualización de los especímenes se realizaron diluciones de la muestra tratada y nuevas preparaciones fijas. Sólo en casos excepcionales en que la proporción de arcillas, en relación a la de diatomeas, fue excesiva se recurrió a un tratamiento adicional de la muestra utilizando un producto que favorece su disgregación (ej. hexametafosfato) permitiendo su eliminación (Licursi & Gómez, 2003). Las preparaciones fijas fueron depositadas, conjuntamente con las muestras tratadas y sin tratar, en la colección del Laboratorio de Plancton y Biofilms del Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet” bajo la denominación RIOSBA y con los códigos correspondientes a la fecha y sitio de procedencia.

Los preparados fueron observados en un microscopio óptico Olympus BX50, con contraste de fases e interferencial, y una magnificación de 1000 X, contándose 300 valvas en cada muestra con el fin de determinar la abundancia relativa de cada taxón. El número de valvas a contar fue determinado a través del punto en que se asintotiza la curva de especies identificadas en función del número de valvas contadas (Kelly & Whitton, 1995).

La identificación de las especies de diatomeas se realizó de acuerdo a los siguientes autores: Hustedt (1930), Patrick & Reimer (1966, 1975), Krammer, K. & H. Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b), Lange-Bertalot (1993), Krammer (1992, 2000), Lange-Bertalot & Moser (1994) y Prygiel & Coste (2000). Dado que la nomenclatura de las diatomeas ha sufrido numerosos cambios en los últimos años y, debido a que en la presente tesis no se contempló la totalidad de esas actualizaciones, se incorporó un listado de las especies identificadas con la nomenclatura actualizada según Kusber & Jahn (2003) en el anexo del presente trabajo.

A partir del listado de especies identificadas se calculó la constancia y dominancia de cada taxón siguiendo la propuesta de Àcs & Kiss (1991). La constancia de cada especie es una medida que hace referencia a la frecuencia con que la especie fue observada en las muestras analizadas y se expresa como porcentaje. La dominancia de la especie surge del análisis de la abundancia relativa de las especies presentes en cada muestra.

Tratamiento estadístico:

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con el fin de explorar el ordenamiento de los sitios de muestreo de acuerdo a su composición iónica. Los cationes y aniones analizados fueron: Cl^- , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} y Ca^{2+} . Los datos fueron normalizados mediante la transformación $X = \log(x + 1)$.

Con la finalidad de explorar la relación entre los sitios de muestreo y las variables ambientales relacionadas con la contaminación orgánica y eutrofización (DBO_5 , DQO, OD, Conductividad, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- y PRS) se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para los arroyos del NE bonaerense y los de las sierras de Tandil.

Para establecer la distribución de las especies de diatomeas en función de los sitios de muestreo se realizó un Análisis de Correspondencia (AC). En este análisis fueron incluidas aquellas especies que reunieron una abundancia relativa superior al 5 % en la totalidad de las muestras.

Para el desarrollo de los análisis estadísticos se emplearon el programa CANOCO for Windows versión 4.0 (ter Braak, 1986; ter Braak & Smilauer, 1998) y el programa STATISTICA for Windows versión 6.0.

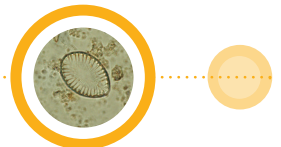
Resultados

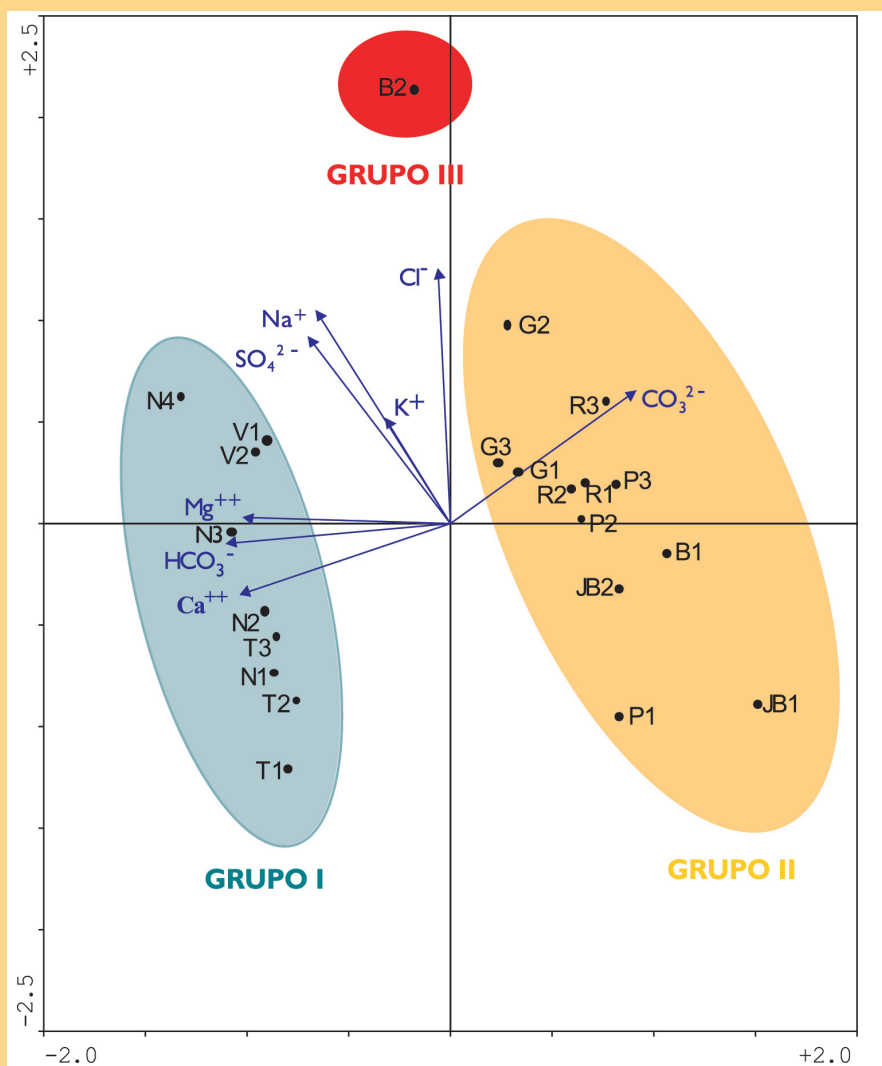
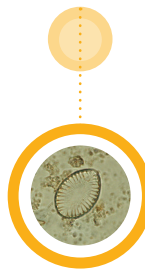
Características físico-químicas

Las principales características físico-químicas de los sitios estudiados se exponen en la tabla 1. El ordenamiento de los sitios de muestreo a partir del ACP en relación a la composición de iones mayoritarios se representa en la figura 1. Las variables que tuvieron mayor correlación con el eje 1, que explica el 50 % de la varianza total, fueron Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- y CO_3^{2-} . Se puede advertir que los sitios de muestreo se ordenaron formando tres grupos de puntos, uno en el que se agruparon los sitios de los arroyos de las sierras de Tandil con un mayor contenido de HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} (izquierda del gráfico). El segundo grupo de puntos estuvo integrado por los sitios de muestreo correspondientes a los arroyos del NE bonaerense (derecha del gráfico) con mayor concentración de CO_3^{2-} y menor concentración de HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} . El tercer grupo fue segregado por el segundo eje (que explicó el 29 % de la varianza) correspondiendo a la estación 2 del A° Buñirigo. Este sitio está caracterizado por mayores concentraciones de Cl^- , SO_4^{2-} y Na^+ relacionadas con el ingreso del agua del estuario del Río de la Plata rica en estos iones (tabla 2). En este ordenamiento se pueden advertir las diferencias, a partir de la composición química, entre los arroyos de las sierras de Tandil y los arroyos del NE bonaerense.

Sitio de muestreo	Cód.	Corriente	Caudal	Conduct.	pH	OD	Turbidez	DQO	DBO ₅	STS	PRS	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
		(m s ⁻¹)	(m ³ s ⁻¹)	(μS cm ⁻¹)		(mg l ⁻¹)	(UNT)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg P l ⁻¹)	(mg N l ⁻¹)	(mg N l ⁻¹)	(mg N l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
Tandileofú 1	T1	0.16	0.01	740	8.5	9.4	18.3	11	7	21.7	0.059	0.010	0.010	0.55	403	0.0	86.5	33.9	32.0	14.6	14.0	6.2
Tandileofú 2	T2	0.61	1.83	718	7.9	10.4	7.8	18	11	15.8	0.060	0.010	0.052	0.53	408	0.0	63.6	26.6	76.3	11.4	23.0	3.9
Tandileofú 3	T3	0.35	0.35	823	8.2	7.3	5.8	16	9	12.4	0.321	0.178	0.082	0.59	403	0.0	56.8	27.6	94.8	13.9	29.0	7.1
Napaleofú 1	N1	0.15	0.18	848	7.4	7.5	17	5	1	27.7	0.124	0.010	0.010	0.53	407	0.0	72.1	31.3	77.4	9.6	26.0	6.3
Napaleofú 2	N2	0.43	1.38	995	7.4	9.0	7.6	9	3	11.7	0.097	0.010	0.010	0.50	475	0.0	52.1	25.0	125.0	10.7	34.0	7.4
Napaleofú 3	N3	0.93	6.69	1064	7.3	11.1	15	23	12	9.8	0.065	0.010	0.010	0.52	556	0.0	50.0	24.5	208.0	13.2	50.0	9.9
Napaleofú 4	N4	0.78	4.36	1325	7.4	7.4	5.8	19	10	16.1	0.089	0.010	0.010	0.41	461	0.0	57.7	28.1	237.0	16.1	99.0	37.6
Vivoratá 1	V1	0.25	0.11	1248	7.7	8.9	5.8	4	3	9.7	0.089	0.010	0.010	0.52	551	0.0	21.2	12.5	280.0	15.7	83.0	14.2
Vivoratá 2	V2	0.62	2.79	1188	7.8	7.3	7.8	16	7	14.7	0.111	0.010	0.010	0.41	491	0.0	35.6	15.6	248.0	13.9	99.0	12.2
El Gato 1	G1	0.14	0.10	996	7.7	3.5	15	12	5	73	0.300	12.360	0.020	1.29	81	4.0	19.7	20.4	105.3	12.3	52.9	7.1
El Gato 2	G2	s/d	s/d	1240	7.5	0.8	13	15	8	74	1.870	8.200	0.090	0.55	175	12.4	15.8	15.7	161.2	10.7	82.8	15.1
El Gato 3	G3	s/d	s/d	1152	7.3	1.5	26	33	10	75	1.260	8.640	0.180	0.30	78	2.0	21.0	9.9	96.4	6.7	58.7	16.8
Buñirigo 1	B1	0.08	0.10	202	7.3	6.3	112	37	6	181	0.014	0.115	0.015	0.62	47	5.1	13.9	8.2	50.3	7.0	55.9	2.4
Buñirigo 2	B2	0.27	1.32	3000	6.6	5.8	40	32	10	200	0.058	1.750	0.005	0.32	81	5.6	36.3	18.8	335.3	19.7	766.6	39.6
J. Blanco 1	JB1	0.08	0.01	180	6.9	8.6	36	30	9	57	0.003	0.004	0.028	0.05	37	4.0	15.1	3.4	17.1	6.0	37.9	0.6
J. Blanco 2	JB2	0.08	0.48	426	6.9	6.3	34	34	13	69	0.050	0.252	0.018	0.02	58	2.2	17.3	4.5	77.5	5.7	43.5	2.5
Rodríguez 1	R1	0.09	0.08	692	7.0	6.6	40	73	21	54	0.360	0.050	0.020	0.62	112	10.8	18.3	11.1	87.7	31.6	33.1	4.2
Rodríguez 2	R2	0.11	0.04	1593	7.1	5.0	18	104	34	144	5.830	4.350	0.210	3.42	178	7.9	14.4	8.2	103.8	28.9	48.5	2.2
Rodríguez 3	R3	0.21	0.10	1332	7.2	5.5	70	88	19	129	5.600	2.880	0.190	21.82	136	19.3	18.5	7.5	126.9	25.5	48.9	4.8
Pescado 1	P1	0.11	0.54	261	7.5	4.3	76	33	7	140	0.270	0.100	0.030	0.17	42	0.5	16.9	4.1	28.9	8.9	22.0	3.3
Pescado 2	P2	0.14	7.16	681	7.5	8.3	38	23	9	89	1.080	0.170	0.090	0.51	60	1.9	16.9	3.2	67.5	9.3	45.4	11.2
Pescado 3	P3	0.11	1.13	713	7.0	7.5	31	18	9	40	0.370	0.860	0.040	0.82	69	5.3	16.8	5.3	84.4	6.2	58.7	5.8

●Tabla 1. Características físico-químicas de los arroyos estudiados. Se proporciona el código de identificación de los sitios utilizado en las figuras. (s/d= sin dato)





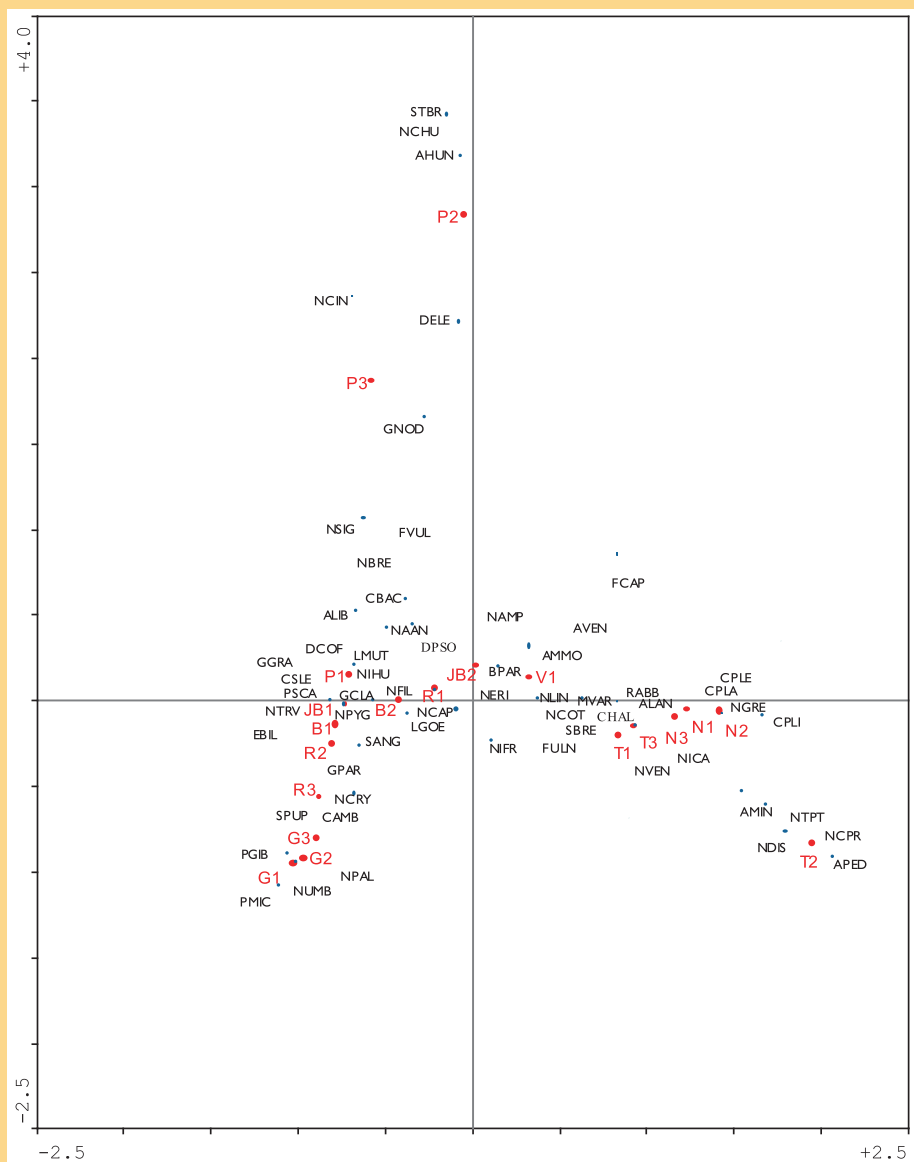
● Figura 1. Representación de los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (ACP) que muestra la relación entre los iones mayoritarios y los sitios de muestreo considerados en el estudio (los códigos utilizados se detallan en la tabla I).

	Grupo I	Grupo II	Grupo III
HCO_3^- (mg l ⁻¹)	461,66 (± 61,91)	88,72 (± 47,51)	81
Ca^{2+} (mg l ⁻¹)	55,06 (± 19,11)	18,53 (± 5,71)	5,6
Mg^{2+} (mg l ⁻¹)	25,01 (± 6,92)	9,25 (± 5,79)	36,3
CO_3^{2-} (mg l ⁻¹)	0 (± 0)	6,23 (± 5,25)	18,8
Na^+ (mg l ⁻¹)	153,17 (± 90,59)	103,25 (± 79,64)	335,3
K^+ (mg l ⁻¹)	13,23 (± 2,24)	13,73 (± 9,37)	19,7
Cl^- (mg l ⁻¹)	50,78 (± 33,88)	104,22 (± 199,55)	766,6
SO_4^{2-} (mg l ⁻¹)	11,64 (± 10,25)	8,88 (± 10,53)	39,6

● Tabla 2. Concentración de los iones mayoritarios (promedio y desviación estándar) para cada uno de los grupos que se reconocen en el Análisis de Componentes Principales (ACP).

Taxocenosis de diatomeas

El análisis de correspondencias permitió advertir la distribución de las especies de diatomeas bentónicas en relación con los sitios de muestreo (figura 2). Así fue posible diferenciar asociaciones de especies definidas por sus preferencias en relación con las características químicas de los sitios de muestreo. Los ubicados en los arroyos de las sierras de Tandil, con alto contenido en HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} , estuvieron caracterizados por: *Nitzschia calida* (NICA), *Amphora pediculus* (APED), *Navicula tripunctata* (NTPT), *Achnanthes minutissima* (AMIN), *Cocconeis placentula* (CPLA) y sus variedades, *Nitzschia dissipata* (NDIS), *Navicula capitatoradiata* (NCPR), *Rhoicosphenia abbreviata* (RABB), *Navicula gregaria* (NGRE) y *Navicula veneta* (NVEN), entre otras. Los arroyos del NE bonaerense estuvieron caracterizados por especies que prefirieron condiciones de mayor concentración de CO_3^{2-} y menor concentración de HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} , entre ellas: *Diadsmis confervacea* (DCOF), *Navicula trivialis* (NTRV), *Gomphonema gracile* (GGRA), *Cymbella silesiaca* (CSLE), *Pinnularia gibba* (PGIB), *Gomphonema parvulum* (GPAR), *Nitzschia brevissima* (NBRE), *Nitzschia palea* (NPAL), *Nitzschia umbonata* (NUMB), *Caloneis bacillum* (CBAC), *Luticola mutica* (LMUT), *Navicula cryptocephala* (NCRY) y *Sellaphora pupula* (SPUP). También se advirtieron asociaciones secundarias relacionadas con algún sitio de muestreo en particular como la formada por *Stauroneis brasiliensis* (STBR), *Navicula capitata* var. *hungarica* (NCHU), *Achnanthes hungarica* (AHUN), *Denticula elegans* (DELE), *Navicula cincta* (NCIN), y *Gyrosigma nodiferum* (GNOD) con los sitios de muestreo P2 y P3, correspondientes a la parte media y baja del A° Pescado.



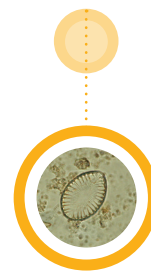
● Figura 2. Análisis de Correspondencia (AC) que muestra la distribución de las especies de diatomeas en relación con los sitios de muestreo. Los acrónimos utilizados se encuentran detallados en la lista de especies.



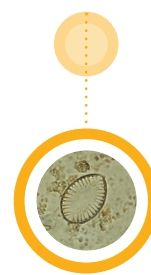
Estructura de la taxocenosis de diatomeas

En las muestras analizadas se identificaron un total de 196 especies. Las mismas se detallan a continuación acompañadas del acrónimo utilizado en las figuras:

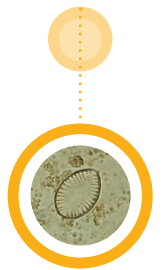
Acrónimo	Nombre de la especie
ABRE	<i>Achnanthes brevipes</i> Agardh
ACOA	<i>Achnanthes coarctata</i> (Brebisson) Grunow in Cl. & Grunow
AEXG	<i>Achnanthes exigua</i> Grunow
AHUN	<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow
AIPX	<i>Achnanthes impexa</i> Lange-Bertalot
AINF	<i>Achnanthes inflata</i> (Kützing) Grunow
ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brebisson) Grunow
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing
APEL	<i>Amphipleura pellucida</i> Kützing
ARUT	<i>Amphipleura rutilans</i> (Trentepohl) Cleve
ACOF	<i>Amphora coffeaeformis</i> (Agardh) Kützing
AINA	<i>Amphora inariensis</i> Krammer
ALIB	<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg
AMMO	<i>Amphora montana</i> Krasske
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow
AVEN	<i>Amphora veneta</i> Kützing
ASPH	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer
BPAR	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin
CBAC	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve
CAOR	<i>Caloneis oregonica</i> (Ehrenberg) Patrick
CSIL	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve
CPPL	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>pseudolineata</i> Geitler
CNDI	<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck
CRAC	<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann (= <i>Navicula accomoda</i> Hustedt)
CAMB	<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) Mann (= <i>Navicula cuspidata</i> var. <i>ambigua</i> (Ehr.) Cleve)
CRCU	<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Mann (= <i>Navicula cuspidata</i> (Kützing) Kützing)
CHAL	<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing
CSTR	<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow
CAFF	<i>Cymbella affinis</i> Kützing
CCYM	<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh
CSLE	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch
CTUM	<i>Cymbella tumida</i> (Brebisson) Van Heurck
DELE	<i>Denticula elegans</i> Kützing
DKUE	<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow
DSUB	<i>Denticula subtilis</i> Grunow



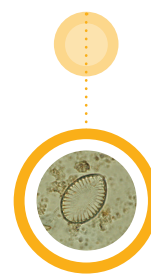
DCOF	<i>Diademesia confervacea</i> Kützting
DCON	<i>Diademesia contenta</i> (Grunow ex V. Heurck) Mann (= <i>Navicula contenta</i> Grunow)
DVUL	<i>Diatoma vulgare</i> Bory
DELL	<i>Diploneis elliptica</i> (Kützting) Cleve
DPSO	<i>Diploneis pseudovalis</i> Hustedt
DPUE	<i>Diploneis puella</i> (Schumann) Cleve
DSMI	<i>Diploneis smithii</i> (Brebisson) Cleve
EADN	<i>Epithemia adnata</i> (Kützting) Brébisson
ESOR	<i>Epithemia sores</i> Kützting
EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills
ECIR	<i>Eunotia circumborealis</i> Nörpel & Lange-Bertalot
EDIO	<i>Eunotia diodon</i> Ehrenberg
EUIN	<i>Eunotia intermedia</i> (Krasske ex Hustedt) Nörpel & Lange-Bertalot
EMIN	<i>Eunotia minor</i> (Kützting) Grunow in Van Heurck
EMON	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg
EMBI	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg var. <i>bidens</i> (Gregory) Hustedt
EMTR	<i>Eunotia muscicola</i> Krasske var. <i>tridentula</i> Nörpel & Lange-Bertalot
EPEC	<i>Eunotia pectinalis</i> (Dillwyn) Rabenhorst
FBRE	<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières
FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>vaucheriae</i> (Kützting) Lange-Bertalot
FCON	<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow
FELL	<i>Fragilaria elliptica</i> Schumann
FPIN	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg
FPUL	<i>Fragilaria pulchella</i> (Ralfs ex Kütz.) Lange-Bertalot
FULN	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot
FUAC	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot var. <i>acus</i> (Kützting) Lange-Bertalot
FCRE	<i>Frustulia creuzburgensis</i> (Krasske) Hustedt
FSPI	<i>Frustulia spicula</i> Amosse
FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni
GACU	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg
GANT	<i>Gomphonema angustum</i> Agardh
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg
GGRA	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg
GINs	<i>Gomphonema insigne</i> Gregory
GMIN	<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>
GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützting
GPSA	<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot
GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützting) Rabenhorst
GYAT	<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützting) Cleve
GNOD	<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer
GSCA	<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve
HABU	<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot
HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow
LGOE	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) Mann (= <i>Navicula goeppertiana</i> (Bleisch) H.L. Smith)



LKOT	<i>Luticola kotschy</i> (Grunow) Mann (= <i>Navicula kotschy</i> Grunow)
LMUT	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann (= <i>Navicula mutica</i> (Kützing) Kützing)
MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh
NAAN	<i>Navicula angusta</i> Grunow
NATO	<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow
NCAP	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg
NCHU	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross
NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain
NCIN	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs
NCIC	<i>Navicula circumtexta</i> Meister ex Hustedt
NCST	<i>Navicula constans</i> Hustedt
NCSY	<i>Navicula constans</i> var. <i>symmetrica</i> Hustedt
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing
NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot
NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot
NGRE	<i>Navicula gregaria</i> Donkin
NLAN	<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg
NLAT	<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt
NMEN	<i>Navicula menisculus</i> Schumann
NMCA	<i>Navicula microcari</i> Lange-Bertalot
NMDG	<i>Navicula microdigitoradiata</i> Lange-Bertalot
NPRG	<i>Navicula peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing
NPYG	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing
NRCS	<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
NSBM	<i>Navicula subminuscule</i> Manguin
NTEN	<i>Navicula tenelloides</i> Hustedt
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory
NTRV	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot
NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing
NVUL	<i>Navicula vulpina</i> Kützing
NEAF	<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer
NEDU	<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow
NAMH	<i>Nitzschia amphibioides</i> Hustedt
NIAN	<i>Nitzschia angustata</i> Grunow
NIAA	<i>Nitzschia angustata</i> Grunow var <i>acuta</i> Grunow in Cl. & Grunow
NZAG	<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot
NBRE	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow
NICA	<i>Nitzschia calida</i> Grunow
NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt
NCLA	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch
NCOM	<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst
NCPS	<i>Nitzschia compressa</i> (Bailey) Boyer
NCOT	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs
NDEB	<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow
NDEN	<i>Nitzschia denticula</i> Grunow
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow



NFIL	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck
NFON	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
NIGF	<i>Nitzschia graciliformis</i> Lange-Bertalot & Simonsen
NHAN	<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst
NHEU	<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow
NHOM	<i>Nitzschia hamburgiensis</i> Lange-Bertalot
NIHU	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow
NLEV	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow
NLSU	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. M. Smith var. <i>subtilis</i> (Grunow) Hustedt
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith
NZLT	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith var. <i>tenuis</i> (W. Smith) Grunow
NMIC	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith
NPAE	<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow
NIPE	<i>Nitzschia pellucida</i> Grunow
NREC	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch
NREV	<i>Nitzschia reversa</i> W. M. Smith
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith
NTER	<i>Nitzschia terrestris</i> (Petersen) Hustedt
NTRY	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot
NVER	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch
PACR	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenhorst
PAPP	<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve
PBRT	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg var. <i>rectangularis</i> Carlson
PBRE	<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst
PDIV	<i>Pinnularia divergens</i> W. M. Smith
PGIB	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg
PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve
PSIM	<i>Pinnularia similis</i> Hustedt
PSIN	<i>Pinnularia sinistra</i> Krammer
PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory
PVIF	<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer
PVIR	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg
PPSA	<i>Placoneis pseudoanglica</i> (Lange-Bertalot) Cox
PELG	<i>Placoneis elginensis</i> (Gregory) Cox
PLEV	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère
RSIN	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer (= <i>Cymbella sinuata</i> Gregory)
RABB	<i>Rhicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot
RGBL	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller
RBRE	<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller
RGBL	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller
RMUS	<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) O. Müller

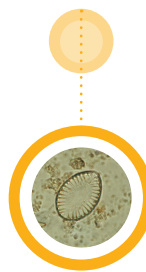


SEBA	<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D.G. Mann (= <i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg)
SPUP	<i>Sellaphora pupula</i> Kützing (= <i>Navicula pupula</i> Kützing)
SSEM	<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D. G. Mann (= <i>Navicula seminulum</i> Grunow)
STAN	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg
STBR	<i>Stauroneis brasiliensis</i> (Zimmerman) Compere (= <i>Capartograma crucicula</i> (Grunow ex Cleve) Ross)
SPHO	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsche) Ehrenberg
SPRO	<i>Stauroneis producta</i> Grunow
SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow
SAPH	<i>Surirella amphioxys</i> W. M. Smith
SANG	<i>Surirella angusta</i> Kützing
SBRE	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot
SBKU	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer & Lange-Bertalot
SOVI	<i>Surirella ovalis</i> Brébisson
SPAT	<i>Surirella patella</i> Kützing
SSPL	<i>Surirella splendida</i> (Ehrenberg) Kützing
SUTE	<i>Surirella tenera</i> Gregory
TINC	<i>Thalassiosira incerta</i> Makarova

Constancia y dominancia

La constancia de las especies que estuvieron presentes en al menos el 50 % de las muestras analizadas se resume en la tabla 3. Se puede observar que la especie *Gomphonema parvulum* estuvo presente en la totalidad de las muestras y que otras como *Fragilaria ulna*, *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia palea*, *Navicula angusta*, *Pinnularia gibba*, *Sellaphora pupula*, *Cymbella silesiaca*, *Diadsmis confervacea*, *Gomphonema clavatum*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia hungarica* y *Surirella angusta* reunieron una constancia igual o superior al 60 %. Por otro lado *Cocconeis placentula*, *Nitzschia brevissima*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Amphora montana*, *Luticola mutica* y *Nitzschia sigma* presentaron una constancia de entre el 50 y 60 %.

En cuanto a la dominancia se puede advertir que *Cocconeis placentula* fue la especie dominante en el 25 % de las muestras, *Gomphonema parvulum* en el 15 %, *Nitzschia palea* y *Rhoicosphenia abbreviata* en el 10 %, mientras que *Amphora pediculus*, *Cymbella silesiaca*, *Diadsmis confervacea*, *Navicula cincta*, *Navicula pygmaea*, *Navicula capitata* var. *hungarica*, *Nitzschia umbonata* y *Surirella brebissonii* dominaron en el 5 % de las muestras (tabla 4).



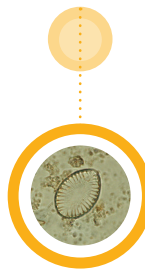
Acrónimo	Nombre de la especie	Constancia (%)
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	100.0
FULN	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	75.0
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	75.0
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	75.0
NAAN	<i>Navicula angusta</i> Grunow	70.0
PGIB	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	65.0
SPUP	<i>Sellaphora pupula</i> Kützing	65.0
CSLE	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	60.0
DCOF	<i>Diademesis confervacea</i> Kützing	60.0
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	60.0
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	60.0
NIHU	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	60.0
SANG	<i>Surirella angusta</i> Kützing	60.0
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	55.0
NBRE	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	55.0
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	55.0
AMMO	<i>Amphora montana</i> Krasske	50.0
LMUT	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann	50.0
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith	50.0

● Tabla 3. Resumen de las especies que reunieron una constancia superior al 50 % en las muestras analizadas.

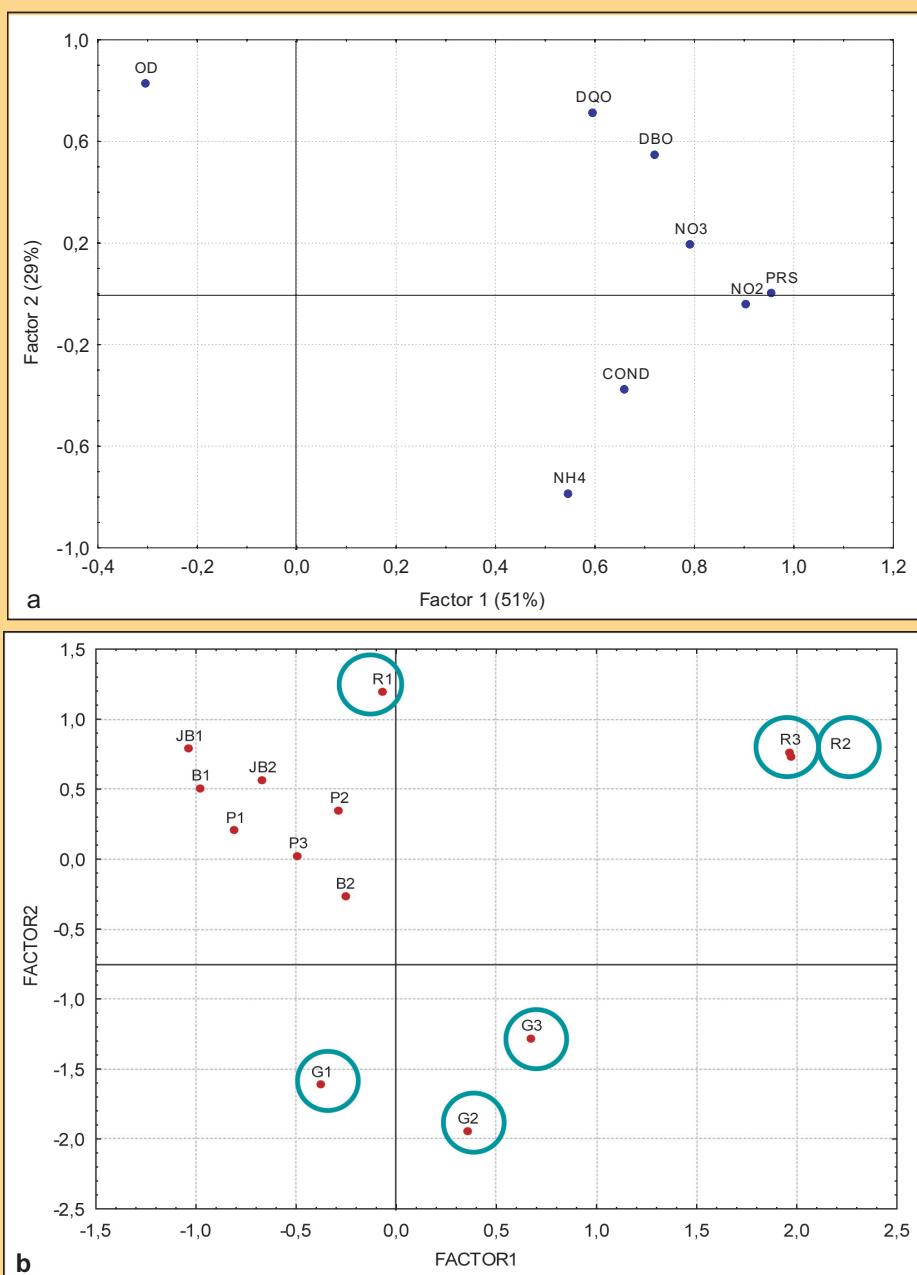
Acrónimo	Nombre de la especie	Dominante (%)
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	25
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	15
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	10
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	10
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	5
CSLE	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	5
DCOF	<i>Diademesis confervacea</i> Kützing	5
NCIN	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	5
NPYG	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing	5
NCHU	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross	5
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	5
SBRE	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	5

● Tabla 4. Resumen de las especies que fueron dominantes en las muestras analizadas.

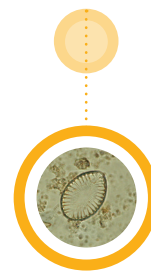
Partiendo de las diferencias hidroquímicas halladas en los sistemas lóticos estudiados, se procedió al análisis de la relación existente entre los sitios de muestreo y las variables relacionadas con la eutrofización y contaminación orgánica. Para identificar los sitios de muestreo más comprometidos por estas problemáticas se realizaron dos Análisis de Componentes Principales (ACP) uno con los sitios de muestreo del área de Tandil y otro con los sitios correspondientes a los sistemas lóticos del NE bonaerense.



En el caso del ACP correspondiente a los arroyos del NE (figura 3a) los dos primeros factores explicaron el 80 % de la varianza total (autovectores > 0.70). El primer factor (que explicó el 51 % de la varianza) separó hacia la derecha del gráfico a la DBO₅, DQO, Conductividad, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻ y PRS y hacia la izquierda del eje al oxígeno disuelto. El factor 1 estuvo altamente relacionado con variables asociadas a la contaminación orgánica y eutrofización mientras que el oxígeno disuelto fue la variable con mayor peso en el factor 2 (tabla 5).



● Figura 3. Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado para los arroyos del NE bonaerense. Representación de los dos primeros ejes vs a) las variables físico-químicas relacionadas con la contaminación orgánica y eutrofización; y b) los sitios de muestreo (los códigos utilizados se detallan en la tabla I). Los círculos señalan los sitios correspondientes a los arroyos más comprometidos por contaminación orgánica y eutrofización.



VARIABLE	FACTOR 1	FACTOR 2
Conductividad	0.66	-0.38
OD	-0.30	0.83
DQO	0.59	0.71
DBO ₅	0.72	0.54
PRS	0.96	0.001
NH ₄ ⁺	0.55	-0.79
NO ₂ ⁻	0.90	-0.04
NO ₃ ⁻	0.79	0.19
Varianza explicada	51 %	29 %

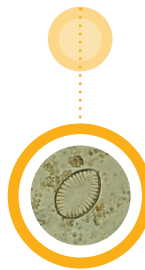
● Tabla 5. Autovectores y varianza explicada por cada factor del Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado para los arroyos del NE bonaerense.

En la figura 3b se puede observar el ordenamiento de los sitios de muestreo de los arroyos del NE de acuerdo a las variables ambientales consideradas en el análisis. Se advierte que los sitios de muestreo de los arroyos Pescado, Juan Blanco y la cabecera del A° Buñirigo se ubicaron del lado izquierdo del gráfico, relacionados con una mejor calidad del agua. Del lado derecho del gráfico, con mayores concentraciones de nutrientes y materia orgánica, se ordenaron los sitios R2 y R3, correspondientes a la sección media y baja del arroyo Rodríguez. A su vez se advierte que el segundo eje ordenó secundariamente por un lado a la cabecera del A° Rodríguez (R1) asociado a un mayor tenor de oxígeno disuelto y por otro lado a las estaciones correspondientes al A° El Gato (G1, G2 y G3), relacionadas con una baja concentración de oxígeno disuelto.

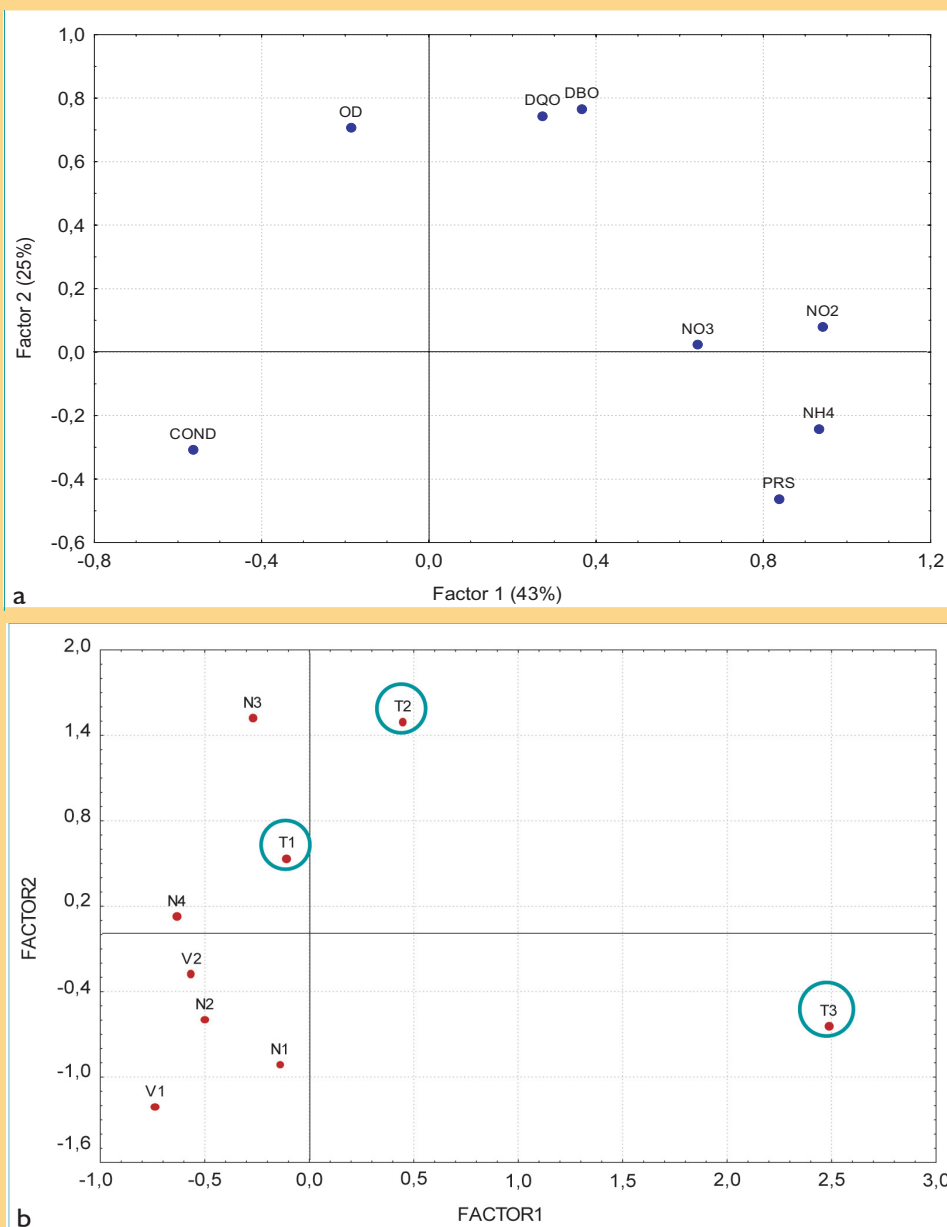
La figura 4a muestra el ACP realizado con los arroyos del área de Tandil. En este caso la varianza total explicada por los dos primeros ejes fue del 68 %. Con el Factor 1 (que explicó el 43% de la varianza) estuvieron altamente relacionados el PRS, NH₄⁺ y NO₂⁻, mientras que el oxígeno disuelto y sus demandas estuvieron más correlacionados con el factor 2 (autovectores > 0.70) (tabla 6).

VARIABLE	FACTOR 1	FACTOR 2
Conductividad	-0.56	-0.30
OD	-0.18	0.71
DQO	0.27	0.74
DBO ₅	0.36	0.77
PRS	0.84	-0.46
NH ₄ ⁺	0.93	-0.24
NO ₂ ⁻	0.94	0.08
NO ₃ ⁻	0.64	0.02
Varianza explicada	43 %	25 %

● Tabla 6. Peso de los factores y varianza explicada por cada factor del Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado para los arroyos de las sierras de Tandil.



En la figura 4b se puede observar que el sitio T3, correspondiente a la sección baja del A° Tandileofú, fue segregado por el primer eje hacia el lado derecho del gráfico asociado con un mayor contenido de nutrientes (PRS, NH_4^+ y NO_2^-). El sitio T2 estuvo relacionado con altas concentraciones de DBO_5 y DQO. Los sitios de muestreo pertenecientes a los arroyos Napaleofú y Vivoratá, como así también la cabecera del A° Tandileofú, quedaron ordenados por el segundo eje, relacionados con mayores valores de oxígeno disuelto y menores concentraciones de DBO_5 y DQO.



● Figura 4. Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado para los arroyos del área de las sierras de Tandil. Representación de los dos primeros ejes vs a) las variables físico-químicas relacionadas con la contaminación orgánica y eutrofización; y b) los sitios de muestreo (los códigos se detallan en la tabla I). Los círculos señalan los sitios correspondientes a los arroyos más comprometidos por contaminación orgánica y eutrofización.

Conclusiones y Discusión

De acuerdo a los resultados obtenidos se puede advertir que:

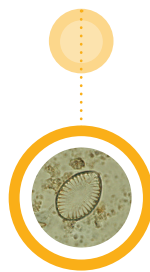
- Desde el punto de vista de la composición de los iones mayoritarios, las estaciones de muestreo quedaron separadas en dos grandes grupos, uno integrado por los sitios pertenecientes a los arroyos de la zona de Tandil, cuya composición hidroquímica (enriquecida en calcio, magnesio y bicarbonatos), es aportada en gran parte por el agua subterránea al atravesar el basamento en el que predominan dolomitas, lutitas, arcilitas, cuarcitas, y areniscas (Auge, 2004); y un segundo grupo que reúne a arroyos del NE de la provincia de Buenos Aires, con aguas ricas principalmente en carbonatos.
- A partir de la diferenciación hidroquímica de las cuencas, comentada en el párrafo anterior, y analizando la contaminación orgánica y la eutrofización fue posible seleccionar los arroyos más comprometidos por estos fenómenos en cada grupo. En el grupo del NE bonaerense se escogieron los arroyos Rodríguez y El Gato como los más afectados y dentro del grupo de los arroyos de Tandil el A° Tandileofú.

En relación a la taxocenosis de diatomeas hallada en este estudio se advirtió que:

- la flora diatomológica identificada respondió a la diferente composición de los iones mayoritarios de los sistemas lóticos analizados en este muestreo extensivo, así en los arroyos de Tandil se observó una flora propia de ambientes ricos en Ca^{2+} , Mg^{2+} y HCO_3^- (constituida principalmente por *Nitzschia calida*, *Amphora pediculus*, *Navicula tripunctata*, *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia dissipata*, *Navicula capitatoradiata*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Navicula gregaria* y *Navicula veneta*, entre otras) y similar a la reportada por Gasse (1986), Lowe (1974), Patrick & Reimer (1966), Sabater & Sabater (1988) y Martínez de Fabricius et al., (2003) para ambientes con similar composición iónica. Por otra parte la taxocenosis observada en los arroyos del NE, con aguas más duras, ricas en CO_3^{2-} , tuvo un carácter más alcalífilo que la precedente y similar a la observada por Gasse (1986), Gómez (1995), Reynolds (1996) y Gabellone & Gómez (1998) para ambientes con dichas características. Entre las especies características de este tipo de flora se pueden mencionar a *Diadsmis confervacea*, *Navicula trivialis*, *Gomphonema gracile*, *Cymbella silesiaca*, *Pinnularia gibba*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia brevissima*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia umbonata*, *Caloneis bacillum*, *Luticola mutica*, *Navicula cryptocephala* y *Sellaphora pupula*. Algunos de estos géneros como *Navicula* y *Caloneis* son reportados por Reynolds (1996) como taxa estrechamente relacionados con ambientes que presentan intensa actividad agrícola y vertidos de desechos domiciliarios.

● si bien los aspectos relacionados con la polución y eutrofización serán desarrollados en los próximos capítulos aquí podemos mencionar que el análisis de este muestreo extensivo y preliminar permitió advertir que la flora hallada en los ambientes del NE bonaerense estuvo integrada por especies con mayor tolerancia a la contaminación con materia orgánica que la flora hallada en los arroyos de Tandil. Según Bauer *et al.* (2002) estos sitios se hallan en suelos enriquecidos naturalmente con materia orgánica sumada al aporte proveniente de una contaminación más compleja debida a la actividad antrópica.

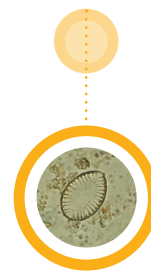
● Leira & Sabater (2005) reportan que en ríos catalanes (España), una proporción considerable de la variación en las asociaciones de diatomeas halladas puede ser explicada por factores fisiográficos. Las diferencias halladas en la flora diatomológica de los arroyos de Tandil y los arroyos del NE, de composición hidroquímica diferente, concuerdan con las apreciaciones de los mencionados autores.

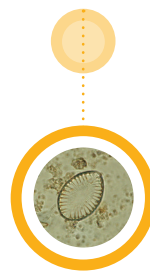


Bibliografía

- Ács E. & Kiss K.T., 1991. Investigation of periphytic algae in the Danube at Göd (1669 river km, Hungary). *Algological Studies* 62: 47-67.
- APHA (American Public Health Association), 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 20th edition, Washington, D.C. 1170 p.
- Auge M., 2004. Regiones hidrogeológicas. República Argentina y provincias de Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. La Plata. 104 p.
- Battarbee R.W., Charles D.F., Dixit S.S. & I. Renberg, 1999. En: Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. 469 p.
- Bauer, D. E., Donadelli J., Gómez N., Licursi M., Ocón C., Paggi A. C., Rodríguez Capítulo A. & Tangorra M., 2002. Ecological Status of Pampean Plain streams and rivers *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 28: 259-262.
- CEN (Comité Europeo de Normalización), 2002. Water Quality: Guidance standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers. prEN 13946: 2002.
- Denys L. & De Wolf H., 1999. Diatoms as indicators of coastal paleoenvironments and relative sea-level change. En: Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. 469 p.
- Descy J. P. & Coste M., 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'evaluation de la qualité des aux courantes. Contrat CEE B-71-23. Rapport final. Cemagref. 60 p.
- Fritz S.C., Cumming B.F., Gasse F. & Laird K.R., 1999. Diatoms as indicators of hydrologic and climatic change in saline lakes. En: Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. 469 p.

- Gabellone N.A. & Gómez N., 1998. Diatom and phosphorus fractions in recent sediment of San Miguel del Monte pond (Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 36 (3): 1543-1551.
- Gasse F., 1986.- East African diatoms: Taxonomy, ecological distribution. *Bibliotheca Diatomologica*, Band 11. Ed: J. Cramer. 203 p.
- Gómez N., 1995. Observations of diatom composition in a pampean lagoon: San Miguel del Monte, Province of Buenos Aires, Argentina. *Gayana. Serie Botánica* 52 (2): 83-88.
- Gómez N., 1999. Epipellic diatoms from the Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society* 2 (1999): 301-309.
- Gómez N. & Licursi M., 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- Hall R.I. & Smol J.P., 1999. Diatoms as indicator of lake eutrophication. En: Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. 469 p.
- Hustedt F., 1930. Bacillariophyta (Diatomeae) En: *Die Süßwasserflora Mitteleuropas*, vol 10. (Ed. A. Pascher). Jena. 465 p.
- Kelly M.G. & Whiton B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Krammer K., 1992. *Pinnularia*: eine Monographie der europäischen Taxa. *Bibliotheca Diatomologica*, Band 26. Berlin. Stuttgart. 353p
- Krammer K., 2000. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Edited by Horst Lange-Bertalot. Volume 1: The genus *Pinnularia*. 2000. 217 plates of micrographs. Hardcover. 703 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1986. *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae I: Naviculaceae*. *Gustav Fischer Verlag*, Stuttgart. 876 p.



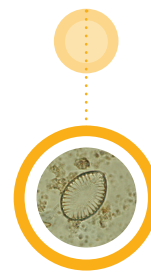


- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1988. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. *Gustav Fischer Verlag*, Stuttgart. 596 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1991a. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. *Gustav Fischer Verlag*, Stuttgart. 576 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1991b. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 4: Achnantheaceae, Literaturverzeichnis. *Gustav Fischer Verlag*, Stuttgart. 437 p.
- Kusber W.H. & Jahn R., 2003. Annotated list of diatom names by Horst Lange-Bertalot and co-workers. Version 3.0. [http://www.algaterra.org/Names_Version3_0.pdf].
- Lange-Bertalot H., 1993. 85 Neue Taxa. *Bibliotheca Diatomologica*. Band 27. Berlin. Stuttgart. 454 p.
- Lange-Bertalot H. & Moser G., 1994. *Brachysira*: Monographie der Gattung. *Bibliotheca Diatomologica*. Band 29. Berlin. Stuttgart. 212 p.
- Leira M. & Sabater S., 2005. Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and physiographical factors. *Water Research* 39: 73-82.
- Licursi M. & Gómez N., 2003. Aplicación de Índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21: 31-49.
- Lowe R.L., 1974. Environmental Requirements and Pollution Tolerance of Freshwater Diatoms. *US Environmental Protection Agency*, EPA-670/4-74-005. Cincinnati, Ohio, USA. 333 p.
- Mackereth F.J., Heron F.J.H. & Talling J.F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologist. *Freshwater Biological Association*, Scientific Publication N° 36, 120 p.
- Margalef R., 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010 p.
- Martínez de Fabricius A.L., Maidana N., Gómez N. & Sabater S., 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). *Biodiversity and Conservation* 12: 2443-2454.

- Pan Y., Stevenson R.J., Hill B.H. & Herlihy A.T., 2000. Ecoregions and benthic diatoms assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *Journal of North American Benthological Society* 19 (3): 518-540.
- Patrick R. & Reimer C.W., 1966. The Diatom of the United States, exclusive of Alaska & Hawaii. *Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, Vol I N°13. 668 p.
- Patrick R. & Reimer C.W., 1975. The Diatom of the United States, exclusive of Alaska & Hawaii. *Academy of Natural Sciences of Philadelphia* Vol II., N°13. 213 p.
- Prygiel J. & Coste M., 2000. Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de L'Indice Biologique Diatomées. Agence de l'Eau. Cemagref. France. 134 p.
- Reynolds C.S., 1996. Algae. En: Geoffrey P. & P. Calow (eds.) *River Biota: Diversity and Dynamics*. Blackwell Science. 257 p.
- Sabater S. & Sabater F., 1988. Diatom assemblages in the River Ter. *Archiv für Hydrobiologie* 111: 397-408.
- Sabater S. & Roca J.R., 1990. Some factors affecting distribution of diatom assemblages in Pyrenean springs. *Freshwater Biology* 24: 493-507.
- Sabater S., Guasch H., Picón A., Romaní A. & Muñoz I., 1996. Using diatom communities to monitor water quality in a river after the implementation of a sanitation plan (River Ter, Spain). En: Whitton B.A. & Rott E. (eds) *Use of algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck, pp 97-103.
- Snoeijs P., 1999. Diatoms and environmental change in brackish waters. En: Stoermer E. F. & Smol J.P. (eds). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. 469 p.
- Stevenson R.J. & Pan Y., 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. En: Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. 469 p.
- Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds), 1999. *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. 469 p.



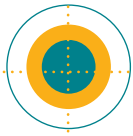
- Sullivan M., 1999. Applied diatom studies in estuaries and shallow coastal environments. In: Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds). The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge University Press. 469 p.
- Tabatabai M.A., 1974.- Determination of Sulfate in Water Samples. – *The Sulfur Institute Journal*, Vol. 10, Number 2.
- ter Braak C.J.F, 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- ter Braak C.J.F. & Smilauer P., 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 352 p.



3.

Las diatomeas epipélicas *vs* los usos de la tierra





Las diatomeas epipélicas *vs* los usos de la tierra

Introducción

Los ríos y arroyos son sistemas complejos en los cuales los factores varían en el tiempo y el espacio; además son sistemas abiertos donde se desarrolla una interacción asimétrica entre dos ambientes vinculados, el terrestre y el acuático. El medio terrestre controla y modifica, hasta cierto punto, las características físicas y químicas del agua que circula hasta el río. Se calcula que por término medio la escorrentía superficial es del 25% al 40% de la precipitación total sobre la cuenca, por lo tanto tiene una incidencia importante en sus características. Asimismo el río es un elemento del paisaje análogo en su función a los riñones del sistema circulatorio humano. Ambos son sistemas de drenaje que recogen, trasladan y modifican materiales que exportan afuera del cuerpo o hacia el mar (Sabater *et al.* 1993). Dentro de estos sistemas complejos la actividad humana es, junto al clima y las características geomorfológicas y ecológicas de las cuencas, un factor decisivo a considerar al momento de caracterizar y evaluar las cuencas hidrográficas.

Las fuentes de contaminación antropogénica de los cuerpos de agua son diversas; éstas a su vez pueden ser fuentes puntuales o difusas. En el caso de las fuentes de contaminación puntuales un incremento en la descarga del río produce una gran dilución y en consecuencia una disminución de la concentración del contaminante. Por el contrario en el caso de las fuentes difusas un incremento en el escurrimiento causa, generalmente, un incremento en la concentración de los contaminantes en el cuerpo de agua receptor. Las principales fuentes de contaminación puntual en los sistemas acuáticos la constituyen las descargas de efluentes domiciliarios, efluentes industriales y ciertas actividades ganaderas. Otras actividades agrícolas, como la fumigación con pesticidas o la aplicación de fertilizantes, son consideradas fuentes difusas. La introducción de contaminantes atmosféricos también constituye una fuente difusa de contaminación acuática. Los contaminantes atmosféricos, representados por una gran variedad de compuestos inorgánicos y orgánicos (nutrientes, pesticidas, herbicidas, micropoluentes orgánicos industriales), son originados por la combustión de combustibles fósiles o la volatilización en zonas agrícolas y zonas de disposición de residuos. Las actividades agrícola-ganaderas aportan al agua, a través del riego o labores de limpieza ganadera, grandes cantidades de materia orgánica, nutrientes y microorganismos, como así también residuos de pesticidas y herbicidas aplicados a los cultivos que alcanzan los cuerpos de agua con el agua de escorrentía. Las aguas domésticas contienen sustancias



provenientes de la actividad humana (alimentos, deyecciones, basura, productos de limpieza, jabones, etc.) presentando diversas materias flotantes, gran cantidad de materia orgánica, nutrientes y numerosos microorganismos, algunos de los cuales pueden transmitir enfermedades. Por su parte los procesos industriales generan una gran variedad de aguas residuales en las que pueden estar presentes sustancias similares a los vertidos domésticos sumadas a elementos propios de cada actividad industrial, entre los que cabe citar: iones metálicos, hidrocarburos, detergentes, pesticidas, aceites, grasas, etc. Estos contaminantes pueden encontrarse en forma disuelta o en suspensión y ser orgánicos e inorgánicos por su naturaleza química (Meybeck & Helmer, 1996).

La importancia de las algas en la ecología de los ríos es apreciada cuando se considera su rol como productores primarios y su capacidad de transformar compuestos inorgánicos en formas orgánicas usadas por otros organismos (Lamberti, 1996; Mulholland, 1996). Distintos estudios han demostrado la relación entre las algas y los usos de la tierra (Kutka & Richards, 1996; Chessman *et al.*, 1999; Pan *et al.*, 1999; Hall & Leavitt, 1999; Pan *et al.*, 2000; Carpenter & Waite, 2000; Hill *et al.*, 2000; Leland & Porter, 2000; Munn *et al.*, 2002; Giorgi & Malacalza, 2002; Leira & Sabater, 2005). Dado que las diatomeas son integrantes conspicuos de los ecosistemas acuáticos, exhibiendo un importante rol en las cadenas alimentarias y teniendo en cuenta la forma sensible y directa en que responden a cambios físicos, químicos, biológicos y del hábitat, su empleo resulta adecuado para evaluar condiciones ambientales (Stevenson & Pan, 1999). En tal sentido en este capítulo se exploran las respuestas de las diatomeas de la comunidad epipélica a algunos usos de la tierra (agrícola-ganadero, urbano, industrial), planteándose las siguientes preguntas:

- - ¿Cómo influencia el uso de la tierra la calidad del agua y qué cambios en la composición y estructura de la taxocenosis de diatomeas se pueden advertir?
- - ¿Es posible advertir estacionalidad climática en las asociaciones de diatomeas expuestas a diferentes tipos de estrés a causa de los distintos usos de la tierra?

Materiales y métodos

Tareas de campo y laboratorio

A partir de los estudios extensivos analizados en el capítulo N° 2 se seleccionaron los sistemas lóticos que presentaban a lo largo de su recorrido distinto grado de disturbio antrópico. Del NE bonaerense se eligieron el A° Rodríguez (3 sitios) y A° El Gato (2 sitios) y del sistema serrano de Tandilia el A° Tandileofú (3 sitios), llevándose a cabo en ellos muestreos estacionales. En los arroyos Rodríguez y El Gato los mismos correspondieron a invierno y primavera de 1998 y verano y otoño de 1999; en tanto que en el A° Tandileofú los muestreos correspondieron a verano, otoño, invierno y primavera de 1999. Se colectaron muestras de epipelon y se midieron *in situ* velocidad de la corriente (correntímetro Global Water), conductividad (conductímetro Lutron CD-4303), turbidez (Turbidity Meter Model 800), pH y temperatura (pHmeter Hanna HI 8424) y oxígeno disuelto (ESD 600). También se extrajeron muestras de agua para el análisis de: DBO_5 , DQO, STS, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-NO_2^- y PRS (Mackereth *et al.*, 1978, APHA, 1998).

La recolección, preparación e identificación del epipelon se realizó siguiendo la metodología detallada en el capítulo N° 2.

Las especies fueron clasificadas de acuerdo a su tolerancia a la polución orgánica y eutrofización empleando la clasificación de Lange-Bertalot (1979) y teniendo en cuenta las observaciones realizadas por Gómez & Licursi (2001) y Licursi & Gómez (2003) en arroyos del área pampeana (ver capítulo 4). Asimismo para cada muestra se calcularon los siguientes parámetros estructurales: número de especies (Ludwig & Reynolds, 1988), Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') y Equitabilidad (Shannon & Weaver, 1949).

Tratamiento estadístico

Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica con el fin de explorar la relación entre las características físico-químicas de los arroyos, los usos de la tierra (urbano, industrial y agrícola-ganadero) y la composición específica de la taxocenosis. En este análisis fueron incluidas las especies que presentaron una abundancia relativa superior al 2 % en la totalidad de las muestras. La información referente a los usos de la tierra fue incorporada generando tres variables (uso urbano, industrial y agrícola-ganadero) en las cuales se valoró la intensidad de cada uso mediante el empleo de imágenes satelitales (Instituto Geográfico Militar, Escala 1:50000), información complementaria (EASNE, 1973) e información obtenida en campo. La clasificación utilizada para valorar la intensidad de cada uso fue la siguiente:

Valor	Intensidad de la actividad
1	ausente
2	baja
3	moderada
4	alta
5	muy alta

Para el ACC aquellas variables que no mostraron una distribución normal fueron transformadas según $X = \log(x + 1)$. Sólo las variables cuyo factor de inflación fue < 10 fueron retenidas en el análisis, ya que valores mayores podrían indicar multicolinealidad entre variables (ter Braak & Verdonschot, 1995). La significación de los ejes fue testada mediante la prueba de Monte Carlo. Estos análisis fueron realizados utilizando el programa CANOCO for Windows versión 4.0 (ter Braak & Smilauer, 1998).

Las diferencias significativas de los parámetros estructurales fueron analizadas a través de ANOVA en rangos. Para advertir las diferencias entre los grupos se utilizó el Test de Dunn's (Sokal & Rohlf, 1981).

Resultados

Características físico-químicas

Las principales características físico-químicas y la intensidad de cada uso de la tierra en los sitios estudiados se resumen en la tabla I.

● Tabla 1. Principales características físico-químicas e intensidad de los usos de la tierra en los arroyos estudiados. Se proporcionan los códigos de identificación de los sitios utilizados en las figuras. (s/d= sin dato).

Sitio de muestro	Cód.	Fecha	Uso de la tierra			Corriente (m s ⁻¹)	Caudal (m ³ s ⁻¹)	TEMP (°C)	Conduct. (μS cm ⁻¹)	pH	OD (mg l ⁻¹)	Turbidez (UNT)	STS (mg l ⁻¹)	DQO (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	PRS (mgP l ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mgN l ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (mgN l ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mgN l ⁻¹)
			Agrícola-ganadero	Urbano	Industrial														
El Gato Invierno 1	GI1	15/9/98	2	3	4	0.08	0.04	15.0	1078	7.6	1.5	38.0	109.4	56	41	3.39	1.060	1.020	4.436
El Gato Invierno 2	GI2	15/9/98	1	5	5	s/d	s/d	16.8	1249	7.8	1.6	19.0	20.4	25	19	1.50	1.744	0.220	6.198
Rodríguez Invierno 1	RI1	15/9/98	4	2	1	s/d	s/d	17.5	867	8.3	9.9	11.0	32.7	48	5	0.41	0.072	0.011	0.112
Rodríguez Invierno 2	RI2	15/9/98	2	3	3	0.08	0.04	18.8	1823	8.1	8.6	17.0	58.0	101	24	3.72	0.075	0.996	9.064
Rodríguez Invierno 3	RI3	15/9/98	1	4	3	0.73	1.10	16.8	1356	8.0	7.5	16.0	21.8	60	31	3.39	0.414	0.960	15.025
El Gato Primavera 1	GP1	26/11/98	2	3	4	0.27	0.19	26.0	1007	8.0	2.4	45.0	154.6	50	35	3.21	0.047	0.372	0.514
El Gato Primavera 2	GP2	26/11/98	1	5	5	s/d	s/d	23.0	986	8.0	3.2	8.0	10.7	21	15	2.07	0.015	0.202	0.757
Rodríguez Primavera 1	RP1	26/11/98	4	2	1	s/d	s/d	22.0	548	8.5	8.5	67.0	34.5	76	8	0.86	0.017	0.040	0.062
Rodríguez Primavera 2	RP2	26/11/98	2	3	3	0.24	0.11	23.0	1313	8.1	8.1	26.0	39.0	58	34	4.72	0.024	0.914	0.017
Rodríguez Primavera 3	RP3	26/11/98	1	4	3	0.25	0.19	24.5	1087	8.1	8.1	27.0	20.3	57	32	4.22	0.072	1.200	0.815
El Gato Verano 1	GV1	8/4/99	2	3	4	0.16	0.07	21.0	1033	7.9	8.2	7.0	0.5	32	15	3.91	2.391	0.767	5.331
El Gato Verano 2	GV2	8/4/99	1	5	5	s/d	s/d	21.0	1140	7.7	3.6	3.0	0.3	40	21	1.63	2.229	0.262	8.629
Rodríguez Verano 1	RV1	8/4/99	4	2	1	0.17	0.15	16.0	552	7.8	5.2	57.0	3.8	22	7	1.37	0.563	0.150	0.236
Rodríguez Verano 2	RV2	8/4/99	2	3	3	0.17	0.10	14.0	882	7.5	2.9	29.0	1.2	51	24	5.37	1.114	0.053	7.320
Rodríguez Verano 3	RV3	8/4/99	1	4	3	0.23	0.18	13.0	978	7.5	2.9	10.0	0.3	43	26	2.11	0.795	0.255	10.237
El Gato Otoño 1	GO1	24/5/99	2	3	4	0.08	0.06	13.8	1104	8.0	5.7	76.0	354.0	162	23	3.35	0.868	0.280	4.336
El Gato Otoño 2	GO2	24/5/99	1	5	5	s/d	s/d	15.0	1200	7.8	1.0	5.0	11.4	148	14	1.67	0.949	0.011	9.021
Rodríguez Otoño 1	RO1	24/5/99	4	2	1	0.09	0.14	11.2	795	8.2	5.7	23.0	67.0	23	4	0.20	0.136	0.011	0.268
Rodríguez Otoño 2	RO2	24/5/99	2	3	3	0.08	0.05	11.0	1707	7.6	3.1	23.0	58.0	196	44	4.42	0.145	0.193	6.231
Rodríguez Otoño 3	RO3	24/5/99	1	4	3	0.23	0.14	11.0	1450	7.5	2.9	17.0	38.7	147	42	3.77	0.183	0.187	9.387
Tandileofú Verano 1	TV1	25/2/99	2	1	1	0.15	0.01	21.0	774	7.9	4.4	3.3	1.7	3	1	0.10	0.005	0.030	1.335
Tandileofú Verano 2	TV2	24/2/99	3	3	2	0.24	0.08	27.9	627	8.4	8.9	17.0	12.7	6	1	0.02	0.002	0.030	0.624
Tandileofú Verano 3	TV3	24/2/99	4	2	1	s/d	s/d	29.5	904	8.3	4.5	12.0	11.0	31	19	0.77	2.051	0.126	0.282
Tandileofú Otoño 1	TO1	17/6/99	2	1	1	0.16	0.01	8.9	762	8.1	9.9	10.2	12.1	8	4	0.09	0.005	0.005	1.036
Tandileofú Otoño 2	TO2	16/6/99	3	3	2	0.61	1.70	9.4	784	7.9	9.6	6.0	9.1	11	6	0.06	0.005	0.026	0.639
Tandileofú Otoño 3	TO3	16/6/99	4	2	1	0.35	0.39	11.7	836	8.1	6.0	6.4	7.5	12	5	0.48	0.089	0.041	0.589
Tandileofú Invierno 1	TI1	15/9/99	2	1	1	0.35	0.03	10.7	782	7.5	9.9	2.1	1.4	3	1	0.09	0.001	0.027	1.362
Tandileofú Invierno 2	TI2	14/9/99	3	3	2	1.17	2.46	12.8	496	7.7	10.5	13.5	9.6	31	5	0.07	0.071	0.027	0.938
Tandileofú Invierno 3	TI3	14/9/99	4	2	1	0.98	1.87	14.6	647	7.5	6.2	16.5	9.1	24	11	0.31	0.398	0.161	1.034
Tandileofú Primavera 1	TP1	21/12/99	2	1	1	s/d	s/d	17.7	749	7.4	5.7	17.2	3.6	15	2	0.10	0.052	0.036	0.968
Tandileofú Primavera 2	TP2	20/12/99	3	3	2	0.76	0.38	20.0	647	7.6	4.5	3.9	8.2	18	1	0.08	0.021	0.041	0.827
Tandileofú Primavera 3	TP3	20/12/99	4	2	1	0.32	0.51	22.7	789	7.8	7.8	13.1	7.1	29	9	0.11	0.058	0.134	0.631



Parámetros estructurales de la taxocenosis de diatomeas

En las muestras analizadas se identificaron un total de 133 especies. *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* y *Nitzschia umbonata* fueron especies frecuentes y abundantes en el A° El Gato, en las estaciones 2 y 3 del A° Rodríguez y en la estación 3 del A° Tandileofú. En la estación 1 del A° Rodríguez las especies dominantes fueron *Rhoicosphenia abbreviata*, *Nitzschia palea* y *Gomphonema parvulum* aunque con una abundancia promedio menor al 10 %. La estación 2 del A° Tandileofú estuvo caracterizada por la dominancia de *Cocconeis placentula*, especie que también fue abundante en la estación 1 del arroyo acompañada por *Fragilaria ulna* (tabla 2).

Acrónimo	Nombre de la especie	G1	G2	R1	R2	R3	T1	T2	T3
AEXG	<i>Achnanthes exigua</i> Grunow		*						
AHUN	<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow	*		*		*			
ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow			*			*	*	*
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	*	*		*	*	*	*	*
ALDH	<i>Amphipleura lindheimerii</i> Grunow						*		
ALIB	<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg		*	*			*		
AMMO	<i>Amphora montana</i> Krasske	*		*		*	*	*	*
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow						*	*	*
AVEN	<i>Amphora veneta</i> Kützing			*			*	*	*
ASPH	<i>Anomoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer							*	
ASCO	<i>Anomoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer f. <i>costata</i> (Kützing) Grunow			*					
BPAR	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin			*					
CBAC	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve			*					
CSIL	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve			*					
CNDI	<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer		*						
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg			*			**	****	**
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow							*	
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck						*		*
CRAC	<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann (= <i>Navicula accomoda</i> Hustedt)	*			*	*			
CAMB	<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) Mann	*	*	*			*	*	
CHAL	<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann				*	*	*		*
CAFF	<i>Cymbella affinis</i> Kützing							*	*
CSLE	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	*		*	*	*		*	*
CTUM	<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck							*	
CTGL	<i>Cymbella turgidula</i> Grunow						*		

Acrónimo	Nombre de la especie	G1	G2	R1	R2	R3	T1	T2	T3
DKUE	<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	*	*	*					*
DCOF	<i>Diademesia confervacea</i> Kützing	*	*	*	*	*			*
DCON	<i>Diademesia contenta</i> (Grunow ex V. Heurck) Mann			*					
DCBI	<i>Diademesia contenta</i> Grunow var. <i>biceps</i> (Grunow) Hamilton							*	
DVUL	<i>Diatoma vulgare</i> Bory			*			*	*	*
DPSO	<i>Diploneis pseudovalis</i> Hustedt	*		*					
EDIO	<i>Eunotia diodon</i> Ehrenberg			*					
EPEC	<i>Eunotia pectinalis</i> (Dillwyn) Rabenhorst			*					
ESOL	<i>Eunotia soleirolii</i> (Kützing) Rabenhorst	*							
FBRE	<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow						*		
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières			*				*	*
FULN	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot		*	*	*		**	*	*
FUAC	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot							*	
FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	*		*			*		
GAFF	<i>Gomphonema affine</i> Kützing					*			
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	*		*	*	*	*	*	*
GGRA	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg			*		*		*	
GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson						*	*	*
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	**	*	*	***	**	*	*	**
GPSA	<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot								*
GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg			*			*		
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst			*			*	*	*
GSCA	<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve			*					
HABU	<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot	*				*			*
HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow		*	*					
LGOE	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) Mann (= <i>Navicula goeppertiana</i> (Bleisch) H.L. Smith)	*	*	*	*	*	*		*
LKOT	<i>Luticola kotschyi</i> (Grunow) Mann (= <i>Navicula kotschyi</i> Grunow)			*	*				
LMUT	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann (Syn. <i>Navicula mutica</i> (Kützing) Kützing (NMUT))			*	*	*	*		*
MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh			*	*	*	*	*	*
NAAN	<i>Navicula angusta</i> Grunow	*		*		*	*	*	*
NARV	<i>Navicula arvensis</i> Hustedt			*					
NATO	<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow		*			*			
NCAP	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg			*					
NCHU	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross			*			*	*	*
NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain							*	*
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	*	*	*	*	*	*	*	*
NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	*					*	*	*

Acrónimo	Nombre de la especie	G1	G2	R1	R2	R3	T1	T2	T3
NDIG	<i>Navicula digitoradiata</i> (Gregory) Ralfs			*					
NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	*		*	*	*	*	*	*
NIPX	<i>Navicula impexa</i> Hustedt			*					
NLAN	<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg			*			*	*	
NMGL	<i>Navicula margalithii</i> Lange Bertalot						*		
NMEN	<i>Navicula menisculus</i> Schumann			*				*	*
NMCA	<i>Navicula microcari</i> Lange-Bertalot			*					
NMLF	<i>Navicula molestiformis</i> Hustedt				*				
NMOC	<i>Navicula monoculata</i> Hustedt	*	*	*	*	*			
NPRM	<i>Navicula paramutica</i> Bock			*					
NPYG	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing	*	*	*				*	*
NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kützing						*	*	
NSAP	<i>Navicula saprophila</i> Lange-Bertalot & Bonik				*				
NSHR	<i>Navicula schroeteri</i> Meister			*					
NSBM	<i>Navicula subminuscula</i> Manguin		*	*	*	*		*	*
NTEN	<i>Navicula tenelloides</i> Hustedt			*		*	*		
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory						*	*	*
NTRV	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot			*				*	
NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing	*		*			*	*	*
NEAF	<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer			*					
NEAM	<i>Neidium ampliutum</i> (Ehrenberg) Krammer			*					
NACI	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	*							
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	*		*	*	*	*	*	*
NAMH	<i>Nitzschia amphibioides</i> Hustedt		*						
NZAG	<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot			*					
NBRE	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	*		*					
NCLA	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	*		*		*			
NCOM	<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst						*		
NCPS	<i>Nitzschia compressa</i> (Bailey) Boyer			*					
NCOT	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs			*			*	*	*
NDEB	<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow	*					*		
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow						*	*	*
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow		*	*	*	*		*	*
NIHU	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	*	*	*		*	*		*
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow		*						
NLEV	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow			*				*	
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith			*			*	*	*
NMIC	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow		*						
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	**	****	*	***	***	*	*	***
NPAE	<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow			*					

Acrónimo	Nombre de la especie	G1	G2	R1	R2	R3	T1	T2	T3
NREC	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch						*		
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützinger) W. Smith			*		*		*	
NSOC	<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt						*		
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	***	**	*	*	*	*	*	**
NVER	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützinger) Hantzsch						*		
PACR	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenhorst			*					
PBRT	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg var. <i>rectangularis</i> Carlson	*		*					
PBRE	<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützinger) Rabenhorst			*			*		
PDVG	<i>Pinnularia divergentissima</i> (Grunow) Cleve		*						
PGIB	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	*	*	*	*	*			*
PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	*	*			*			
PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	*	*	*	*				
PVIR	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg			*					
PPLC	<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Heinzerling			*					
RUNI	<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero & Ferrario							*	
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot			*	*		*	*	*
RGBL	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller			*					
RBRE	<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer						*		
SPUP	<i>Sellaphora pupula</i> Kützinger (= <i>Navicula pupula</i> Kützinger)	*	*	*	*	*		*	*
SSEM	<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D. G. Mann (= <i>Navicula seminulum</i> Grunow)	*			*	*			
STAN	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg						*		
STBR	<i>Stauroneis brasiliensis</i> (Zimmerman) Compere (= <i>Capartograma crucicula</i> (Grunow ex Cleve) Ross)							*	
SPHO	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg			*					
SSMI	<i>Stauroneis smithii</i> Grunow						*		
SANG	<i>Surirella angusta</i> Kützinger	*		*	*	*	*		*
SBRE	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	*				*	*	*	*
SBKU	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer & Lange-Bertalot							*	
SBRI	<i>Surirella brightwellii</i> W. Smith						*		
SELE	<i>Surirella elegans</i> Ehrenberg							*	
SOVI	<i>Surirella ovalis</i> Brébisson			*			*	*	
SUTE	<i>Surirella tenera</i> Gregory			*				*	*

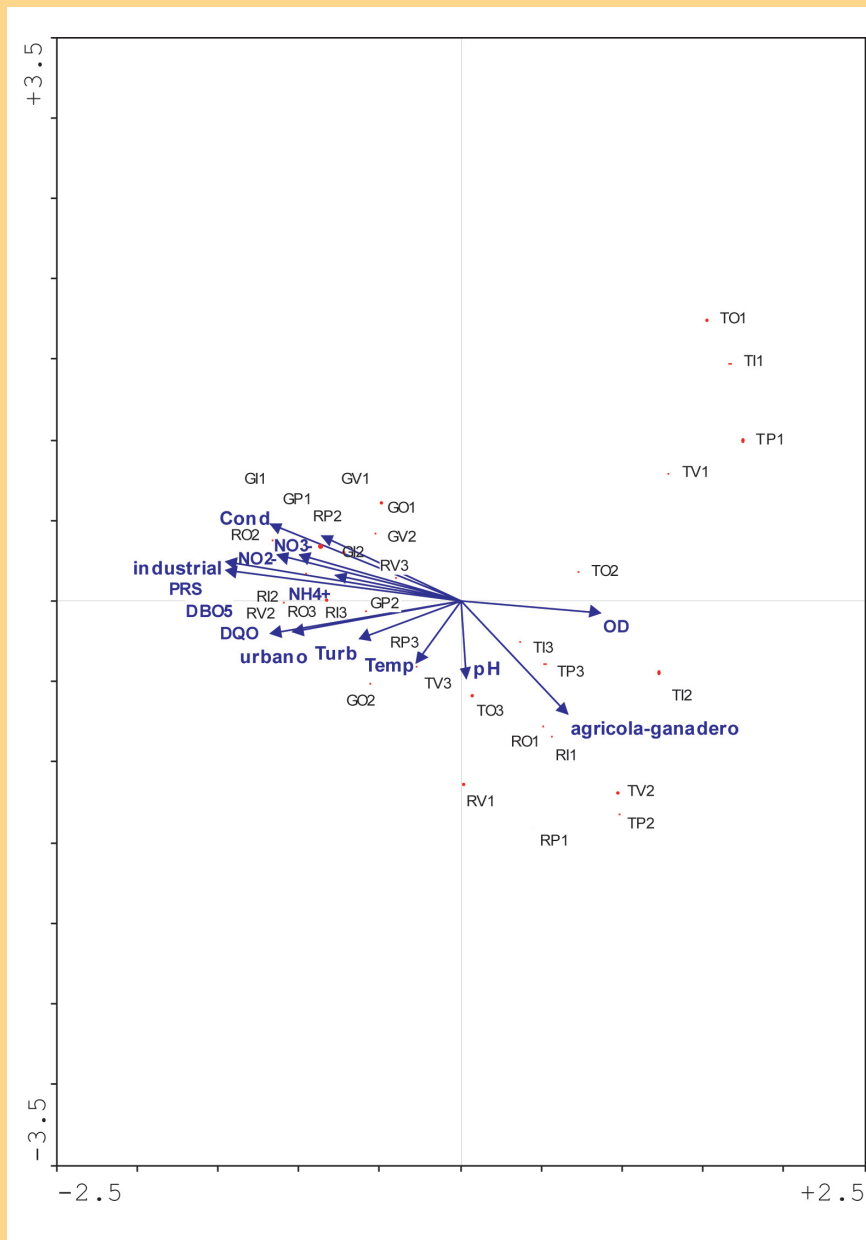
● Tabla 2. Listado de las especies identificadas y su abundancia relativa promedio para cada sitio de muestreo (*: >0-10 %, **: >10-25 %, ***: >25-50 % y ****: >50 %). Se presenta el acrónimo de cada especie utilizado en la figura 2. G: A° El Gato; R: A° Rodríguez; T: A° Tandileofú.

A partir de las características físico-químicas, usos de la tierra y la abundancia relativa de las especies de diatomeas se realizó el Análisis de Correspondencias Canónicas (tabla 3).

	1	2	3	4	Total
Autovalores	0.642	0.319	0.271	0.211	3.595
Porcentaje acumulado de la varianza de las especies	17.9	26.7	34.3	40.2	
Correlaciones especie-ambiente	0.953	0.875	0.819	0.902	
Porcentaje acumulado de la varianza de las relaciones especie ambiente	31.8	47.6	61.0	71.4	
Test de Monte Carlo para el primer eje:	Autovalor: 0.642 F-radio: 3.697				P < 0.0050
Test de Monte Carlo para todos los ejes:	Autovalor: 2.021 F-radio: 1.560				P < 0.0050

● Tabla 3. Resumen del Análisis de Correspondencias Canónicas.

Las variables ambientales que tuvieron mayor correlación con el eje 1 fueron: DBO₅, PRS, DQO, conductividad, NO₂⁻, NO₃⁻, oxígeno disuelto, NH₄⁺, turbidez y la actividad industrial y urbana como principales usos de la tierra. En el segundo eje las variables que tuvieron mayor correlación fueron: pH, temperatura y el uso de la tierra relacionado con la actividad agrícola-ganadera. Se puede observar que sobre el lado izquierdo del primer eje se ordenaron los sitios de muestreo pertenecientes a los arroyos del NE bonaerense (A° El Gato y Rodríguez) relacionados con una mayor contaminación orgánica y eutrofización, mayor turbidez, menores concentraciones de oxígeno disuelto y caracterizados por usos de la tierra de carácter urbano e industrial. Sobre el lado derecho del eje se ubicaron los sitios de muestreo pertenecientes al A° Tandileofú y la cabecera del A° Rodríguez que presentan mayor concentración de oxígeno disuelto y relacionados a un uso de la tierra de carácter agropecuario principalmente. En este análisis se puede advertir que el tipo e intensidad de la contaminación es de mayor relevancia en el ordenamiento de los sitios que la estacionalidad (figura 1).



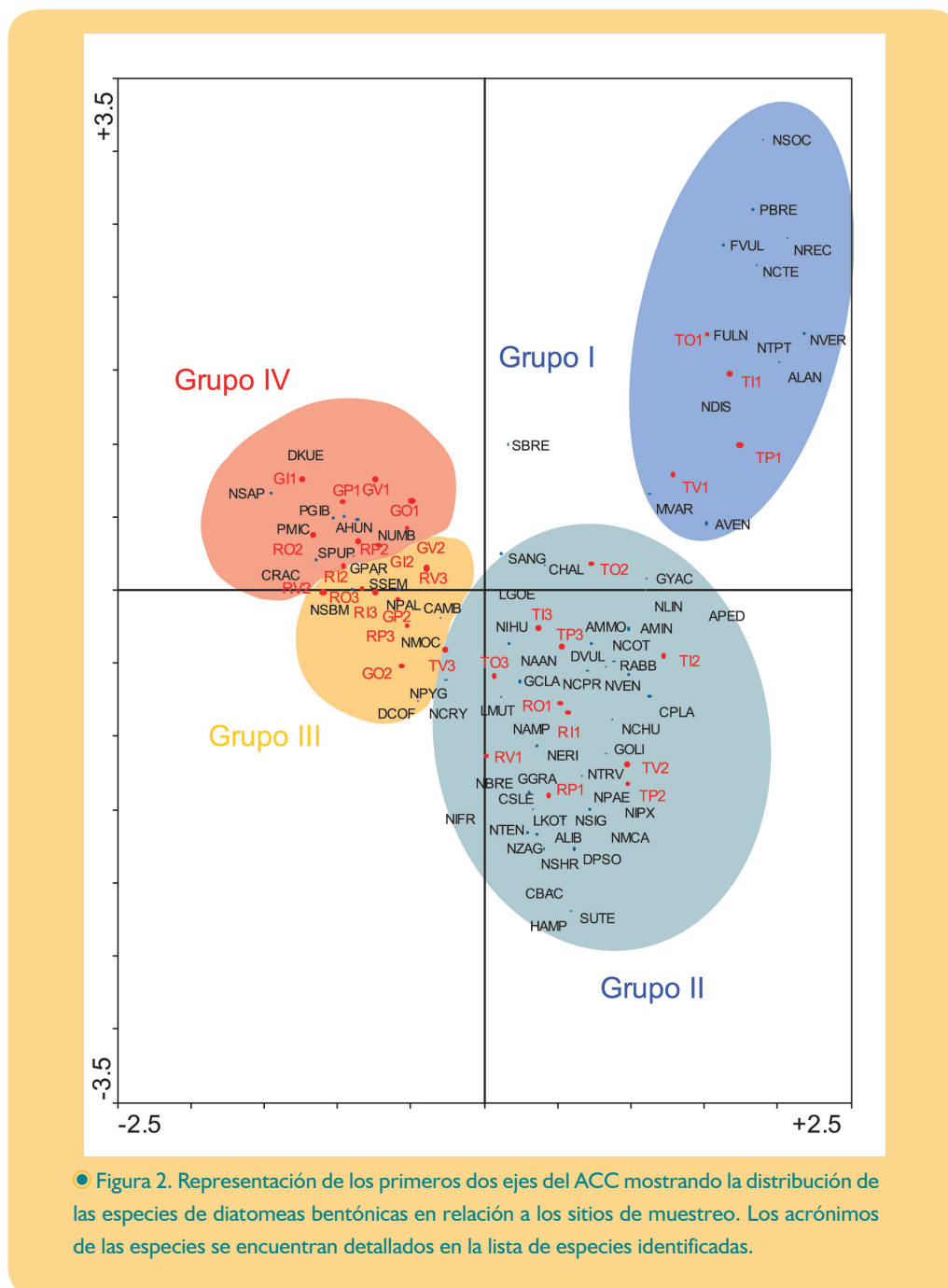
● Figura 1. Ordenamiento los sitios de muestreo en relación a las variables físico-químicas consideradas en el Análisis de Correspondencias Canónicas. Los códigos correspondientes a los sitios se muestran en la tabla 1, correspondiendo la letra “V” a la estación Verano, la “O” a Otoño, la “I” a Invierno y la “P” a Primavera.

En la figura 2 se grafica la distribución de las especies de diatomeas bentónicas en los sitios de muestreo. Así se pueden diferenciar las asociaciones de especies características de sitios de muestreo con distinta concentración de nutrientes y materia orgánica y que difieren en el uso de la tierra. Se puede apreciar que las especies más características de la cabecera del

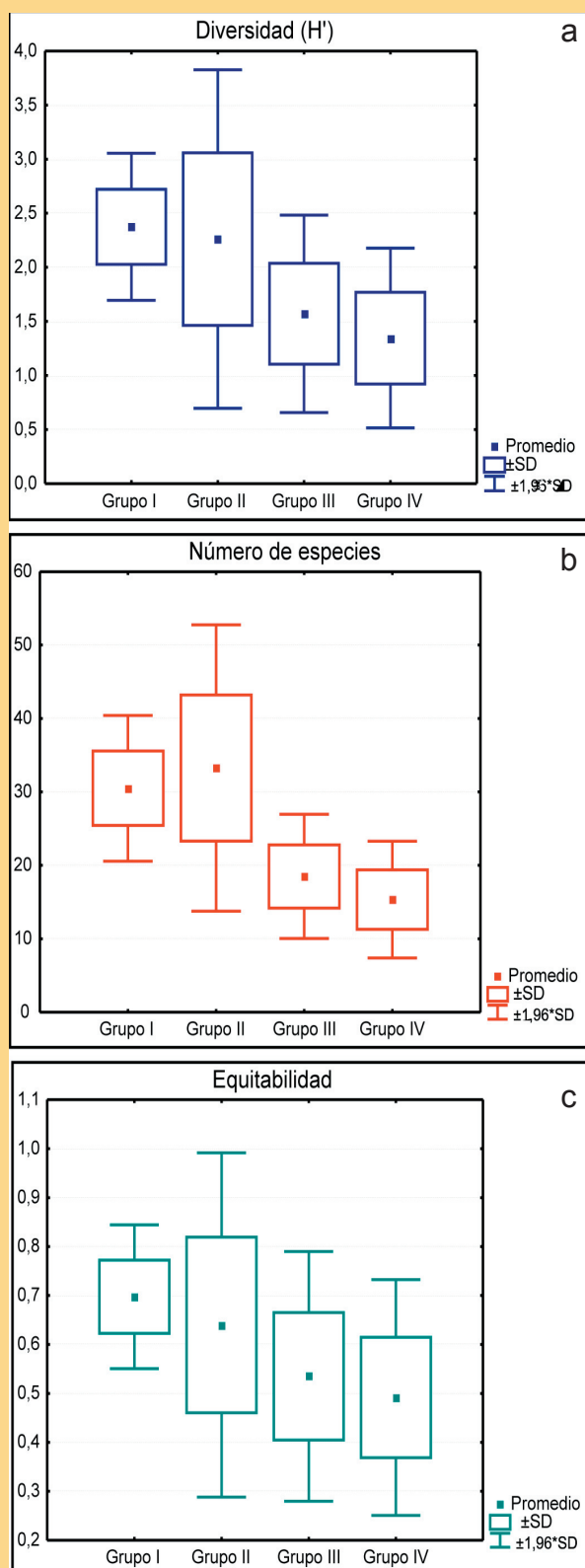
A° Tandileofú fueron *Nitzschia sociabilis* (NSOC), *Pinnularia brebissonii* (PBRE), *Frustulia vulgaris* (FVUL), *Nitzschia recta* (NREC), *Navicula cryptotenella* (NCTE), *Fragilaria ulna* (FULN), *Navicula tripunctata* (NTPT), *Nitzschia vermicularis* (NVER), *Achnanthes lanceolata* (ALAN), *Nitzschia dissipata* (NDIS), *Melosira varians* (MVAR) y *Amphora veneta* (AVEN) (GRUPO I). En el sector medio y bajo del A° Tandileofú se observaron las siguientes especies: *Gyrosigma acuminatum* (GYAC), *Craticula halophila* (CHAL), *Luticola goeppertiana* (LGOE), *Nitzschia linearis* (NLIN), *Amphora pediculus* (APED), *Amphora montana* (AMMO), *Achnanthes minutissima* (AMIN), *Nitzschia constricta* (NCOT), *Rhoicosphenia abbreviata* (RABB), *Diatoma vulgare* (DVUL), *Cocconeis placentula* (CPLA), *Navicula veneta* (NVEN) y *Navicula trivialis* (NTRV), entre otras. Asociadas a la cabecera del arroyo Rodríguez se observaron especies como *Navicula erifuga* (NERI), *Nitzschia amphibia* (NAMP), *Gomphonema gracile* (GGRA), *Nitzschia sigma* (NSIG), *Cymbella silesiaca* (CSLE), *Nitzschia brevissima* (NBRE), *Nitzschia frustulum* (NIFR), *Navicula cryptocephala* (NCRY), *Amphora libyca* (ALIB), *Caloneis bacillum* (CBAC), *Surirella tenera* (SUTE), *Luticola kotzschyi* (LKOT) y *Diploneis pseudovalis* (DPSO) (GRUPO II). Todas las especies mencionadas se relacionaron a condiciones de menor contaminación orgánica, menor turbidez y mayor concentración de oxígeno disuelto y con un uso de la tierra de carácter agropecuario, siendo éste de intensidad baja en el Grupo I y de mayor intensidad en el Grupo II, en el que también se presenta uso urbano de baja a moderada intensidad.

Del lado izquierdo del gráfico se ubicaron las especies con mayor tolerancia a la contaminación orgánica y eutrofización y que se relacionaron con sitios pertenecientes al A° El Gato y sector medio y bajo del A° Rodríguez en los cuales el uso de la tierra es de carácter urbano e industrial. Así se puede reconocer un pequeño grupo conformado principalmente por las muestras pertenecientes al sector medio del A° Rodríguez en las que estuvieron presentes especies como *Navicula subminuscula* (NSBM), *Craticula ambigua* (CAMB), *Navicula monoculata* (NMOC), *Navicula pygmaea* (NPYG) y *Diademsia confervacea* (DCOF) relacionadas a uso urbano e industrial de moderada intensidad (GRUPO III). Por otro lado se advierte un último agrupamiento conformado por los sitios del A° El Gato y sector bajo del A° Rodríguez (GRUPO IV). Las especies observadas en este grupo fueron *Denticula kuetzingii* (DKUE), *Pinnularia gibba* (PGIB), *Achnanthes hungarica* (AHUN), *Nitzschia umbonata* (NUMB), *Sellaphora pupula* (SPUP), *Pinnularia microstauron* (PMIC), *Craticula acomoda* (CRAC), *Gomphonema parvulum* (GPAR), *Sellaphora seminulum* (SSEM) y *Nitzschia palea* (NPAL). Las especies mencionadas estuvieron relacionadas con una mayor

conductividad, mayor contenido de materia orgánica y nutrientes correspondiendo a sitios con actividad industrial muy intensa y urbanización moderada.



Los aspectos estructurales de la taxocenosis revelaron visibles diferencias relacionadas con los distintos tipos de usos de la tierra y su intensidad. En la figura 3 se puede observar una disminución en el número de especies, la diversidad y la equitabilidad con el incremento de la contaminación.



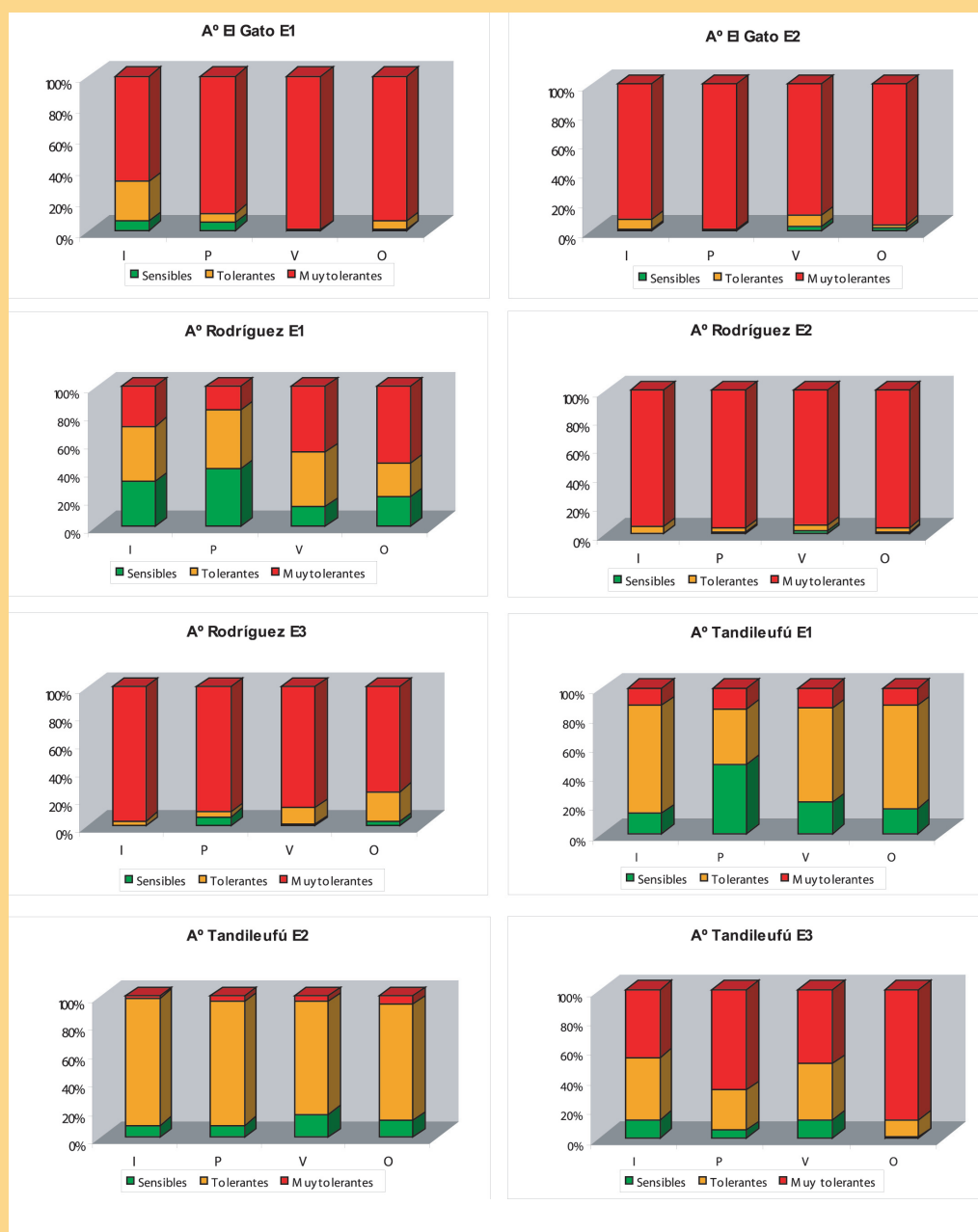
● Figura 3. Aspectos estructurales de la taxocenosis de diatomeas en relación a los tipos de usos de la tierra y su intensidad. a) diversidad de Shannon & Wiener (H'), b) Número de especies y c) equitabilidad. Los sitios y especies incluidas en cada grupo son señalados en el ACC (figura 2).

Así es posible advertir que los sitios poco alterados (Grupo I), en los que sólo se desarrolla actividad agrícola-ganadera de baja intensidad, presentaron los mayores valores de los parámetros. Los sitios en los que predominó el uso de la tierra de tipo agrícola-ganadero (Grupo II) presentaron valores medios levemente inferiores al grupo anterior. Una marcada disminución de los parámetros estructurales se puede observar ante el incremento de la contaminación en los sitios con uso de la tierra predominantemente urbano (Grupo III), tendencia que es aún más evidente en el caso de los sitios con predominio de la actividad industrial (Grupo IV) particularmente en el caso de la diversidad y número de especies ($p < 0.05$).

Tolerancia de las especies

Mediante el análisis de la tolerancia de las especies a la polución orgánica y eutrofización se advirtió que en el A° El Gato las especies muy tolerantes aumentaron en la estación 2, llegando a dominar por completo la comunidad, en detrimento de algunas especies sensibles o tolerantes que estaban presentes en la estación 1 (figura 4). En el A° Tandileofú se observó una disminución progresiva de la proporción de especies sensibles con el deterioro de la calidad del agua, a partir de la estación 2. Este cambio en la tolerancia de las especies fue más evidente en la estación 3 en la cual se observó un marcado incremento de la proporción de especies muy tolerantes. En el caso del A° Rodríguez fue aún más evidente el reemplazo de especies sensibles y tolerantes por especies muy tolerantes a la polución frente al deterioro de la calidad del agua, a partir de la estación 2. Las especies sensibles y tolerantes, apreciablemente representadas en la estación 1, fueron substituidas por especies muy tolerantes que alcanzaron una dominancia absoluta en la estación 2. Una leve tendencia a la recuperación se observó en la estación 3, con la reaparición de algunas especies sensibles y tolerantes.

Por otro lado el análisis nos permitió advertir la escasa influencia de la estacionalidad en la tolerancia de las especies, observándose sólo pequeñas diferencias en la estación 1 del A° El Gato en Invierno, la estación 1 del A° Tandileofú en Primavera, la estación 3 del A° Tandileofú en otoño y las estaciones 1 y 3 del A° Rodríguez en Primavera y Otoño respectivamente.



● Figura 4. Tolerancia de las especies a la contaminación orgánica y eutrofización para los arroyos estudiados en invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O).

Conclusiones y Discusión

Las técnicas multivariadas permiten elucidar los factores ecológicos que explican la mayor variación en la distribución de las diatomeas (Leira & Sabater, 2005). Según los resultados obtenidos en el Análisis de Correspondencias Canónicas las especies se agruparon de acuerdo al uso de la tierra y su intensidad no advirtiéndose una segregación manifiesta a causa de la estacionalidad. En el análisis fue posible advertir el ordenamiento de los sitios de muestreo en cuatro grupos de acuerdo al tipo e intensidad de las actividades que se desarrollan en su cuenca, e identificar grupos de especies relacionadas a cada tipo de actividad. El primer grupo reunió a sitios poco alterados que sólo presentaron baja intensidad de uso agrícola-ganadero. La mayoría de las especies asociadas a este grupo tienen altos requerimientos de oxígeno, son nitrógeno autotróficas, de ambientes β o α - mesosapróbicos y meso-eutróficos o indiferentes de acuerdo a van Dam et al. (1994).

El segundo grupo estuvo relacionado con el uso de la tierra de carácter agrícola-ganadero intenso. De acuerdo a la clasificación de van Dam et al. (1994) la mayoría de las especies que estuvieron presentes en estos sitios tienen moderados requerimientos de oxígeno, son nitrógeno autotróficas, de ambientes α -mesosapróbicos y eutróficos.

El tercer grupo estuvo conformado por sitios de muestreo expuestos a desechos domiciliarios, relacionados a un intenso uso de la tierra de carácter urbano. Las especies asociadas a este grupo tienen en general bajos o moderados requerimientos de oxígeno, son nitrógeno heterótrofos facultativos u obligados, de ambientes α -mesosapróbicos a polisapróbicos y eutróficos (van Dam et al., 1994).

Finalmente el cuarto agrupamiento reunió sitios afectados por el uso de la tierra industrial muy intenso, aunque también presentan intenso uso urbano. La mayoría de las especies observadas en este grupo tienen requerimientos de oxígeno bajos o muy bajos, son de ambientes α -mesosapróbicos o polisapróbicos y de condiciones eutróficas o hipereutróficas; asimismo algunos de estos taxa son nitrógeno heterótrofos obligados (van Dam et al., 1994).

Otros autores reportan la presencia de algunas de las especies halladas en el presente estudio en condiciones ambientales similares. Leira & Sabater (2005) observaron, en estudios realizados en ríos catalanes (España), el predominio de *Navicula subminuscula* y *Nitzschia frustulum* en sitios densamente poblados, industrializados o en áreas de agricultura. Kelly & Whitton (1995), en ríos de Inglaterra, hallaron una alta tolerancia a

la polución orgánica en *Gomphonema parvulum*, *Navicula subminuscula*, *Sellaphora* sp. y *Nitzschia* sp., mientras que otras especies como *Cocconeis placentula* y *Amphora pediculus* fueron taxa característicos de ambientes eutróficos. Por su parte Schoeman (1976) realiza una clasificación de las diatomeas en relación a sus requerimientos ecológicos y menciona la presencia de *Nitzschia amphibia* y *Nitzschia palea* en ambientes muy enriquecidos con nitrógeno, y de *Gomphonema parvulum*, *Sellaphora seminulum* y *Diademesmis confervacea* en ambientes que presentan variaciones en el nivel de nitrógeno. Steinberg & Schiefele (1988), en estudios relacionados con la sensibilidad de las diatomeas bentónicas a la polución y concentración de nutrientes, mencionan la presencia de *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* y *Luticola goeppertiana* en ambientes α -mesosapróbicos a polisapróbicos y *Craticula halophila*, *Gomphonema olivaceum* y *Navicula trivialis* en ambientes α -mesosapróbicos. Los mencionados autores también reportan a *Cocconeis placentula*, *Cymbella silesiaca*, *Diatoma vulgare* y *Rhoicosphenia abbreviata* como especies eutróficas que muestran un aumento en el crecimiento en ambientes ricos en nutrientes. Symoens et al. (1988) resaltan la presencia de *Nitzschia linearis* en sitios moderadamente poluídos, de *Gomphonema parvulum*, *Navicula trivialis* y *Nitzschia palea* en sitios más poluídos y de *Luticola goeppertiana* en sitios altamente poluídos. En el presente estudio también observamos que algunas especies presentaron preferencias ecológicas diferentes a las reportadas por otros autores. Tal es el caso de *Achnanthes minutissima* citada como especie oligo-mesotrófica (Kelly & Whitton, 1995), con muy altos requerimientos de oxígeno y β -mesosapróbica (van Dam et al., 1994), indicadora de altas concentraciones de oxígeno y bajas concentraciones de nitrógeno (Schoeman, 1976), muy sensible a la polución orgánica (Steinberg & Schiefele, 1988). Sin embargo, en nuestro estudio esta especie estuvo asociada a sitios con uso de la tierra predominantemente agrícola-ganadero mostrando una mayor tolerancia a la polución orgánica y eutrofización que la reportada por los autores mencionados. Concuerdan con esta apreciación los resultados de diversos estudios en que se cita a esta especie como tolerante a altas concentraciones de metales pesados (Cattaneo et al., 1998; Sabater, 2000), de muy alta tolerancia a la eutrofización (Lobo et al., 2004) y abundante en sitios poluídos a altamente poluídos (Ivorra, 2000). *Cocconeis placentula*, *Cymbella silesiaca* y *Nitzschia amphibia* mostraron una tolerancia mayor a la reportada por Lobo et al. (2004) quienes las consideran de baja tolerancia a la eutrofización. En el caso de estos taxa la tolerancia observada en nuestro estudio coincide con las características ecológicas mencionadas por van Dam et al. (1994). *Achnanthes lanceolata*, relacionada con sitios poco alterados en la presente investigación, ha sido catalogada como tolerante a la polución orgánica y ambientes ricos en nutrientes (Kelly & Whitton, 1995), como especie altamente tolerante y de ambientes α -mesosapróbicos a polisapróbicos (Steinberg & Schiefele, 1988), asociada a

altas concentraciones de fósforo y metales pesados como zinc y cadmio (Ivorra, 2000) y como α -mesosapróbica y eutrófica (van Dam *et al.*, 1994).

Los parámetros estructurales analizados en el presente estudio (número de especies, diversidad y equitabilidad) reflejaron el deterioro de la calidad del agua condicionada por el uso de la tierra y su intensidad, mostrando una disminución gradual de sus valores con el incremento y complejidad de la polución. Los mayores valores de estos índices fueron observados en los sitios poco alterados y en sitios con uso de carácter agrícola-ganadero. Los sitios con uso de la tierra de tipo urbano presentaron valores más bajos, observándose los menores valores asociados a sitios con uso de la tierra de carácter industrial, evidenciando una pérdida progresiva en la estructuración de la taxocenosis de diatomeas bentónicas.

De acuerdo a Symoens *et al.* (1988) las alteraciones que pueden ocurrir en comunidades expuestas a contaminación son diversas. Entre ellas se pueden mencionar el cambio en el número de especies, cambios en el número de individuos por especie, cambios en el número total de organismos. Sin embargo, no existe una relación simple entre la diversidad y la contaminación del agua. El rango de diversidad tanto en sitios moderadamente contaminados como en sitios prístinos es muy amplio debido a que otras variables ambientales pueden influenciar la estructura de la comunidad más allá de la contaminación. Diversos autores han reportado la disminución del índice de diversidad con la polución, otros encontraron que la diversidad puede incrementarse con la polución, o que pueden existir cambios diferenciales en la diversidad dependiendo del tipo de polución (Stevenson & Pan, 1999). Por otro lado Descy & Coste (1990) advierten que la polución de carácter tóxico (ej. micropoluentes orgánicos o inorgánicos) afecta principalmente la biomasa y la diversidad de las comunidades acuáticas, razón por la cual los métodos basados en la diversidad son más adecuados que los índices diatómicos para evaluar este tipo de contaminación. En el presente estudio es claro que los menores valores de los índices se observaron en las estaciones más afectadas por la contaminación, como es el caso de las estaciones del A° El Gato.

La tolerancia de las especies también reflejó el deterioro de la calidad del agua manifestado por el reemplazo de especies sensibles por especies más tolerantes a la contaminación. Diversos autores (Lange-Bertalot, 1979; Symoens *et al.*, 1988; Rott, 1991; Gustavson & Wängberg, 1995; Kelly & Whitton, 1995; Cattaneo *et al.*, 1998; Guasch *et al.*, 1999; Sabater, 2000; Pan *et al.*, 2000; Ivorra, 2000) han reportado comportamientos similares de la taxocenosis de diatomeas ante el ingreso de poluentes

a un cuerpo de agua. En nuestro estudio no fue posible advertir la estacionalidad a partir del comportamiento de este parámetro. Estos resultados son coincidentes con los reportados por Giorgi & Malacalza (2002) y Rott *et al.* (1998) quienes advirtieron que los cambios tanto en la comunidad perifítica en general como en la taxocenosis de diatomeas en particular estuvieron más relacionados con el grado de contaminación de los sitios que con la estacionalidad.

Hall & Leavitt (1999), en estudios relacionados con los efectos de la agricultura, urbanización y clima en la calidad del agua en sistemas acuáticos de Canadá, hallaron que el tipo de uso y la urbanización fueron los factores que estuvieron más fuertemente relacionados con el cambio biológico. Por su parte Pan *et al.* (2000) advierten que las diferencias regionales en la geología e hidrología pueden afectar las condiciones físicas y químicas en los arroyos y por lo tanto la composición de las asociaciones algales; pero a pesar de ello el estrés resultante de los disturbios producidos por el hombre puede afectar a algunas especies de las asociaciones y reducir la diversidad regional. Los autores advierten que las taxocenosis de diatomeas se corresponden con la clasificación ecoregional cuando el uso de la tierra global difiere significativamente entre esas ecoregiones e indican que los disturbios humanos tienden a reducir la heterogeneidad espacial disminuyendo las especies representadas en el lugar y enmascarando las diferencias ecoregionales.

En el presente estudio fue posible advertir la marcada influencia del uso de la tierra y su intensidad sobre la calidad del agua de los arroyos analizados. Estos cambios también se vieron reflejados en modificaciones de la composición y estructura de la taxocenosis de diatomeas bentónicas que incluyeron disminución de la diversidad, número de especies y equitabilidad con el incremento y complejidad de la contaminación. Finalmente fue posible advertir una escasa influencia de la estacionalidad en los parámetros estructurales y tolerancia de las especies a la polución.



Bibliografía

- APHA (American Public Health Association), 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 20th edition, Washington, D.C. 1170 p.
- Carpenter K.D. & Waite I.R., 2000. Relations of habitat-specific algal assemblages to land use and water chemistry in the Willamette basin, Oregon. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 247-257.
- Cattaneo A., Asioli A., Comoli P. & Manca M., 1998. Organisms' response in a chronically polluted lake supports hypothesized link between stress and size. *Limnology and Oceanography* 43 (8): 1938-1943.
- Chessman B., Growns I., Currey J. & Plunkett-Cole N., 1999. Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology* 41: 317-331.
- Descy J. P. & Coste M., 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'evaluation de la qualité des aux courantes. Contrat CEE B-71-23. Rapport final. Cemagref. 60 p.
- EASNE (Estudio de Aguas Subterráneas Noreste), 1973. Contribución al estudio geohidrológico del noreste de la provincia de Buenos Aires. Consejo Federal de Inversiones. 144 p.
- Giorgi A. & Malacalza L., 2002. Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in a pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment* 75: 107-119.
- Gómez N. & Licursi M., 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- Guasch H., Admiraal W., Blanck H., Ivorra N., Lehmann V., Paulsson M., Real M. & Sabater S., 1999. Use of lotic periphyton communities as indicators of sensitivity to certain toxicants. En: Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J.(eds). Use of algae for monitoring rivers III. Proc. III International Symposium. Douai, France 29 September- 1 October 1997. 271 p.

- Gustavson K. & Wängberg S.A., 1995. Tolerance induction and sucession in microalgae communities exposed to copper and atrazine. *Aquatic Toxicology* 32: 283-302.
- Hall R.I. & Leavitt P.R., 1999. Effects of agriculture, urbanization, and climate on water quality in the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography* 44 (3, part 2): 739-756.
- Hill B.H., Herlihy A.T., Kaufmann P.R., Stevenson R.J., McCormick F.H. & Johnson C.B., 2000. The use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 50-67.
- Ivorra N., 2000. Methal induced sucession in benthic diatom consortia. Ph.D. dissertation. Universiteit van Amsterdam, The Netherlands. 163 p.
- Kelly M.G. & Whiton B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Kutka F.J. & Richards C., 1996. Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 469-480.
- Lamberti G.A., 1996. The role of periphyton in benthic food webs. En: Stevenson R.J., Bothwell M. & Lowe R.L. (eds). *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. San Diego, CA: Academic Press. 753 p.
- Lange-Bertalot H., 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285-304.
- Leira M. & Sabater S., 2005. Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and physiographical factors. *Water Research* 39: 73-82.
- Leland H.V. & Porter S.D., 2000. Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology* 44: 279-301.
- Licursi M. & Gómez N., 2003. Aplicación de Índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21: 31-49.
- Lobo E.A., Callegaro V.L.M., Hermany G., Bes D., Wetzel C.A., Oliveira M.A., 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasileria* 16 (1): 25-40.

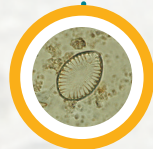
- Ludwig, J.A. & Reynolds J.F., 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley, Inc., New York. 337 p.
- Mackereth F.J., Heron F.J.H. & Talling J.F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologist. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N° 36. 120 p.
- Meybeck M. & Helmer R., 1996. An introduction to water quality. En: UNESCO-WHO-UNEP. Water Quality Assessments. Chapman & Hall, Cambridge. 613 p.
- Mulholland P.J., 1996. Role of nutrient cycling in streams. En: Stevenson R.J., Bothwell M. & Lowe R.L. (eds). *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. San Diego, CA: Academic Press. 753 p.
- Munn M.D., Black R.W. & Gruber S.J., 2002. Response of benthic algae to environmental gradients in an agriculturally dominated landscape. *Journal of North American Benthological Society* 21 (2): 221-237.
- Pan Y., Stevenson R.J., Hill B., Kaufmann & Herlihy A., 1999. Spatial patterns and ecological determinants of benthic algal assemblages in the Mid- Atlantic streams. *Journal of Phycology* 35: 460-468.
- Pan Y., Stevenson R.J., Hill B.H. & Herlihy A.T., 2000. Ecoregions and benthic diatoms assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *Journal of North American Benthological Society* 19 (3): 518-540.
- Rott E., 1991. Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. En: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.). Use of algae for monitoring rivers II. International Symposium, Innsbruck Austria. 17-19 September 1995. 196 p.
- Rott E., Duthie H.M. & Pipp E., 1998. Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (6): 1443-1453.
- Sabater S., 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology* 12: 113-124.
- Sabater S., Sabater F. & Armengol J., 1993. Ecología de los ríos mediterráneos. *Investigación y Ciencia* 203: 72-79.

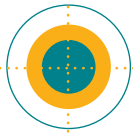


- Schoeman F.R., 1976. Diatom indicator groups in the assessment of water quality in the Juskei- Crocodile river system (Transvaal. Republic. of South Africa), *Journal of the Limnological Society of Southern Africa*. 2: 21-24.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1949. The Mathematical Theory of Communication. - Univ. Illinois Press, Urbana. 125 p.
- Sokal R.R. & Rohlf F.J., 1981. Biometry. Freeman, San Francisco, CA. 830 p.
- Steinberg C. & Schiefele S., 1988. Biological indication of trophic and pollution of running waters. *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.* 21: 227-234.
- Stevenson R.J. & Pan Y., 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. En: Stoermer E.F. & Smol J.P. (eds). The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge University Press. 469 p.
- Symoens J.J., Kusel-Fetzmann E. & Descy J.P., 1988. Algal communities of continental waters. En: Symoens J.J. (ed.). Vegetation of inland waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Printed in the Netherlands. 400 p.
- ter Braak C.J.F. & Verdonschot P. F. M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57: 255-289.
- ter Braak C.J.F. & Smilauer P., 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 352 p.
- van Dam H., Meriens A. & Sinkeldam J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28 (1): 117-133.

4.

Grado de fidelidad de las diatomeas epipélicas en relación con la eutrofización y polución orgánica





Grado de fidelidad de las diatomeas epipélicas en relación a la eutrofización y polución orgánica

Introducción

La respuesta de una especie en particular a los cambios en la calidad del agua está determinada principalmente por su tolerancia específica, así como por el rango de los requerimientos mínimos y óptimos en relación a la calidad del agua y el ambiente. La investigación de los rangos de tolerancia específicos de cada especie, limitación e inhibición permitirá un mayor entendimiento de los efectos de los contaminantes (Rott, 1991).

La sensibilidad y tolerancia de las diatomeas a numerosas características como la eutrofización, polución orgánica, metales pesados, salinidad, pH y pesticidas, entre otras, difiere entre las especies. Esta sensibilidad ha sido empleada para inferir condiciones ambientales y diseñar numerosos índices autoecológicos para evaluar la polución, la sedimentación, el pH, etc., en ríos (Stevenson & Bahls, 1999). Gran parte de ellos fueron diseñados para evaluar la polución orgánica del agua (Palmer, 1969; Slàdecek, 1973; Descy, 1979; Lange-Bertalot, 1979; Watanabe *et al.*, 1986; Prygiel, 1991), desarrollados a partir de la identificación de especies, existiendo también índices simplificados que sólo requieren la identificación a nivel de géneros (Rumeau & Coste, 1988; Round, 1993; Kelly & Whitton, 1995). Por su parte Steinberg & Schiefele (1988) y Kelly & Whitton (1995) contemplaron la evaluación del estado de eutrofización a partir del empleo de diatomeas. La mayoría de estos índices fueron diseñados para el Hemisferio Norte, particularmente para los países europeos.

En Sudamérica el empleo de diatomeas en la evaluación de la calidad del agua registra pocos antecedentes. En Brasil, por ejemplo, Lobo *et al.* (1996) y Lobo & Bender (1998) emplearon el sistema de los saprobios para evaluar la calidad del agua de ríos del sur a partir de diatomeas epilíticas. Mas recientemente Lobo *et al.* (2004) realizaron estudios de la tolerancia de diatomeas epilíticas a la eutrofización. En Argentina, Lattuca & Maidana (2000) evaluaron la calidad del agua de un arroyo contaminado, A° Morales, perteneciente a la cuenca del río Matanza-Riachuelo a partir de diatomeas epipélicas móviles; Díaz Villanueva *et al.* (2000) evaluaron los efectos de los efluentes de una piscicultura sobre el perifiton de un arroyo andino. Por su parte Gómez (1998, 1999) utilizó el índice de saprobiedad conjuntamente con índices de diversidad y análisis multivariados para evaluar la calidad del agua de la cuenca Matanza-Riachuelo. A partir



de estos estudios se advirtió que algunas de las especies halladas en ríos y arroyos pampeanos no se ajustaban a los rangos de algunas características ecológicas propuestas para otras latitudes. Es así que se implementó, a partir de las diatomeas que pueblan el epipelon, el IDP (Índice de Diatomeas Pampeano, Gómez & Licursi, 2001) cuya finalidad fue la de obtener una herramienta de monitoreo de la polución orgánica y la eutrofización, coincidiendo con las apreciaciones de Dell' Uomo (1995) en que se trata de dos fenómenos que no pueden ser separados fácilmente. En este índice se propuso un valor de tolerancia para cada especie, sin embargo no fue incorporada la información acerca de la fidelidad de las especies al enriquecimiento de los cuerpos de agua con nutrientes y materia orgánica.

En este capítulo se exploran las respuestas de las diatomeas de la comunidad epipélica a la eutrofización y polución orgánica, planteándose las siguientes preguntas:

- ¿Cuál es el grado de fidelidad* de las especies en relación a la eutrofización y polución orgánica?
- ¿Cuál es el beneficio de la incorporación del grado de fidelidad en el cálculo del IDP?

* *Fidelidad* de una especie hace referencia a la preferencia de dicha especie por un rango determinado de variación del parámetro considerado, que puede ser estrecho (máxima fidelidad) o amplio (mínima fidelidad).

Materiales y métodos

Para el estudio de las preferencias ecológicas de las diatomeas epipélicas, se utilizaron muestras provenientes de diversos sistemas lóticos de la llanura pampeana analizados en la presente tesis, como así también la base de datos utilizada por Gómez & Licursi (2001) para el diseño del IDP (tabla 1). En total fueron consideradas 101 muestras en las que además de analizarse la composición de la taxocenosis se analizó el contenido de PO_4^{3-} , NH_4^+ y DBO_5 , variables que fueron empleadas previamente para el diseño del Índice de Diatomeas Pampeano 'IDP'.

La recolección, tratamiento y observación de las muestras de epipelon se realizó siguiendo la metodología detallada en el capítulo 2; la determinación de los nutrientes y DBO_5 se realizó siguiendo las recomendaciones de Mackereth *et al.* (1978) y APHA (1998).

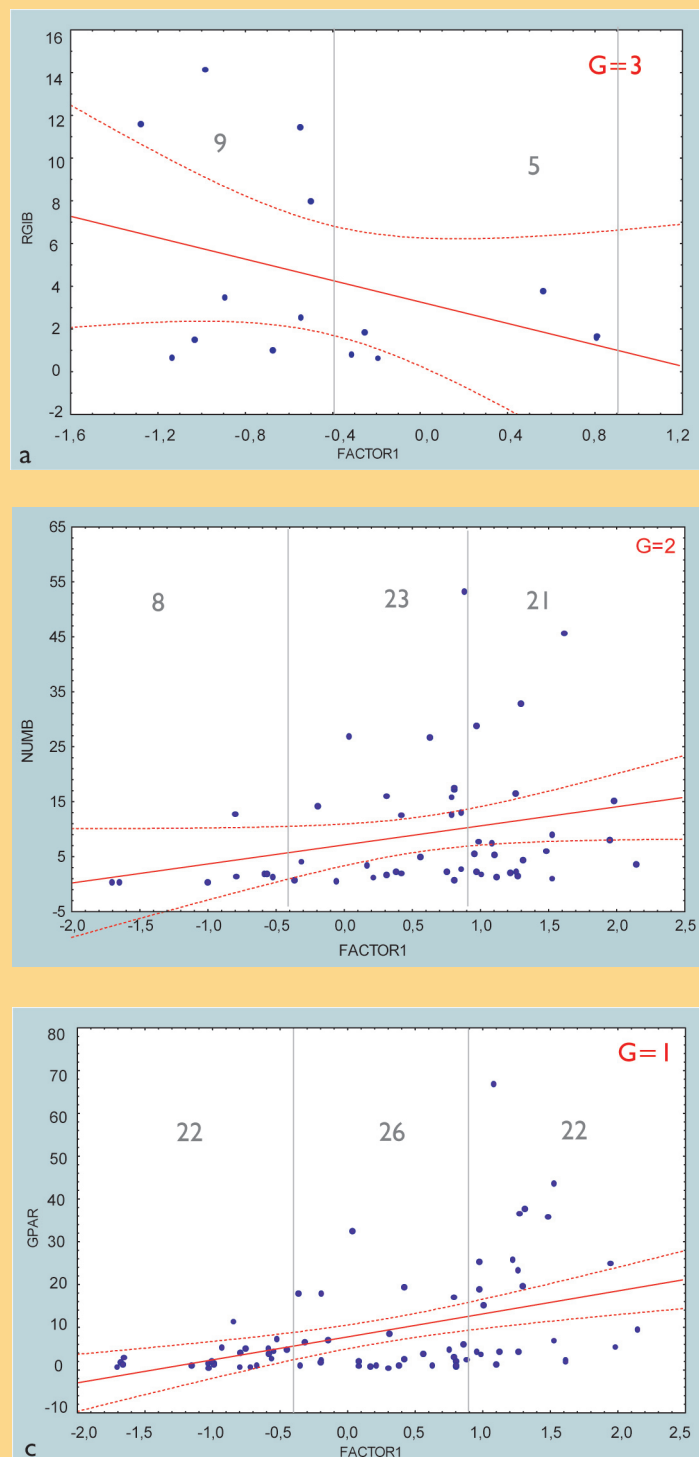
Fueron incluidas en los análisis aquellas especies consideradas para el diseño del IDP (Gómez & Licursi, 2001; Licursi & Gómez, 2003).

Análisis estadístico

A partir de los datos de PO_4^{3-} , NH_4^+ y DBO_5 obtenidos para las diferentes muestras se realizó un Análisis de Componentes Principales. El factor I de este análisis, que constituyó una nueva variable, integró la información referente a la eutrofización y polución orgánica. Posteriormente se determinó el rango de variación de cada especie mediante la correlación de su abundancia relativa y el factor I. Los gráficos resultantes permitieron advertir la distribución de las especies a lo largo del gradiente de polución orgánica y eutrofización. El eje del factor I fue dividido en tres sectores con la finalidad de adjudicar el grado de fidelidad de la especie en función de su distribución en los mencionados sectores. El criterio utilizado para la definición del grado de fidelidad fue el siguiente:

- Cuando el 60 % de las observaciones de la especie correspondían a un solo sector del gráfico, el valor asignado fue 3; indicando un rango estrecho de preferencias de la especie en relación a la eutrofización y polución orgánica.
- Si este requisito no se cumplía pero el 80 % de las observaciones se concentraban en dos sectores, el valor asignado fue 2; indicando un rango moderado de preferencias de la especie en relación a la eutrofización y polución orgánica.
- Si la distribución de las observaciones no cumplía ninguno de los requisitos anteriores el valor asignado fue 1; indicando la menor fidelidad de la especie en relación a la eutrofización y polución orgánica.

En la figura 1 se presenta un ejemplo del criterio utilizado para la asignación del valor del grado de fidelidad “G”.



● Figura 1. Ejemplo del criterio utilizado para asignar el valor del grado de fidelidad de las especies en relación con la polución orgánica y eutrofización. Se indican el número de observaciones en cada rango establecido en el factor I y el valor del grado de fidelidad ("G") asignado para *Rhopalodia gibba* "RGIB" (a), *Nitzschia umbonata* "NUMB" (b) y *Gomphonema parvulum* "GPAR" (c). El eje Y representa la abundancia relativa de la especie en porcentaje y el eje X el rango de variación de los "scores" del Factor I del PCA (la escala del eje X varía de acuerdo a la distribución de la especie a lo largo del factor).

Una vez establecido el valor del grado de fidelidad de cada especie fue calculado el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) para las muestras consideradas, incorporando el valor obtenido a la fórmula. Posteriormente se realizaron correlaciones de Pearson entre las variables seleccionadas para la confección del IDP, relacionadas con la eutrofización y polución orgánica (NH_4^+ , PO_4^{3-} y DBO_5), y el valor del IDP calculado con y sin la incorporación del grado de fidelidad de la especie. Seguidamente se establecieron regresiones múltiples para advertir la respuesta del índice al conjunto de variables involucradas. Este análisis se realizó con el fin de analizar si la incorporación del grado de fidelidad de la especie, en relación a estos problemas de contaminación, mejoraba el ajuste del índice con las variables mencionadas.

La fórmula utilizada para el cálculo del IDP con el grado de fidelidad incorporado fue la siguiente:

$$\text{IDP} = \frac{\sum_{j=1}^n I_{\text{idp } j} \cdot A_j \cdot G_j}{\sum_{j=1}^n A_j \cdot G_j}$$

I_{idp} : valor del IDP para la especie j (fluctúa entre 0 y 4)
 A_j : abundancia relativa de la especie
 G_j : grado de fidelidad de la especie (varía entre 1 a 3).

Los valores del índice fluctúan entre 0 y 4, <0.5 calidad del agua muy buena y >3 muy mala, indicando las siguientes características del agua:

IDP	Características del agua
0-0,5	Sin polución, estado natural, pocos nutrientes y poco enriquecimiento orgánico.
> 0,5-1,5	Polución y eutrofización leve, bajos niveles de nutrientes y materia orgánica.
> 1,5-2	Polución y eutrofización moderada, altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica.
> 2-3	Polución y eutrofización fuerte, presencia de materia orgánica parcialmente degradada, nitritos y amonio.
> 3-4	Polución y eutrofización muy fuerte, altas concentraciones de materia orgánica, predominio de procesos reductivos y presencia de productos industriales.

Resultados

El factor I del Análisis de Componentes Principales explicó el 66 % de la varianza; a partir de los “scores” de dicho factor se establecieron los rangos de fidelidad de las especies a la polución orgánica y eutrofización. Los “scores” para las diferentes muestras fluctuaron entre 2,15 y -1,77 (tabla I). Considerando este rango de variación, se establecieron los límites entre los sectores en -0,4 y 0,8 sobre el eje X (Factor I).

Muestra		“scores” del factor	Muestra		“scores” del factor	Muestra		“scores” del factor
A° Buñirigo	BI1	-0,447	A° Napaleofú	NI1	-1,605	A° Rodríguez	RV22	1,315
	BI2	0,303		NI2	-1,263		RV23	0,755
	BO1	-0,985		NI3	-0,672		RV1	-0,584
	BO2	-0,313		NV1	-1,773		RV2	1,265
	BP2	-0,561		PI1	0,087		RV3	0,169
	BV1	1,616	PI2	-0,192	SO1	-1,010		
	BV2	-1,029	PI3	-0,057	SO2	1,261		
A° El Gato	GI21	1,299	A° Pescado	PO1	-0,755	Río Samborombón	SP1	-0,617
	GI22	0,630		PO2	-0,250		SP2	-0,683
	GI1	0,564		PO3	-0,350		SV1	-1,085
	GI2	0,975		PP1	-0,983		SV2	-1,135
	GI3	1,617		PP2	-0,497		SV3	-0,106
	GO21	0,957		PP3	-0,183		T1	-1,444
	GO22	0,381		PV1	-0,787		TANV1	0,809
	GO2	0,860		PV2	0,584		TANV2	-1,676
	GO3	0,809		PV3	0,881		TANV3	0,422
	GP21	0,883	A° Rodríguez	RI21	-0,842	TANV4	-0,983	
	GP22	0,216		RI22	0,791	TANI1	-0,928	
	GP1	0,038		RI23	0,988	TANI2	-0,717	
	GP2	0,809		RI1	-0,361	TANI3	-0,581	
	GV21	1,105		RI2	1,982	TI1	-1,658	
	GV22	0,790		RI3	2,149	TI3	0,860	
GV1	1,261	RO21		0,313	TO1	-1,150		
GV2	1,527	RO22		1,225	TO2	-0,999		
GV3	0,313	RO23		1,123	TO3	-0,796		
A° Juan Blanco	JI1	-0,585		RO1	-0,200	TP1	0,807	
	JI2	-0,545		RO2	1,951	TP2	0,870	
	JO1	0,038	RO3	1,489	TP3	-0,192		
	JO2	-0,547	RP21	1,527	TV1	-1,649		
	JP1	-1,036	RP22	1,084	TV2	-1,703		
	JP2	-1,172	RP23	1,007	TV3	-0,422		
	JV1	-1,031	RP1	-0,521	A° Vivoratá	VI1	-1,268	
	JV2	-1,275	RP2	1,277		VI2	-0,893	
			RP3	0,975				
			RV21	-0,141				

● Tabla I: Valor de los “scores” del factor I para las distintas muestras analizadas; se detalla también el valor máximo y mínimo. Las letras I, P, V y O hacen referencia a Invierno, Primavera, Verano y Otoño; y los números a la estación de muestreo correspondiente.

Fue establecido el valor del grado de fidelidad para un total de 89 especies siguiendo el criterio establecido, descripto en materiales y métodos. En el caso de las especies consideradas en este estudio que estuvieron presentes en menos del 6 % de las muestras, el valor del grado de fidelidad fue seguido por un signo de interrogación. Este signo hace referencia a que el valor asignado debe ser considerado como aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas. La inclusión de estas especies tuvo como finalidad la de dejar sentada al menos una línea de base, que en un futuro pueda ser ampliada, y así poder establecer en forma más certera el valor del grado de fidelidad para estas especies.

A continuación se presentan las especies consideradas en el estudio, acompañadas de información referente a sus preferencias en relación a variables asociadas con la polución orgánica y eutrofización. En tal sentido se detalla el valor promedio, máximo y mínimo de estas variables en las muestras en que fue observada la especie en particular. Asimismo se presentan las medidas promedio y desvío estándar de los ejemplares observados en las muestras. En los gráficos presentados se detalla la distribución de las observaciones de la especie a lo largo del gradiente de polución orgánica y eutrofización, representado en el factor I, y se expone el valor del grado de fidelidad “G” asignado a la especie.

● *Achnanthes delicatula* (Kütz.) Grun.
var *hauckiana* Lange-Bertalot & Rup
(ADHA)

Preferencias:

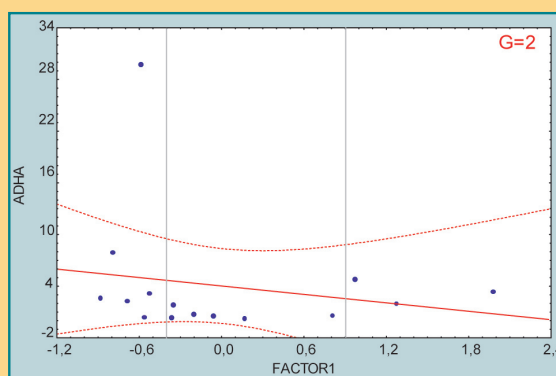
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,42 (9,64 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,19 (6,92 - 0,084).

DBO_5 (mg l⁻¹): 10,67 (28 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 18,2 (±1,9) μm. A: 5,9 (±0,4) μm.



● *Achnanthes hungarica* (Grunow)
Grunow (AHUN)

Preferencias:

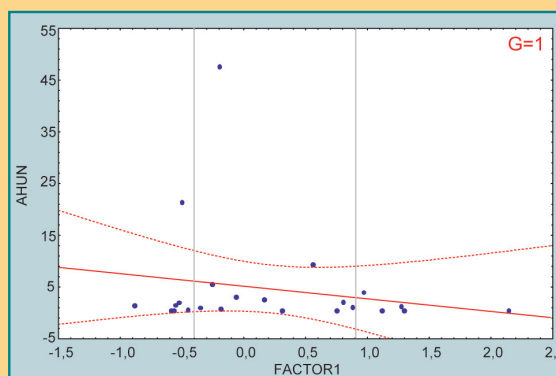
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,74 (19,3 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,33 (4,81 - 0,032).

DBO_5 (mg l⁻¹): 13,91 (42 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 19,3 (± 2,3) μm. A: 6,6 (± 0,6) μm.



● *Achnanthes lanceolata* (Brébisson)
Grunow (ALAN)

Preferencias:

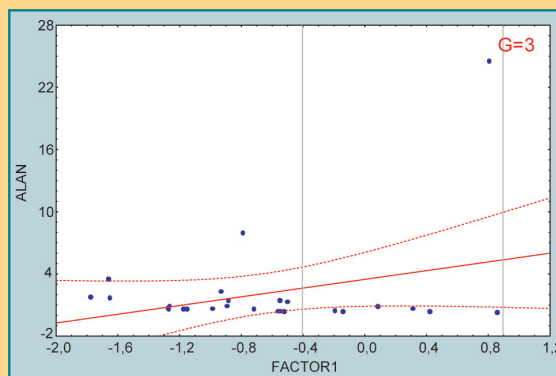
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,26 (2,05 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,25 (1,37 - 0,035).

DBO_5 (mg l⁻¹): 6,27 (19 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 14,3 (± 4,5) μm. A: 5,1 (± 0,7) μm.



● *Achnanthes minutissima* Kützing (AMIN)

Preferencias:

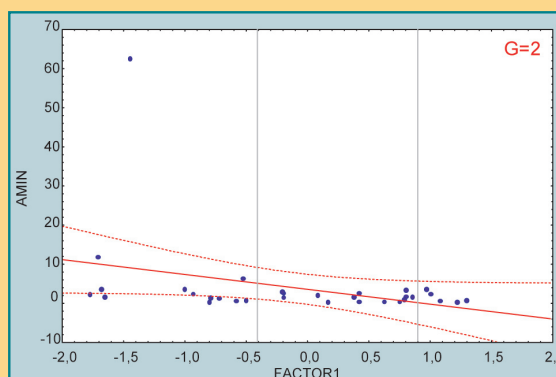
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,56 (2,36 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,05 (4,72 - 0,025).

DBO_5 (mg l⁻¹): 12,4 (44 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 12,1 (± 2,7) μm. A: 3,3 (± 1,6) μm.



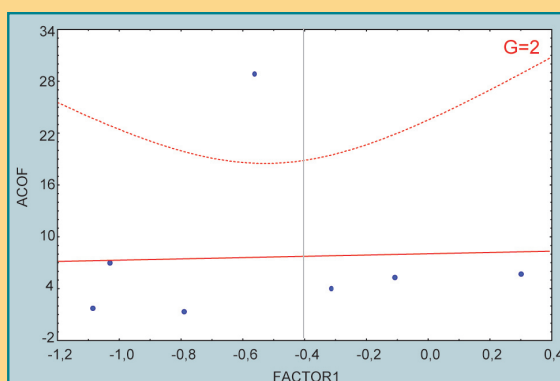
• ***Amphora coffeaeformis* (Agardh) Kützing (ACOF)**

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,66 (1,75 - 0,058).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,29 (0,77 - 0,058).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 11,29 (36 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 33,7 (± 7,6) µm. A: 7,3 (± 2,0) µm.



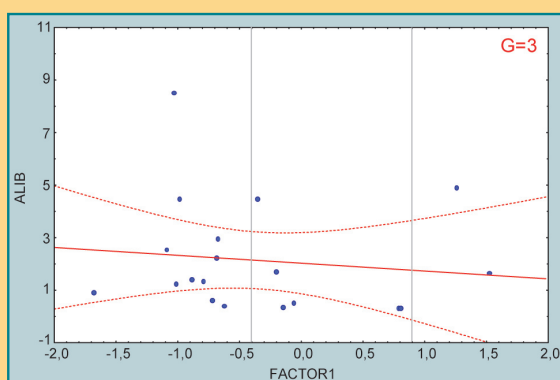
• ***Amphora libyca* Ehrenberg (ALIB)**

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,39 (2,23 - 0,002).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,32 (1,64 - 0,025).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 8,68 (21 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 33,5 (± 7,5) µm. A (1 valva): 7,2 (± 1,5) µm.



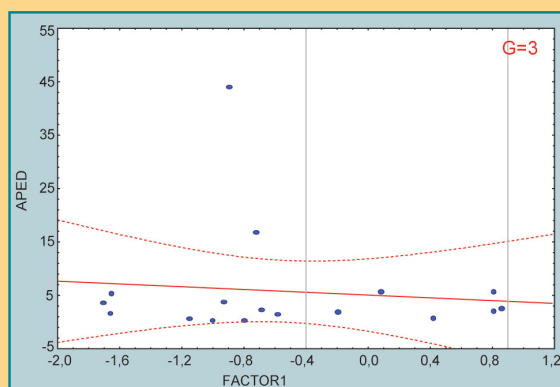
• ***Amphora pediculus* (Kützing) Grunow (APED)**

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,21 (2,05 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,17 (0,77 - 0,025).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 5,98 (19 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 9,5 (± 3,2) µm. A: 3,0 (± 0,3) µm.



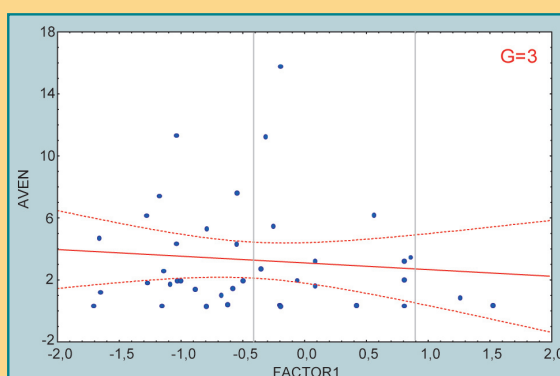
• ***Amphora veneta* Kützing (AVEN)**

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,68 (8,64 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,30 (1,87 - 0,004).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 7,49 (21 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 20,1 (± 7,8) µm. A (1 valva): 5,0 (± 0,6) µm.



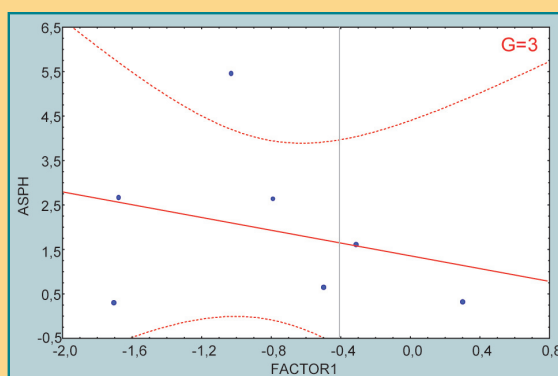
• ***Anomoeoneis sphaerophora* (Ehrenberg) Pfitzer (ASPH)**

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,55 (1,75 - 0,002).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,14 (0,43 - 0,025).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 8,74 (36 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 55,6 (± 2,9) µm. A: 17,5 (± 1,7) µm.



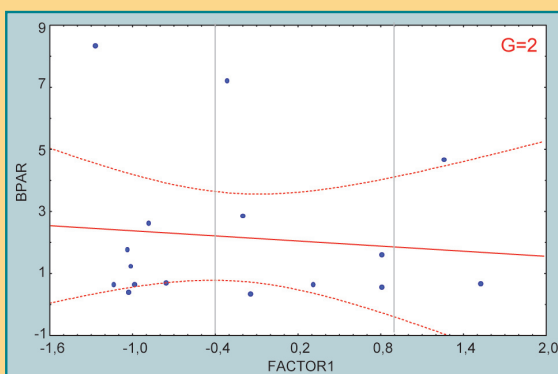
• ***Bacillaria paradoxa* Gmelin (BPAR)**

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,13 (8,64 - 0,005).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,34 (1,37 - 0,004).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 7,06 (21 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 79,1 (± 14,5) µm. A: 5,2 (± 0,6) µm.



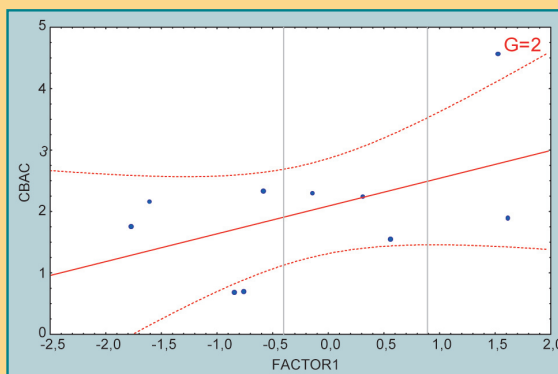
• ***Caloneis bacillum* (Grunow) Cleve (CBAC)**

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,13 (0,56 - 0,005).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,40 (1,37 - 0,021).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 4,85 (9 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 23,1 (± 5,2) µm. A: 6,2 (± 1,3) µm.



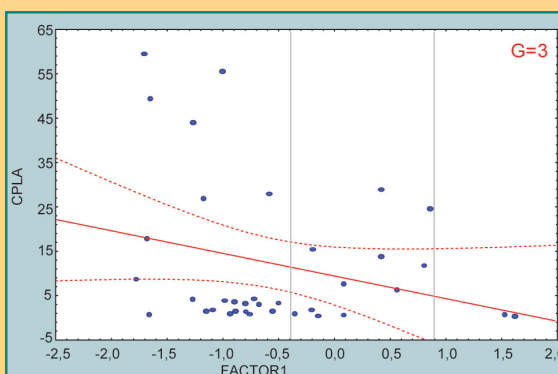
• ***Cocconeis placentula* Ehrenberg (CPLA)**

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,43 (6,53 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,37 (4,17 - 0,025).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 7,49 (21 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 22,8 (± 4,3) µm. A: 13,2 (± 2,8) µm.



● *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow (CPLE)

Preferencias:

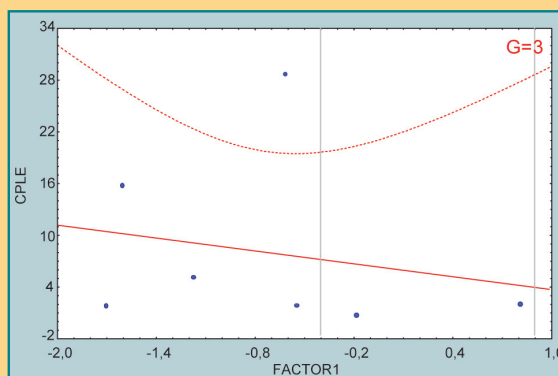
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,16 (0,49 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,18 (0,84 - 0,025).

DBO_5 (mg l⁻¹): 5,70 (13 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 18,3 (± 1,7) μm. A: 10,0 (± 0,9) μm.



● *Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck (CPLI)

Preferencias:

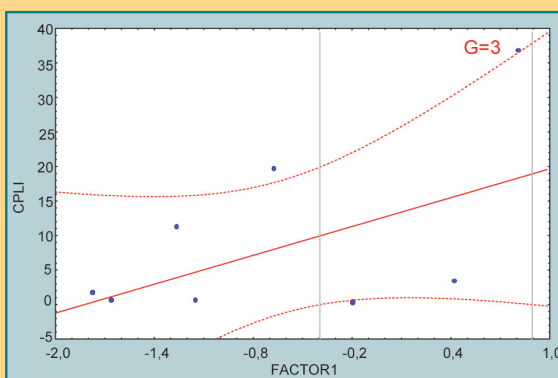
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,29 (2,05 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,20 (0,77 - 0,065).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7,16 (19 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 22,1 (± 6,3) μm. A: 11,7 (± 3,3) μm.



● *Craticula accomoda* (Hustedt) Mann (CRAC) (Syn. *Navicula accomoda* Hustedt)

Preferencias:

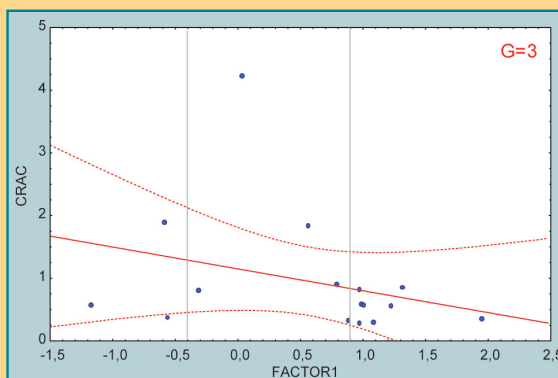
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,80 (12,36 - 0,024).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 2,51 (5,80 - 0,038).

DBO_5 (mg l⁻¹): 20,82 (44 - 4).

Observaciones:

Medidas: L: 20,0 (± 0,7) μm. A: 6,3 (± 0,6) μm.



● *Craticula ambigua* (Ehrenberg) Mann (CAMB) (= *Navicula cuspidata* var. *ambigua* (Ehr.) Cleve)

Preferencias:

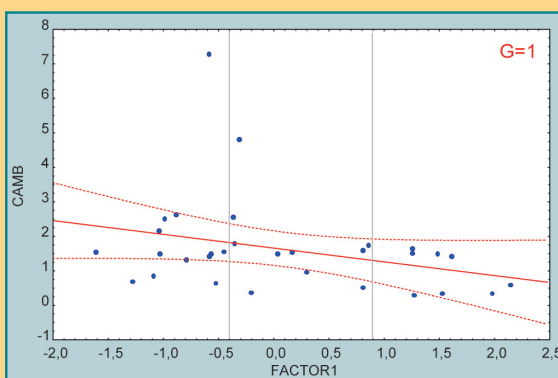
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,65 (2,39 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,30 (3,91 - 0,025).

DBO_5 (mg l⁻¹): 9,32 (23 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 61,3 (± 8,9) μm. A: 16,5 (± 1,7) μm.



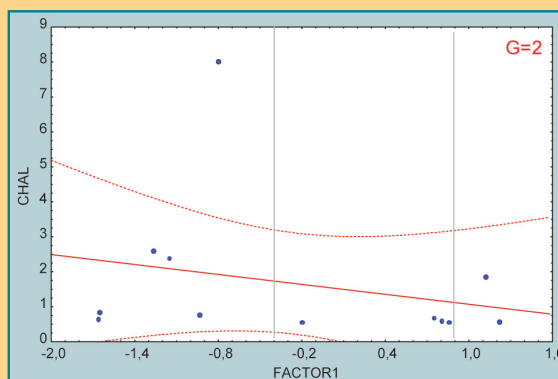
• *Craticula halophila* (Grunow ex Van Heurck) Mann (CHAL)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,16 (0,8 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,98 (4,42 - 0,059).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 12,9 (44 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 26,0 (± 4,7) µm. A: 6,5 (± 1,2) µm.



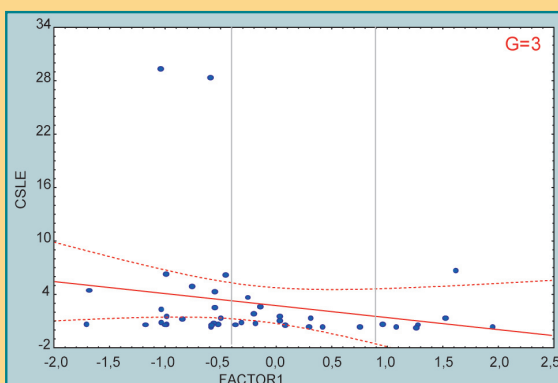
• *Cymbella silesiaca* Bleisch (CSLE)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,74 (9,64 - 0,002).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,85 (5,80 - 0,003).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 11,73 (36 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 27,3 (± 5,4) µm. A: 8,6 (± 2,4) µm.



• *Denticula elegans* Kützing (DELE)

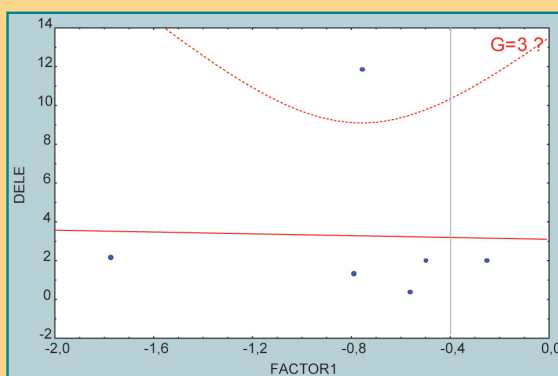
Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,19 (0,61 - 0,005).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,45 (1,08 - 0,1).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 6,25 (9 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 29,0 (± 4,0) µm. A: 5,7 (± 0,4) µm.

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



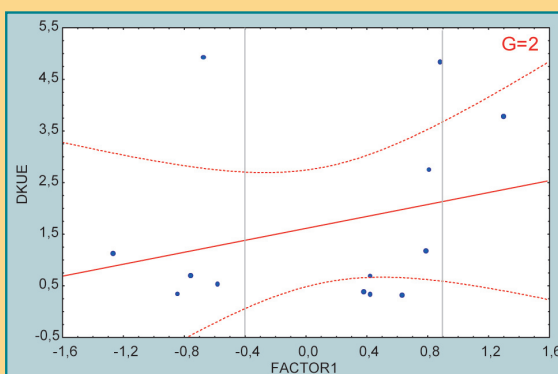
• *Denticula kuetzingii* Grunow (DKUE)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,81 (2,23 - 0,005).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,09 (3,39 - 0,065).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 15,77 (41 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 48,2 (± 3,4) µm. A: 6,6 (± 0,6) µm.



● *Diademsia confervacea* Kützing (DCOF)

Preferencias:

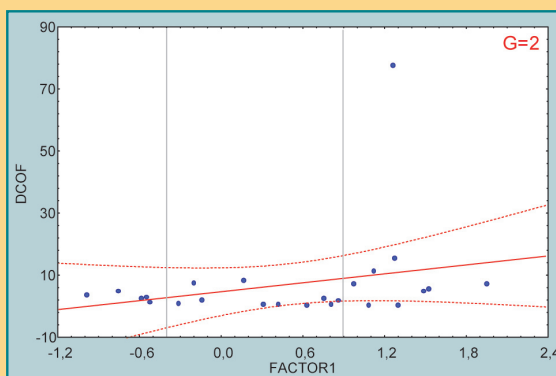
NH_4^+ (mg l⁻¹): 2,1 (12,36 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,81 (5,8 - 0,014).

DBO_5 (mg l⁻¹): 15,60 (42 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 16,5 (± 1,9) µm. A: 6,2 (± 0,6) µm.



● *Diatoma vulgare* Bory (DVUL)

Preferencias:

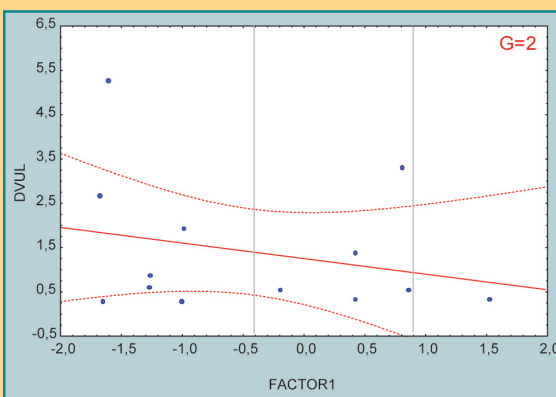
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,36 (2,05 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,25 (0,86 - 0,025).

DBO_5 (mg l⁻¹): 6,56 (19 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 34,4 (± 7,8) µm. A: 9,8 (± 4,5) µm.



● *Diploneis ovalis* (Hilse) Cleve (DOVA)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,44 (0,86 - 0,094).

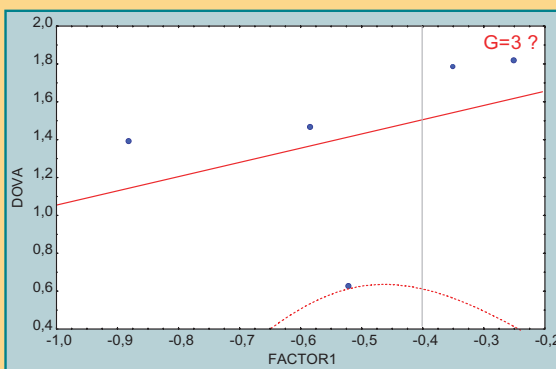
PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,6 (1,10 - 0,182).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7,20 (9 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 52,3 (± 2,9) µm. A: 17,6 (± 1,4) µm.

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



● *Diploneis pseudovalis* Hustedt (DPSO)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,16 (0,56 - 0,017).

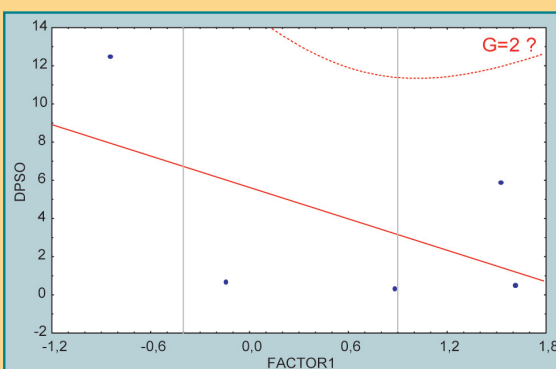
PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,17 (3,21 - 0,021).

DBO_5 (mg l⁻¹): 12 (35 - 5).

Observaciones:

Medidas: L: 20,3 (± 4) µm. A: 9,9 (± 0,4) µm.

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



● *Diploneis puella* (Schumann) Cleve (DPUE)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,73 (1,75 - 0,054).

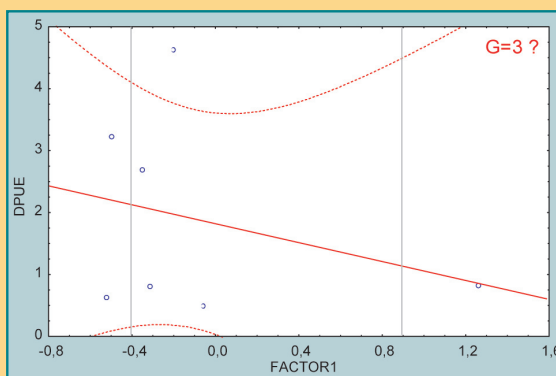
PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,39 (1,10 - 0,058).

DBO_5 (mg l⁻¹): 10,57 (21 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 13,1 (± 0,6) μm. A: 7,8 (± 1,4) μm.

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



● *Epithemia adnata* (Kützing) Brebisson (EADN)

Preferencias:

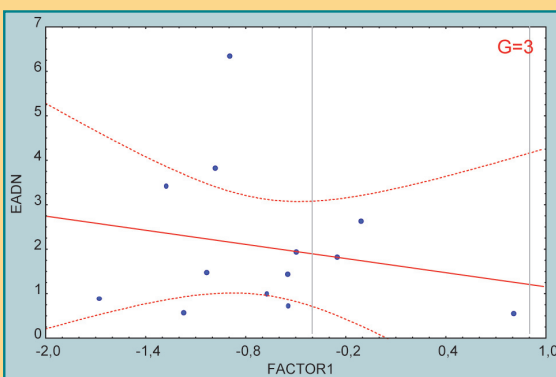
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,18 (0,61 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,22 (1,08 - 0,008).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7,15 (13 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 58,2 (± 8,2) μm. A: 10,1 (± 0,5) μm. Alto Conectival: 3,9.



● *Epithemia sorex* Kützing (ESOR)

Preferencias:

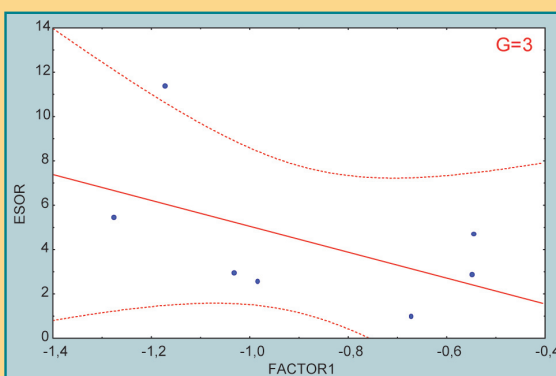
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,14 (0,29 - 0,01).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,04 (0,07 - 0,008).

DBO_5 (mg l⁻¹): 8 (13 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 33,2 (± 2,6) μm. A: 9,1 (± 0,6) μm.



● *Eunotia bilunaris* (Ehr.) Mills (EBIL)

Preferencias:

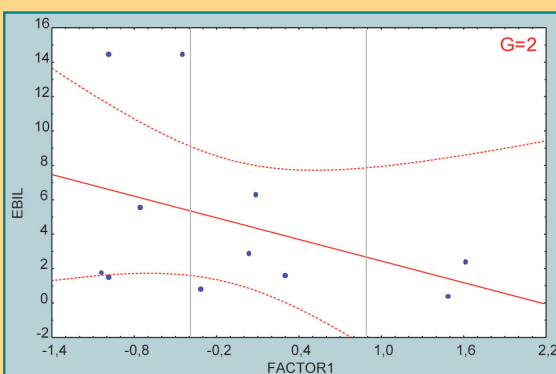
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,61 (2,8 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,64 (5,6 - 0,003).

DBO_5 (mg l⁻¹): 12,82 (36 - 5).

Observaciones:

Medidas: L: 50,1 (± 19,7) μm. A: 2,8 (± 0,6) μm. .



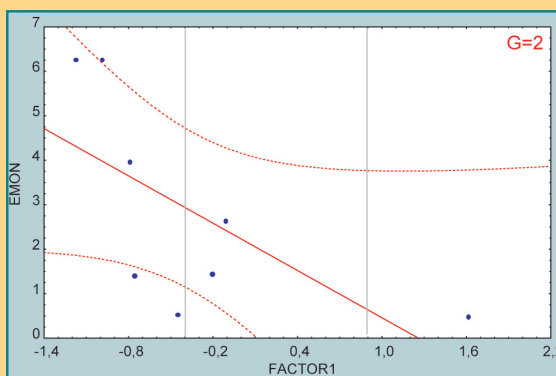
• *Eunotia monodon* Ehrenberg (EMON)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,15 (0,55- 0,045).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,22 (0,77 – 0,014).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 9,88 (21 – 4).

Observaciones:

Medidas: L: 77,2 (± 23,8) µm. A: 8,2 (± 1,5) µm.



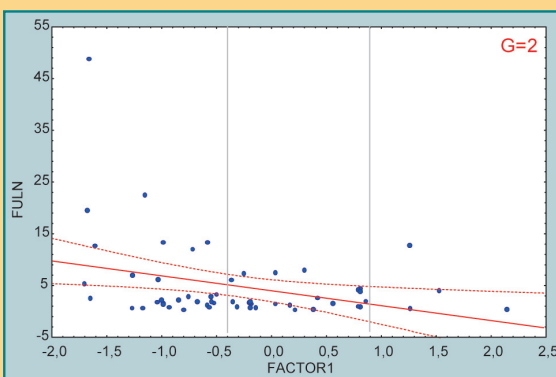
• *Fragilaria ulna* (Nitzsch.) Lange-Bertalot (FULN)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,02 (19,3 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,68 (4,81 – 0,003).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 9,17 (36 – 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 225,0 (± 70,1) µm. A: 6,9 (± 0,9) µm. Alto Conectivo: 11,7 µm.



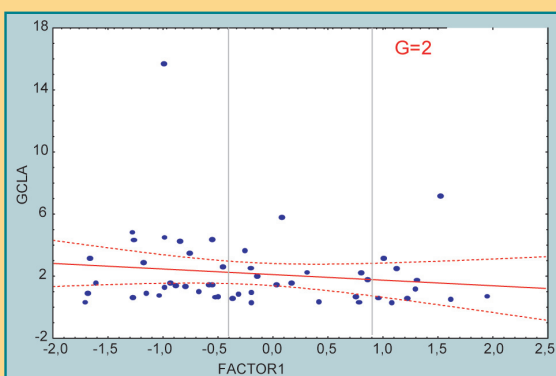
• *Gomphonema clavatum* Ehrenberg (GCLA)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,38 (4,3 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,04 (5,8 – 0,003).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 12,48 (44 – 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 38,4 (± 7,9) µm. A: 9,3 (± 1,5) µm.



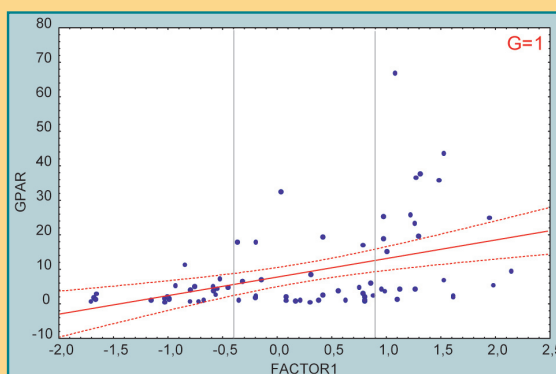
• *Gomphonema parvulum* Kützing (GPAR)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,79 (19,3 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,51 (6,92 – 0,008).
 DBO_5 (mg l⁻¹): 14,69 (44 – 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 21,4 (± 3,8) µm. A: 6,4 (± 0,9) µm.



● *Gomphonema truncatum* Ehrenberg (GTRU)

Preferencias:

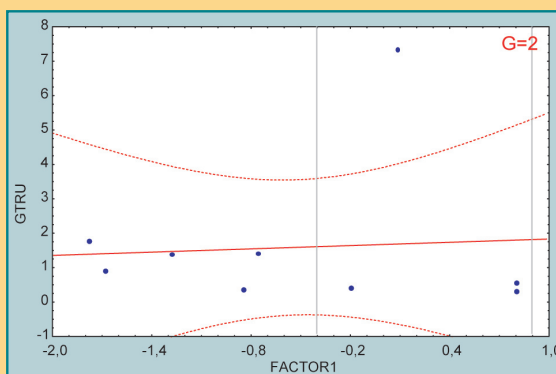
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,12 (0,45 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,25 (0,75 - 0,025).

DBO_5 (mg l⁻¹): 6,17 (21 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 34,5 (± 16,1) μm. A: 9,5 (± 0,5) μm.



● *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst (GYAC)

Preferencias:

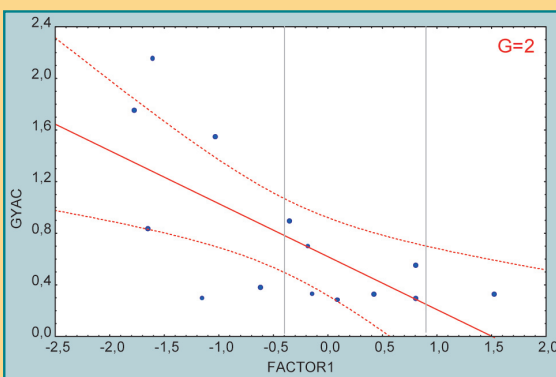
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,36 (2,05 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,36 (1,37 - 0,078).

DBO_5 (mg l⁻¹): 5,46 (19 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 95,5 (± 12,8) μm. A: 13,9 (± 0,7) μm.



● *Hantzschia amphioxys* (Ehrenberg) Grunow (HAMP)

Preferencias:

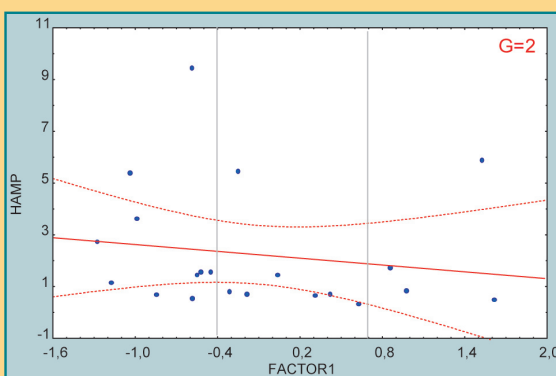
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,42 (12,36 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,54 (2,24 - 0,003).

DBO_5 (mg l⁻¹): 8,82 (19 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 30,9 (± 2,8) μm. A: 5 (± 0) μm.



● *Hantzschia virgata* (Roper) Grunow (HVIR)

Preferencias:

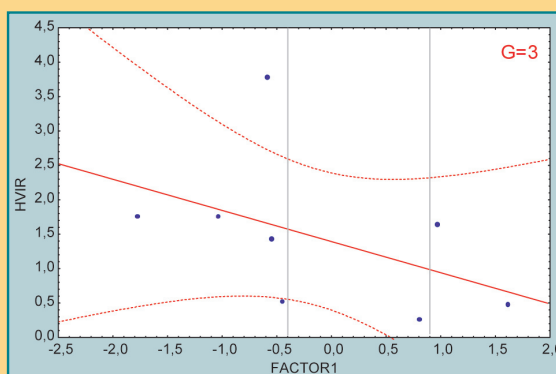
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,04 (4,71 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,42 (1,62 - 0,004).

DBO_5 (mg l⁻¹): 11,94 (28 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 87,3 (± 11,7) μm. A: 7,2 (± 0,7) μm.



● *Luticola goeppertiana* (Bleisch)
Mann (**LGOE**) (= *Navicula goeppertiana*
(Bleisch) H.L. Smith)

Preferencias:

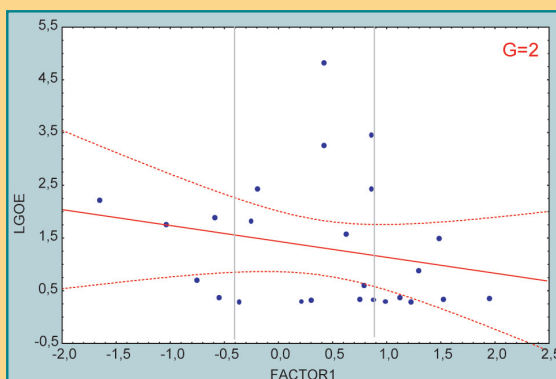
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,14 (8,2 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,74 (5,8 - 0,004).

DBO_5 (mg l⁻¹): 20,08 (44 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 32,9 (± 16,3) μm. A: 9,4 (± 4,2) μm.



● *Luticola mutica* (Kützing) Mann
(**LMUT**) (= *Navicula mutica* (Kützing)
Kützing)

Preferencias:

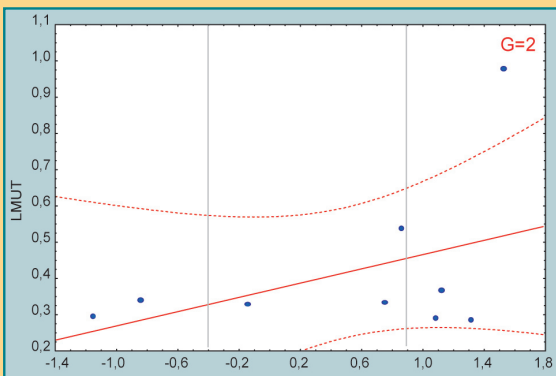
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,35 (1,1 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 2,11 (5,37 - 0,095).

DBO_5 (mg l⁻¹): 17,89 (42 - 4).

Observaciones:

Medidas: L: 17,8 (± 5,5) μm. A: 6,1 (± 0,9) μm.



● *Melosira varians* Agardh (**MVAR**)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,87 (19,3 - 0,001).

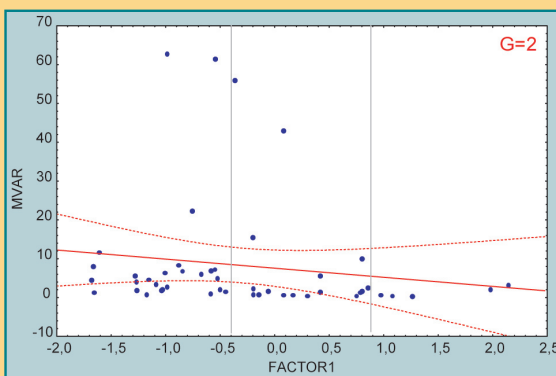
PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,83 (6,92 - 0,004).

DBO_5 (mg l⁻¹): 10,67 (36 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: Diámetro: 13,4 (± 3,2) μm.

Alto Conectivo: 19,2 (± 3,9) μm.



● *Navicula atomus* (Kützing) Grunow
(**NATO**)

Preferencias:

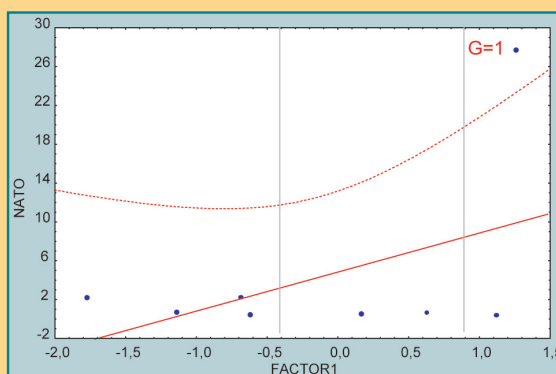
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,52 (1,74 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,05 (3,77 - 0,084).

DBO_5 (mg l⁻¹): 11,81 (42 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 12,7 (± 1,9) μm. A: 4,9 (± 0) μm.



● *Navicula capitata* Ehrenberg (**NCAP**)

Preferencias:

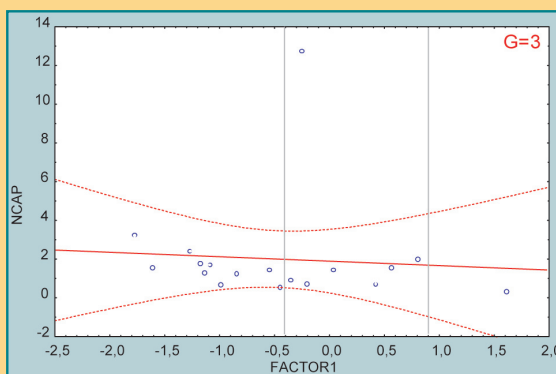
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,62 (6,53 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,47 (4,17 - 0,003).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7,97 (21 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 16,3 (2,2) μm . A: 4,8 (\pm 0,3) μm .



● *Navicula capitata* var. *hungarica* (Grunow) Ross (**NCHU**)

Preferencias:

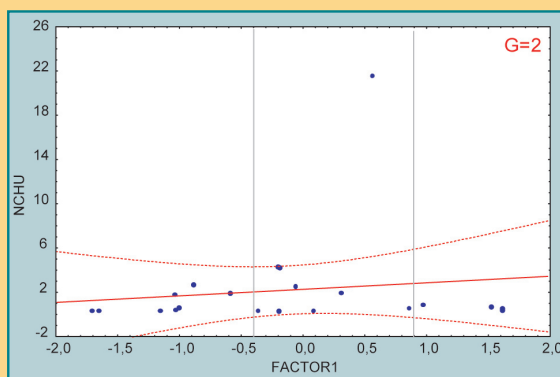
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,59 (6,53 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,46 (4,17 - 0,004).

DBO_5 (mg l⁻¹): 8,9 (28 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 17,4 (\pm 2,9) μm . A: 5,4 (\pm 0,5) μm .



● *Navicula capitatoradiata* Germain (**NCPR**)

Preferencias:

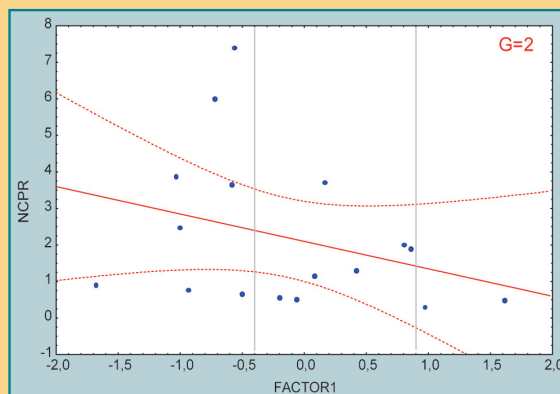
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,55 (2,36 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,45 (2,41 - 0,021).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7,44 (19 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 31,4 (\pm 1,0) μm . A: 6,8 (\pm 0,6) μm . Estrías: 12,5 (\pm 0,5)/10 μm .



● *Navicula cryptocephala* Kützinger (**NCRY**)

Preferencias:

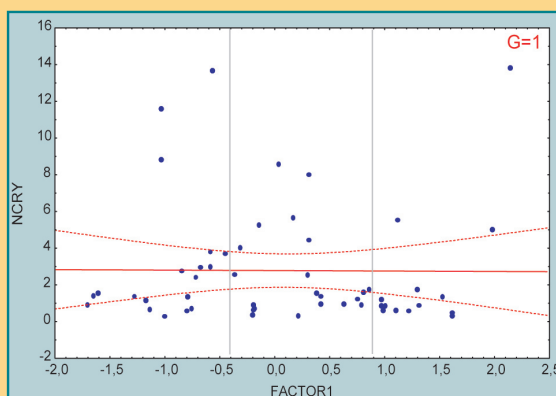
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,53 (19,3 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,34 (6,92 - 0,003).

DBO_5 (mg l⁻¹): 14,26 (44 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 26,0 (\pm 2,4) μm . A: 6,1 (\pm 0,5) μm .



• *Navicula erifuga* Lange-Bertalot (NERI)

Preferencias:

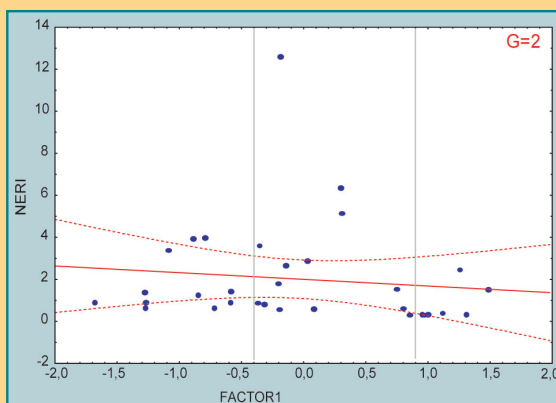
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,48 (2,8 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,03 (5,6 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 12,13 (42 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 29,8 ($\pm 5,5$) μm . A: 6,3 ($\pm 0,7$) μm .



• *Navicula gregaria* Donkin (NGRE)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l^{-1}): 5,40 (12,36 - 0,1).

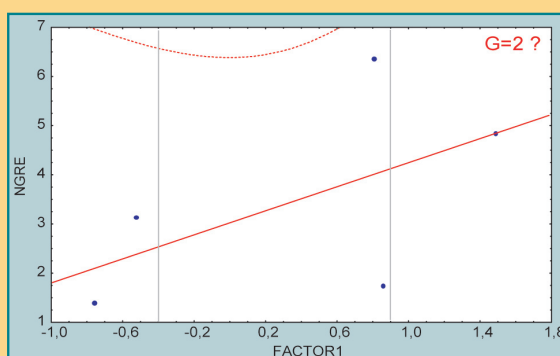
PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,73 (5,6 - 0,273).

DBO_5 (mg l^{-1}): 8,67 (19 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 25,0 ($\pm 2,2$) μm . A: 6,5 ($\pm 0,5$) μm .

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



• *Navicula pygmaea* Kützing (NPYG)

Preferencias:

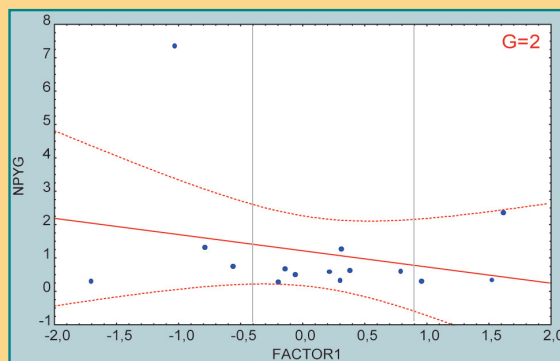
NH_4^+ (mg l^{-1}): 1,96 (16,18 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,88 (3,35 - 0,021).

DBO_5 (mg l^{-1}): 13,59 (36 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 20,4 ($\pm 3,6$) μm . A: 8,6 ($\pm 0,9$) μm .



• *Navicula radiosa* Kützing (NRAD)

Preferencias:

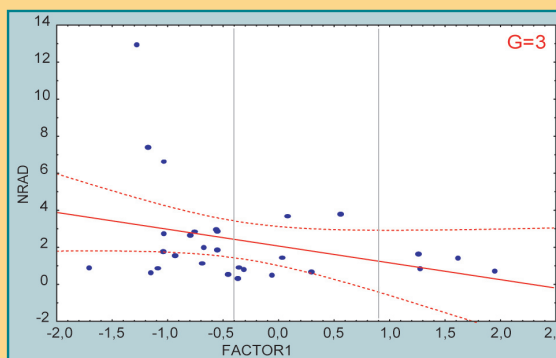
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,78 (9,64 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,43 (5,8 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 10,38 (36 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 63,9 ($\pm 12,1$) μm . A: 12,5 ($\pm 0,8$) μm .



● *Navicula subminuscula* Manguin (**NSBM**)

Preferencias:

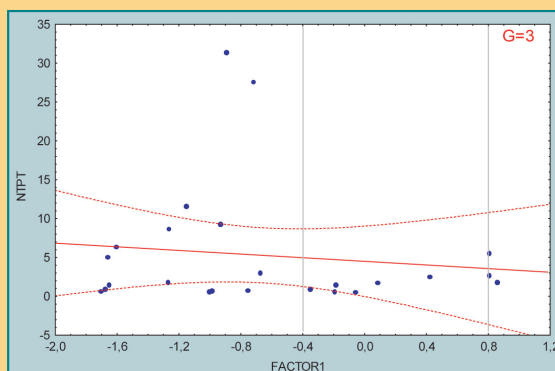
NH_4^+ (mg l^{-1}): 2,19 (16,18 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 2,18 (5,8 - 0,059).

DBO_5 (mg l^{-1}): 18,19 (44 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: $10 (\pm 0,4) \mu\text{m}$. A: $4,4 (\pm 0,6) \mu\text{m}$.



● *Navicula tripunctata* (O. F. Müller) Bory (**NTPT**)

Preferencias:

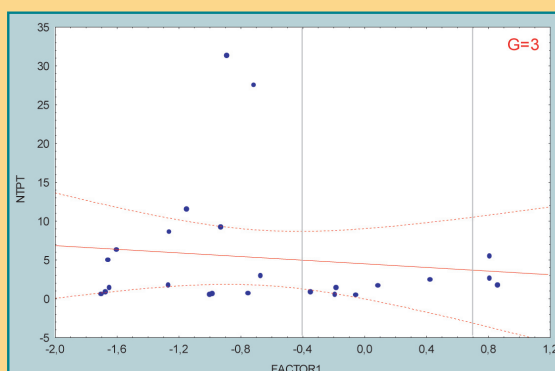
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,24 (2,05 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,17 (0,84 - 0,025).

DBO_5 (mg l^{-1}): 6,15 (19 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: $44,3 (\pm 6,5) \mu\text{m}$. A: $8,0 (\pm 0,8) \mu\text{m}$.



● *Neidium iridis* (Ehrenberg) Cleve (**NIRI**)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,11 (0,17 - 0,016).

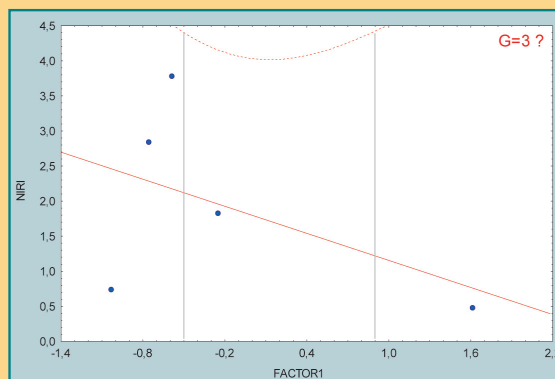
PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,29 (1,08 - 0,008).

DBO_5 (mg l^{-1}): 8 (13 - 5).

Observaciones:

Medidas: L: $74,5 (\pm 11,3) \mu\text{m}$. A: $22,6 (\pm 2,5) \mu\text{m}$.

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



● *Nitzschia acicularis* (Kützinger) W. Smith (**NACI**)

Preferencias:

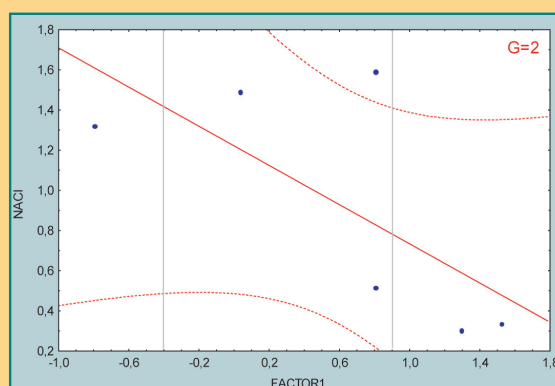
NH_4^+ (mg l^{-1}): 5,37 (16,18 - 0,058).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,62 (3,39 - 0,245).

DBO_5 (mg l^{-1}): 17,17 (41 - 4).

Observaciones:

Medidas: L: $57,5 (\pm 9,3) \mu\text{m}$. A: $3,5 (\pm 0,5) \mu\text{m}$.



• *Nitzschia amphibia* Grunow (**NAMP**)

Preferencias:

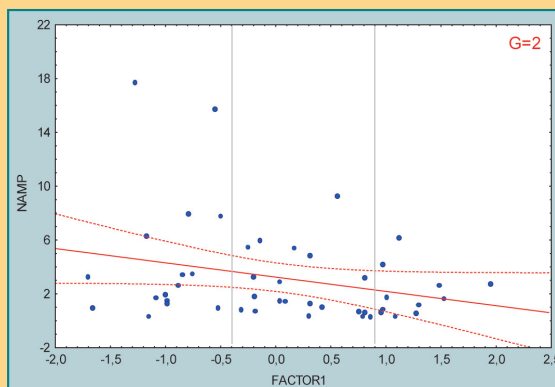
NH_4^+ (mg l^{-1}): 1,3 (12,36 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,21 (5,8 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 12,36 (42 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 21,1 ($\pm 5,8$) μm . A: 4,4 ($\pm 0,6$) μm .



• *Nitzschia amphibioides* Hustedt (**NAMH**)

Preferencias:

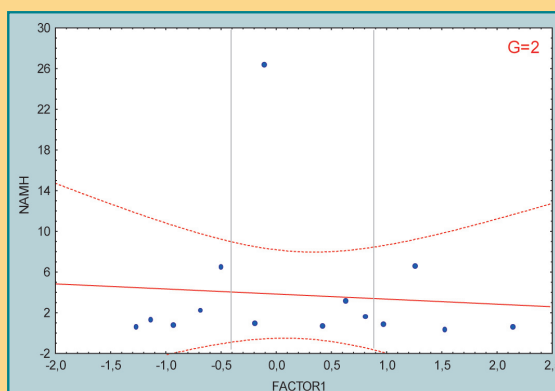
NH_4^+ (mg l^{-1}): 4,06 (19,3- 0,01).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,0 (4,81 - 0,059).

DBO_5 (mg l^{-1}): 11,79 (28 - 2).

Observaciones:

Medidas: L: 21,6 ($\pm 13,5$) μm . A: 6 ($\pm 0,8$) μm .



• *Nitzschia brevissima* Grunow (**NBRE**)

Preferencias:

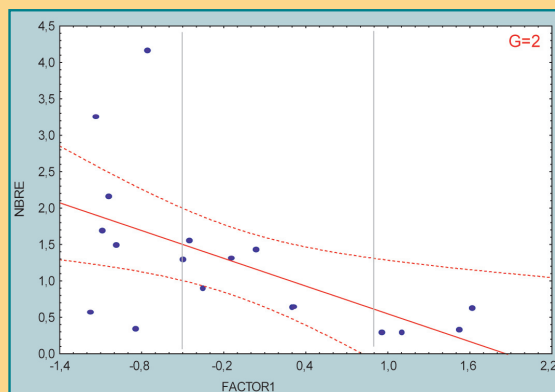
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,8 (6,53 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,89 (4,17 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 10,39 (36 - 2).

Observaciones:

Medidas: L: 26,1 ($\pm 3,3$) μm . A: 4,5 ($\pm 0,6$) μm .



• *Nitzschia constricta* (Kützinger) Ralfs (**NCOT**)

Preferencias:

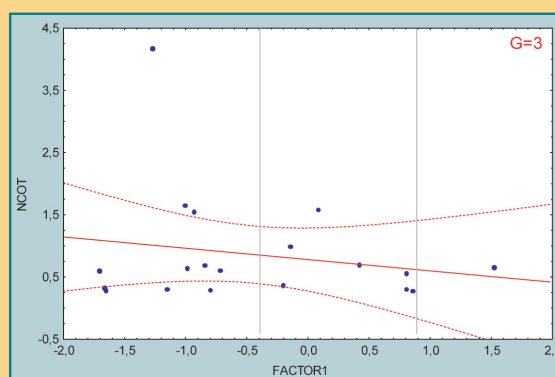
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,23 (2,05 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,32 (1,37 - 0,025).

DBO_5 (mg l^{-1}): 7,3 (21 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 38,3 ($\pm 3,5$) μm . A: 5,6 ($\pm 0,8$) μm .



● *Nitzschia dissipata* (Kützing) Grunow (NDIS)

Preferencias:

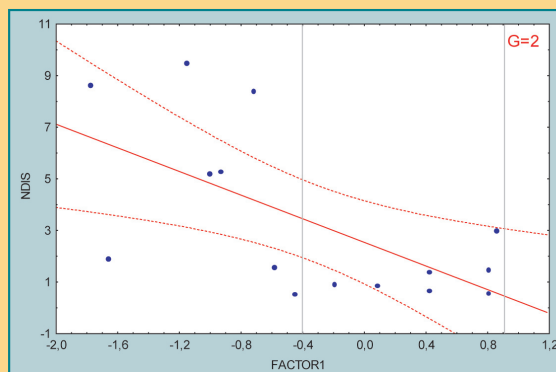
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,36 (2,05 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,20 (0,77 - 0,032).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7,65 (19 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 40,1 (± 11,0) μm. A: 4,7 (± 0,6) μm.



● *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow (NIFR)

Preferencias:

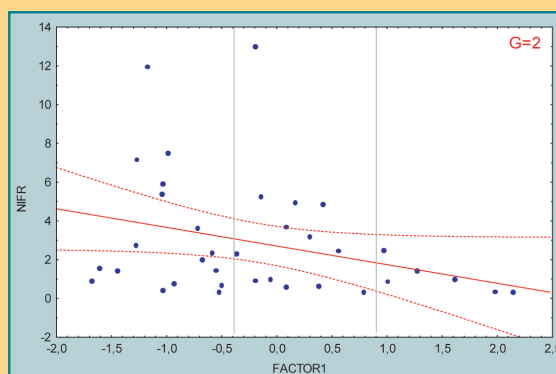
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,8 (19,3 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,99 (6,92 - 0,004).

DBO_5 (mg l⁻¹): 11,79 (36 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 17,5 (± 4,1) μm. A: 3,8 (± 0,6) μm.



● *Nitzschia gracilis* Hantzsch (NIGR)

Preferencias:

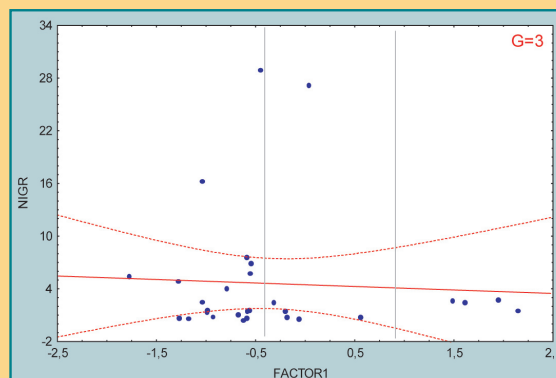
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,25 (19,3 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,73 (5,8 - 0,003).

DBO_5 (mg l⁻¹): 10,71 (34 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 84,5 (± 10,2) μm. A: 3,1 (± 0,5) μm.



● *Nitzschia heufleriana* Grunow (NHEU)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,33 (0,61 - 0,029).

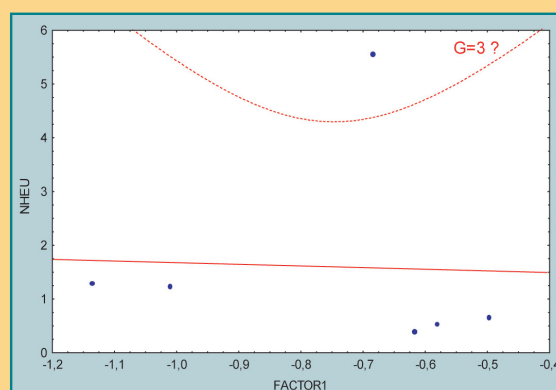
PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,22 (0,43 - 0,029).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7 (10 - 2).

Observaciones:

Medidas: L: 157,4 (± 13,7) μm. A: 6,5 (± 0,8) μm.

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



• *Nitzschia hungarica* Grunow (NIHU)

Preferencias:

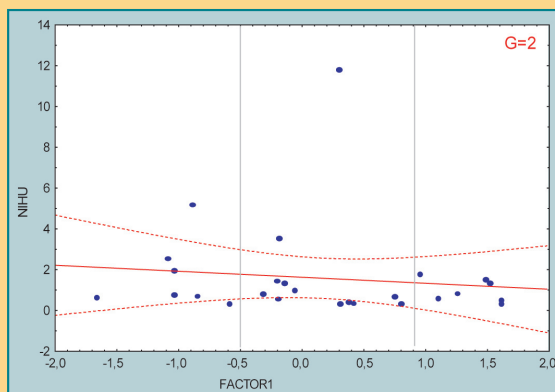
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,89 (6,53 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,05 (5,6 - 0,008).

DBO_5 (mg l⁻¹): 11,73 (36 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 52,8 (± 12,0) µm. A: 6,7 (± 1) µm.



• *Nitzschia linearis* (Agardh) W. Smith (NLIN)

Preferencias:

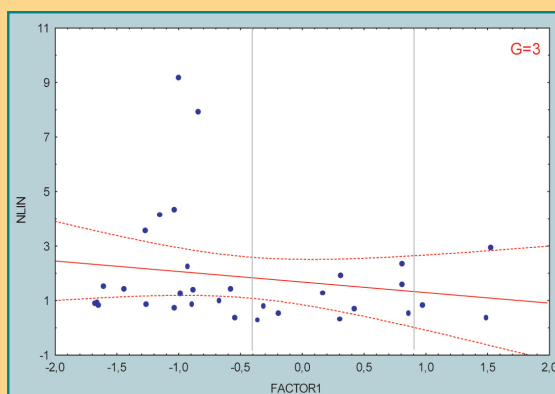
NH_4^+ (mg l⁻¹): 1,04 (12,36 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,47 (5,6 - 0,004).

DBO_5 (mg l⁻¹): 8,44 (36 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 90,8 (± 25,5) µm. A: 4,8 (± 1) µm.



• *Nitzschia microcephala* Grunow (NMIC)

Preferencias:

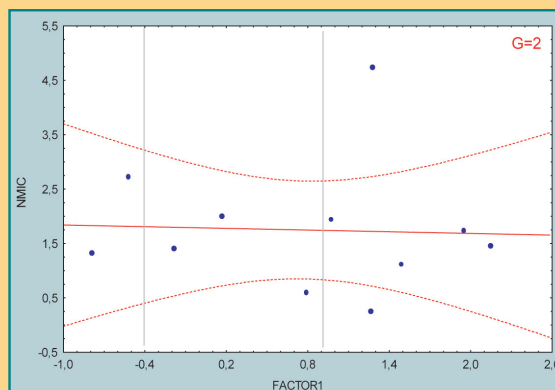
NH_4^+ (mg l⁻¹): 4,77 (19,3 - 0,058).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 2,58 (5,8 - 0,245).

DBO_5 (mg l⁻¹): 14,33 (34 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 11,7 (± 1,9) µm. A: 2,9 (± 0) µm.



• *Nitzschia nana* Grunow in Van Heurck (NNAN)

Preferencias:

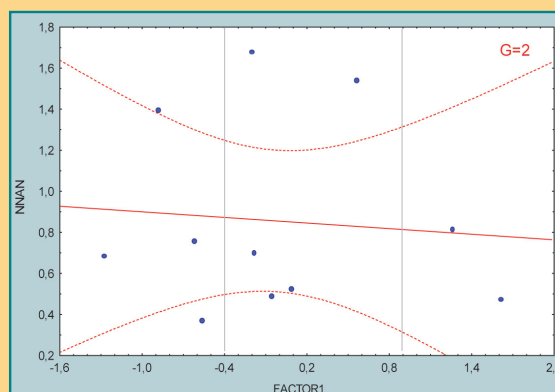
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,25 (0,95 - 0,054).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,33 (0,84 - 0,021).

DBO_5 (mg l⁻¹): 9,91 (21 - 2).

Observaciones:

Medidas: L: 71,7 (± 1,9) µm. A: 3,4 (± 0,3) µm.



• *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith (**NPAL**)

Preferencias:

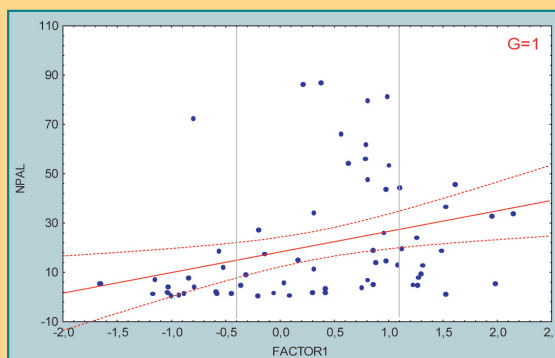
NH_4^+ (mg l^{-1}): 2,22 (19,3 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,65 (6,92 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 15,81 (44 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 39,4 ($\pm 11,8$) μm . A: 4,3 ($\pm 0,6$) μm .



• *Nitzschia paleacea* Grunow (**NPAE**)

Preferencias:

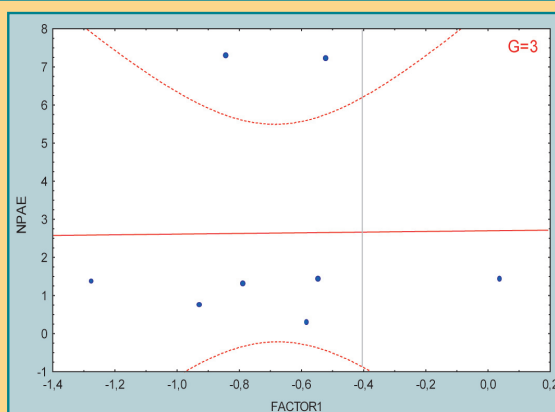
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,22 (0,82 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,27 (1,1 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 7 (13 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 15,6 μm . A: 3,9 μm .



• *Nitzschia recta* Hantzsch (**NREC**)

Preferencias:

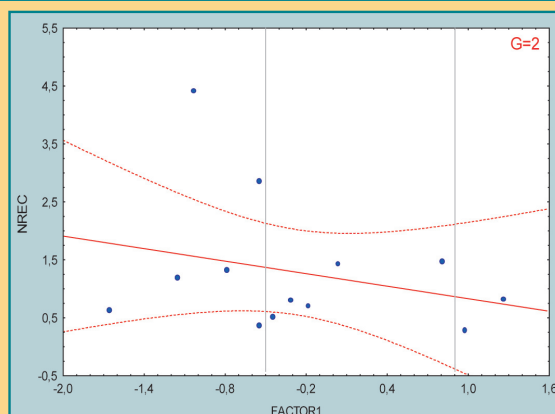
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,42 (2,36 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,3 (2,24 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 8,3 (17 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 50,7 ($\pm 12,4$) μm . A: 4,4 ($\pm 0,7$) μm .



• *Nitzschia sigma* (Kützing) W. Smith (**NSIG**)

Preferencias:

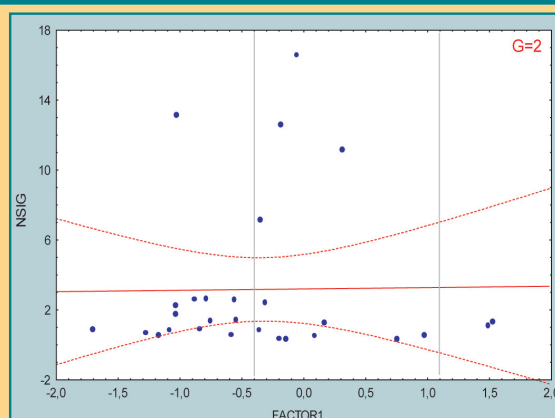
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,51 (2,8 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,71 (5,6 - 0,004).

DBO_5 (mg l^{-1}): 9,43 (26 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 88,5 ($\pm 24,2$) μm . A: 5,9 ($\pm 0,7$) μm .



● *Nitzschia sigmoidea* (Nitzsch.) W.M. Smith
(NSIO)

Preferencias:

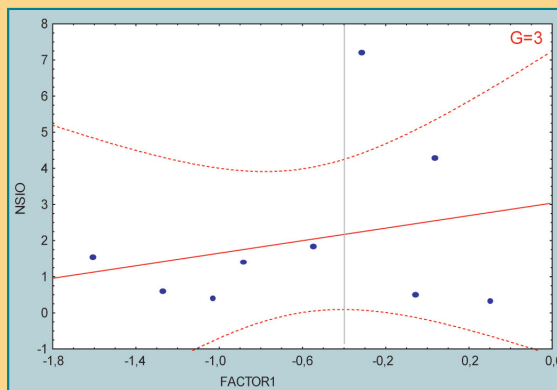
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,55 (1,75 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,12 (0,3 - 0,003).

DBO_5 (mg l⁻¹): 10,89 (36 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 193,6 (± 21,7) µm. A: 11,4 (± 2,7) µm.



● *Nitzschia umbonata* (Ehrenberg) Lange-Bertalot (NUMB)

Preferencias:

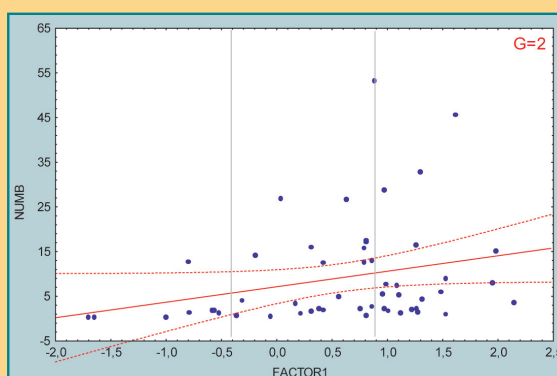
NH_4^+ (mg l⁻¹): 2,77 (19,3 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 2,08 (6,92 - 0,025).

DBO_5 (mg l⁻¹): 17,07 (44 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 60,6 (± 14,2) µm. A: 7,0 (± 0,7) µm.



● *Nitzschia vermicularis* (Kützting) Hantzsch (NVER)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,41 (1,75 - 0,052).

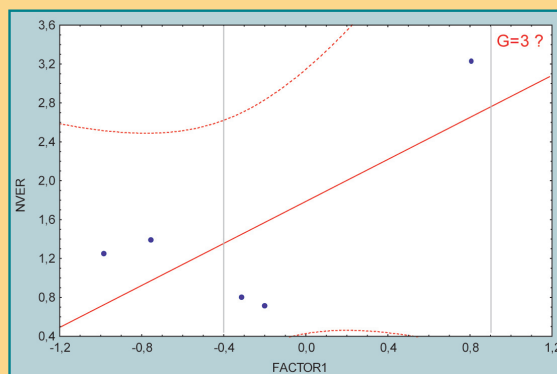
PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,16 (0,36 - 0,014).

DBO_5 (mg l⁻¹): 9,2 (21 - 2).

Observaciones:

Medidas: L: 85,8 µm. A: 3,5 µm.

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



● *Pinnularia acrosphaeria* Rabenhorst (PACR)

Preferencias:

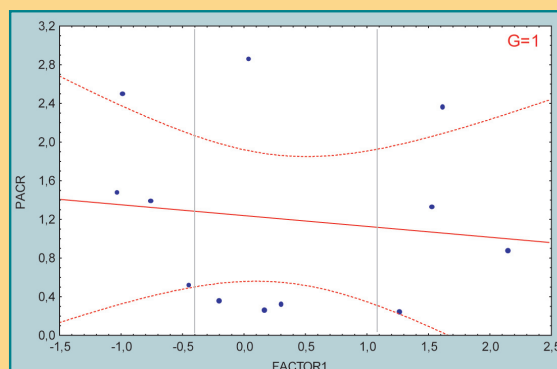
NH_4^+ (mg l⁻¹): 2 (19,3 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 1,05 (4,81 - 0,003).

DBO_5 (mg l⁻¹): 13,83 (36 - 5).

Observaciones:

Medidas: L: 56,5 (± 18,4) µm. A: 9,2 (± 1,3) µm.



● *Pinnularia braunii* (Grunow) Cleve (**PBRA**)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l^{-1}): 2,12 (12,36 - 0,005).

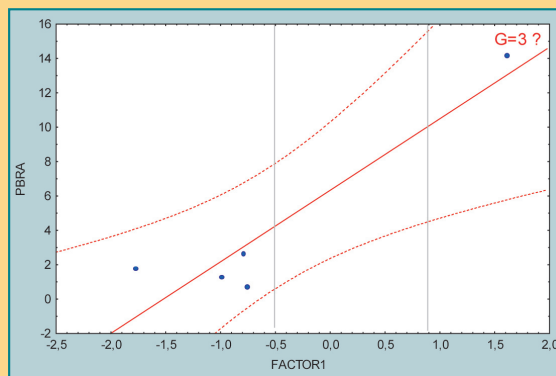
PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,16 (0,3 - 0,014).

DBO_5 (mg l^{-1}): 5,08 (7 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 41,2 (\pm 3,9) μm . A: 8,6 (\pm 0,7) μm .

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



● *Pinnularia gibba* Ehrenberg (**PGIB**)

Preferencias:

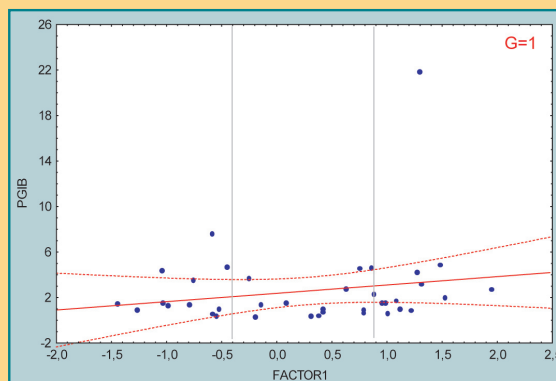
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,9 (9,64 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,81 (5,8 - 0,004).

DBO_5 (mg l^{-1}): 17,76 (44 - 2).

Observaciones:

Medidas: L: 52,8 (\pm 8,7) μm . A: 10 (\pm 1,0) μm .



● *Pinnularia microstauron* (Ehrenberg) Cleve (**PMIC**)

Preferencias:

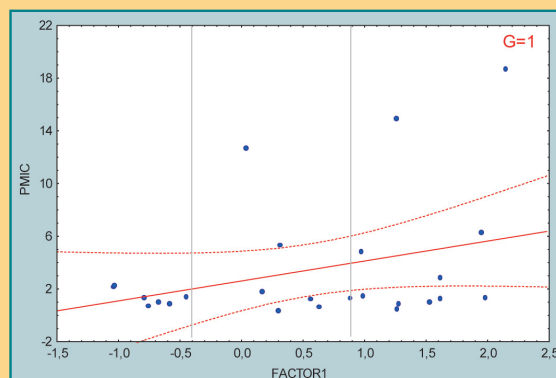
NH_4^+ (mg l^{-1}): 3,61 (19,3 - 0,01).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,93 (6,92 - 0,004).

DBO_5 (mg l^{-1}): 16,72 (36 - 4).

Observaciones:

Medidas: L: 50,9 (\pm 14,3) μm . A: 10,3 (\pm 2,4) μm .



● *Pinnularia subcapitata* Gregory (**PSCA**)

Preferencias:

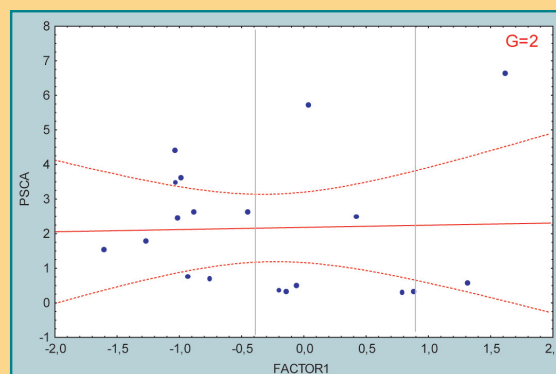
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,47 (2,23 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,73 (5,37 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 11,58 (35 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 30,9 (\pm 7,9) μm . A: 5,7 (\pm 0,9) μm .



● *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenberg (PVIR)

Preferencias:

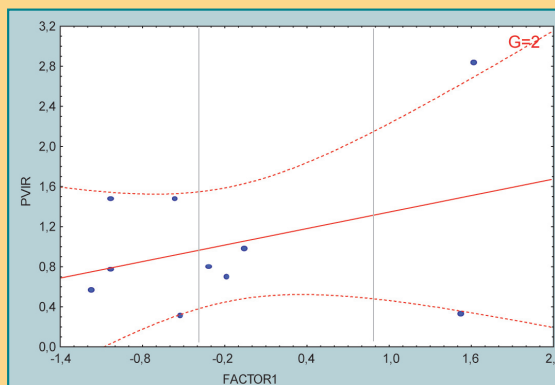
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,51 (1,75 - 0,016).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,39 (1,1 - 0,008).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7,3 (17 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 136,5 μm . A: 30 μm .



● *Pleurosira laevis* (Ehr.) Compere (PLEV)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,3 (2,05 - 0,002).

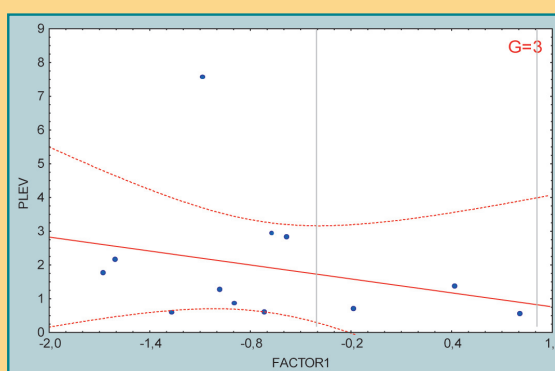
PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,22 (0,84 - 0,025).

DBO_5 (mg l⁻¹): 6,92 (19 - 1).

Observaciones:

Medidas: Diámetro (eje mayor): 131,7 (\pm 21,9)

μm . Diámetro (eje menor): 42,9 (\pm 3,0) μm .



● *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bertalot (RABB)

Preferencias:

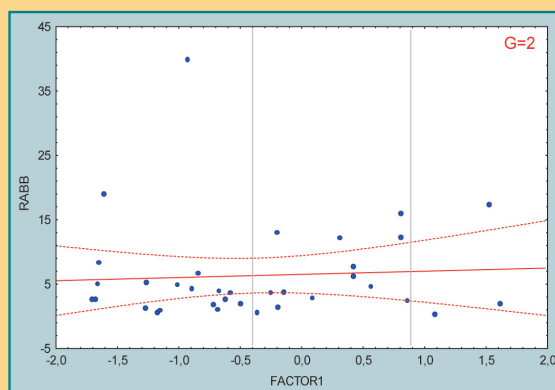
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,23 (2,05 - 0,001).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,39 (4,72 - 0,021).

DBO_5 (mg l⁻¹): 7,6 (34 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 24 (\pm 5,9) μm . A: 4,6 (\pm 0,6) μm .



● *Rhopalodia brebissonii* Krammer (RBRE)

Preferencias:

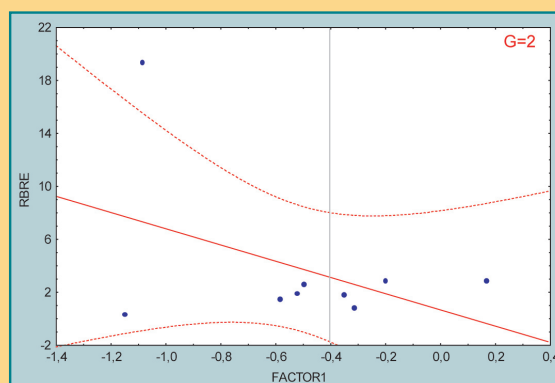
NH_4^+ (mg l⁻¹): 0,61 (1,75 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l⁻¹): 0,58 (2,41 - 0,058).

DBO_5 (mg l⁻¹): 8,11 (21 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 22,4 μm . A: 5,9 μm .



● *Rhopalodia gibba* (Ehr.) O. Müller (**RGIB**)

Preferencias:

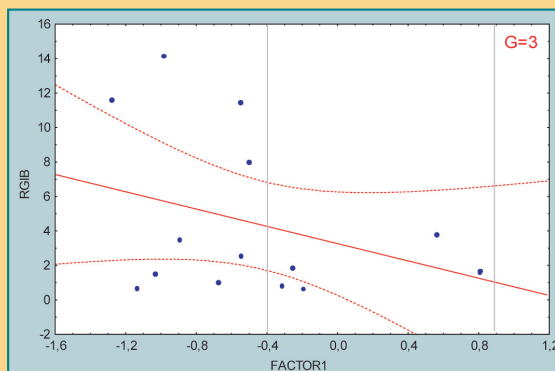
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,87 (8,64 - 0,005).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,29 (1,26 - 0,008).

DBO_5 (mg l^{-1}): 7,67 (15 - 1).

Observaciones:

Medidas: L: 52,1 ($\pm 18,3$) μm . A: 8,9 ($\pm 1,4$) μm . Alto Conectivo: 2 μm .



● *Rhopalodia gibberula* (Ehrenberg) O. Müller (**RGBL**)

Preferencias:

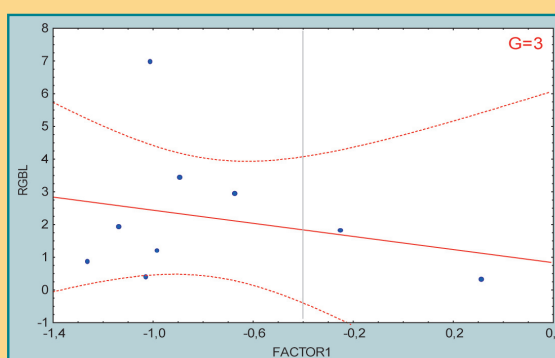
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,2 (0,73 - 0,01).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,22 (1,08 - 0,029).

DBO_5 (mg l^{-1}): 5,67 (12 - 2).

Observaciones:

Medidas: L: 37,1 ($\pm 21,0$) μm . A: 10,1 ($\pm 4,8$) μm .



● *Rhopalodia musculus* (Kütz) O. Müller (**RMUS**)

Preferencias:

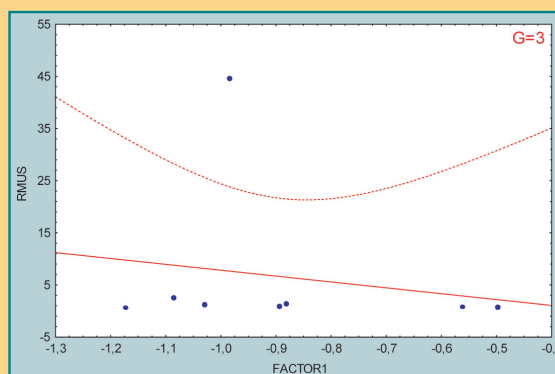
NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,27 (0,73 - 0,01).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,19 (0,56 - 0,036).

DBO_5 (mg l^{-1}): 5,38 (7 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 24,7 ($\pm 2,0$) μm . A: 9,5 ($\pm 0,6$) μm .



● *Sellaphora pupula* Kützing (**SPUP**)
(= *Navicula pupula* Kützing)

Preferencias:

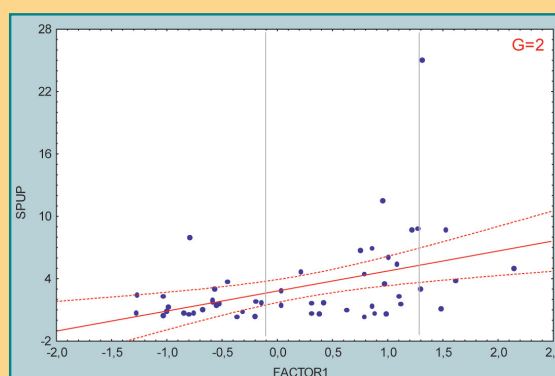
NH_4^+ (mg l^{-1}): 1,89 (19,3 - 0,004).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,55 (5,6 - 0,003).

DBO_5 (mg l^{-1}): 15,23 (44 - 3).

Observaciones:

Medidas: L: 20,3 ($\pm 5,1$) μm . A: 6,5 ($\pm 0,7$) μm .



● *Stauroneis phoenicenteron* (Nitzsch) Ehrenberg (**SPHO**)

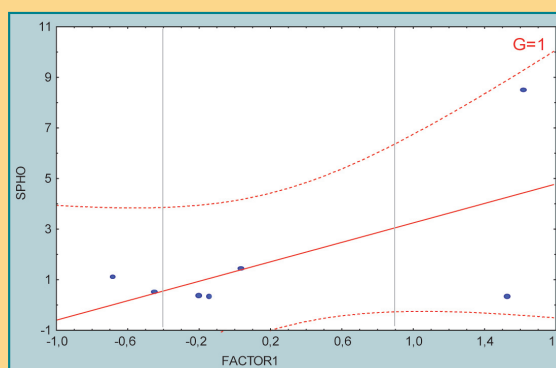
Preferencias:

NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,2 (0,56 - 0,004).
 PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,39 (1,37 - 0,003).
 DBO_5 (mg l^{-1}): 10,71 (21 - 5).

Observaciones:

Medidas: L: 84 (\pm 33,7) μm . A: 25,5 (\pm 6,0) μm .

El grado de fidelidad asignado es aproximado debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas.



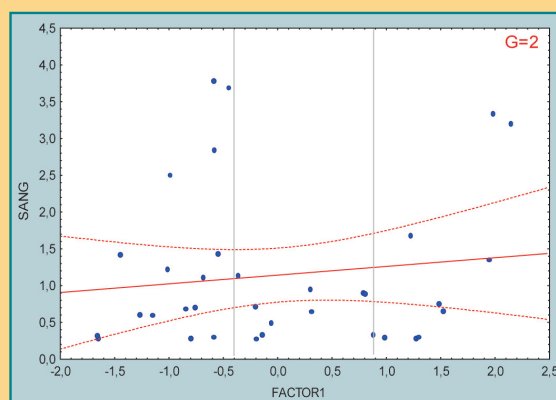
● *Surirella angusta* Kutzing (**SANG**)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l^{-1}): 1,66 (19,3 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,39 (6,92 - 0,014).
 DBO_5 (mg l^{-1}): 14,49 (44 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 33 (\pm 12,4) μm . A: 8,3 (\pm 1,1) μm .



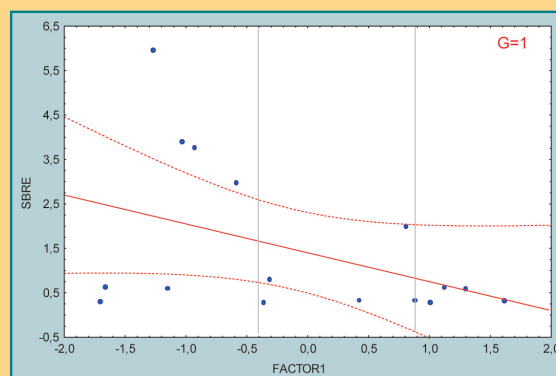
● *Surirella brebissonii* Krammer & Lange-Bertalot (**SBRE**)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l^{-1}): 0,85 (6,53 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 1,29 (4,22 - 0,025).
 DBO_5 (mg l^{-1}): 15,18 (42 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 30,3 (\pm 11,1) μm . A: 14,0 (\pm 6,8) μm .



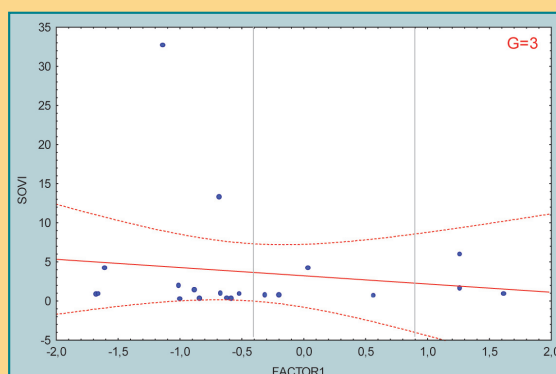
● *Surirella ovalis* Brébisson (**SOVI**)

Preferencias:

NH_4^+ (mg l^{-1}): 1,29 (10,49 - 0,001).
 PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,63 (4,17 - 0,025).
 DBO_5 (mg l^{-1}): 8,1 (21 - 0,9).

Observaciones:

Medidas: L: 111,0 (\pm 62,0) μm . A: 51,1 (\pm 22,1) μm .



• *Surirella tenera* Gregory (**SUTE**)

Preferencias:

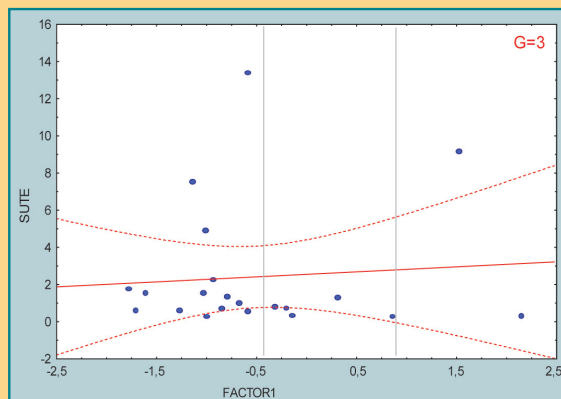
NH_4^+ (mg l^{-1}): 1,20 (19,3 - 0,002).

PO_4^{3-} (mg l^{-1}): 0,48 (4,81 - 0,025).

DBO_5 (mg l^{-1}): 7,21 (21 - 0,5).

Observaciones:

Medidas: L: 87,3 (3,5) μm . A: 23,9 ($\pm 0,7$) μm .



A continuación se exponen los valores del grado de fidelidad “G” asignado a cada especie (Tabla 2).

Acrónimo	Especie	G
ADHA	<i>Achnanthes delicatula</i> (Kütz.) Grun. var. <i>hauckiana</i> Lange-Bertalot & Rup	2
AHUN	<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow	1
ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	3
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	2
ACOF	<i>Amphora coffeaeformis</i> (Agardh) Kützing	2
ALIB	<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	3
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	3
AVEN	<i>Amphora veneta</i> Kützing	3
ASPH	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	3
BPAR	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	2
CBAC	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	2
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	3
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	3
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	3
CRAC	<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann (= <i>Navicula accomoda</i> Hustedt)	3
CAMB	<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) Mann (= <i>Navicula cuspidata</i> var. <i>ambigua</i> (Ehr.) Cleve)	1
CHAL	<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann (= <i>Navicula halophila</i> (Grunow) Cleve)	2
CSLE	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	2
DELE	<i>Denticula elegans</i> Kützing	3 ?
DKUE	<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	2
DCOF	<i>Diademsis confervacea</i> Kützing	2
DVUL	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	2
DOVA	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	3 ?
DPSO	<i>Diploneis pseudovalis</i> Hustedt	2 ?
DPUE	<i>Diploneis puella</i> (Schumann) Cleve	3 ?
EADN	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	3
ESOR	<i>Epithemia sorex</i> Kützing	3
EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills	2
EMON	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	2
FULN	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsche) Lange-Bertalot	2
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	2
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	1
GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	2
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	2
HVIR	<i>Hantzschia virgata</i> (Roper) Grunow	3
HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	2
LGOE	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) Mann (= <i>Navicula goeppertiana</i> (Bleisch) H.L. Smith)	2
LMUT	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann (= <i>Navicula mutica</i> (Kützing) Kützing)	2
MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh	2
NATO	<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow	1
NCAP	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg	3

Acrónimo	Especie	G
NCHU	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross	2
NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	2
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	1
NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	2
NGRE	<i>Navicula gregaria</i> Donkin	2 ?
NPYG	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing	2
NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kützing	3
NSBM	<i>Navicula subminuscula</i> Manguin	2
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	3
NIRI	<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve	3 ?
NACI	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	2
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	2
NAMH	<i>Nitzschia amphibioides</i> Hustedt	2
NBRE	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	2
NCOT	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs	3
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	2
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	2
NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	3
NHEU	<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow	3 ?
NIHU	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	2
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	3
NMIC	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow	2
NNAN	<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck	2
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	1
NPAE	<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow	3
NREC	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	2
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith	2
NSIO	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsche) W.M. Smith	3
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	2
NVER	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	3 ?
PACR	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenhorst	1
PBRA	<i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve	3 ?
PGIB	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	1
PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	1
PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	2
PVIR	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsche) Ehrenberg	2
PLEV	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compere	3
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	2
RBRE	<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer	2
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller	3
RGBL	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller	3
RMUS	<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) O. Müller	3
SPUP	<i>Sellaphora pupula</i> Kützing (= <i>Navicula pupula</i> Kützing)	2

Acrónimo	Especie	G
SPHO	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsche) Ehrenberg	1
SANG	<i>Surirella angusta</i> Kutzing	2
SBRE	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	1
SOVI	<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	3
SUTE	<i>Surirella tenera</i> Gregory	3

● Tabla 2. Listado de especies consideradas en el estudio, se presenta el acrónimo de las mismas utilizado en los gráficos y el valor del grado de fidelidad asignado a la especie "G" (los valores que presentan "?" deben ser considerados como aproximados debido a las escasas observaciones de la especie en las muestras analizadas).

De las especies consideradas en el presente estudio el 37 % presentaron grado de fidelidad 3, indicando un rango estrecho de preferencias a la eutrofización y polución orgánica. Otro 51 % de especies presentaron grado de fidelidad 2, relacionado a un rango un poco más amplio de preferencias de la especie. Finalmente sólo el 12 % de las especies presentaron grado de fidelidad 1 indicando un carácter más eurioico de la misma a la eutrofización y polución orgánica.

Las correlaciones de Pearson realizadas entre ambos IDP (con y sin el valor del grado de fidelidad incorporado) y las variables relacionadas a la polución orgánica y eutrofización, permitieron advertir que el IDP con el grado de fidelidad incorporado obtuvo una mejor correlación con el PO_4^{3-} y la DBO_5 que el IDP original, mientras que la correlación con el NH_4^+ fue similar para ambos (tabla 3).

	IDP	IDP con "G"
NH_4^+	0,3753	0,3706
PO_4^{3-}	0,6757	0,7158
DBO_5	0,5246	0,5410

● Tabla 3. Resultado de las correlaciones de Pearson implementadas entre las variables relacionadas a la polución orgánica y eutrofización, y el IDP original y el IDP con el grado de fidelidad incorporado en el cálculo, "IDP con G" ($p < ,000$; $N=101$).

Las regresiones múltiples realizadas evidenciaron que la incorporación del valor del grado de fidelidad en el Índice de Diatomeas Pampeano, mejora el ajuste del índice con las variables relacionadas con la eutrofización y polución orgánica (tabla 4).

	IDP	IDP con "G"
R	0,691	0,727
R ²	0,478	0,528
F (3,97)	29,69	36,27

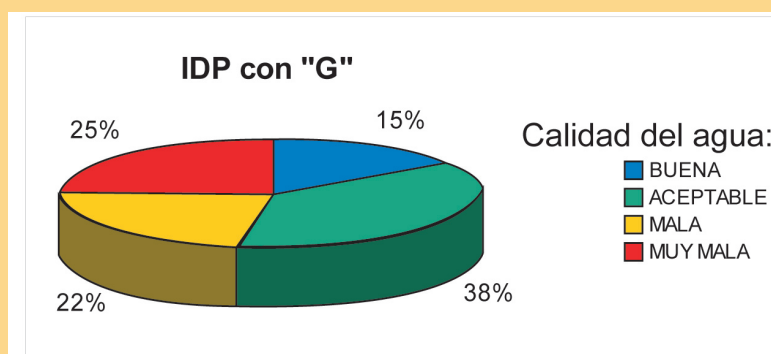
● Tabla 4. Resultado de las regresiones múltiples implementadas entre las variables relacionadas a la polución orgánica y eutrofización, y el IDP original y el IDP con el grado de fidelidad incorporado en el cálculo, "IDP con G" ($p < ,00000$; $N=101$).

En la tabla 5 se presentan los resultados del cálculo del IDP sin y con el grado de fidelidad incorporado para las muestras analizadas en el presente estudio.

A° Buñirigo		IDP sin "G"	IDP con "G"	A° Napaleofú		IDP sin "G"	IDP con "G"	Río Samorombón		IDP sin "G"	IDP con "G"
	BI1	1,9	1,3		NI1	1,8	1,9		SO1	0,7	0,9
	BI2	2,5	2,4		NI2	1,8	1,5		SO2	1,6	1,9
	BO1	1,7	1,4		NI3	1,8	1,8		SP1	1,0	1,3
	BO2	2,6	2,4		NV1	1,8	1,6		SP2	1,2	1,6
	BP2	3,1	3,0		PI1	2,0	1,8		SV1	1,2	1,1
	BV1	1,6	1,4		PI2	2,1	2,4		SV2	1,4	2,0
	BV2	2,5	2,5		PI3	2,1	2,3		SV3	1,4	1,9
A° El Gato	GI21	3,2	3,1	A° Pescado	PO1	1,9	1,7	A° Tandileofú	T1	0,8	0,7
	GI22	3,4	3,6		PO2	1,9	1,7		TANV1	1,9	1,8
	GI1	3,4	3,5		PO3	1,4	1,8		TANV2	1,6	1,6
	GI2	3,5	3,5		PP1	2,0	1,8		TANV3	2,6	2,2
	GI3	3,7	3,7		PP2	1,9	1,8		TANV4	1,5	1,5
	GO21	3,5	3,5		PP3	1,9	2,0		TANI1	1,6	1,5
	GO22	3,5	3,6		PV1	2,3	1,9		TANI2	1,6	1,6
	GO1	3,3	2,3		PV2	1,8	1,4		TANI3	2,0	1,6
	GO2	3,5	3,2	PV3	2,3	1,5	TI1		2,0	2,0	
	GO3	3,4	3,3	A° Rodríguez	RI21	2,0	2,1		TI2	1,9	1,4
	GP21	3,4	3,5		RI22	3,6	3,6		TI3	2,5	2,2
	GP22	3,5	3,7		RI23	3,7	3,7		TO1	1,5	1,8
	GP1	3,1	3,2		RI1	2,4	2,2		TO2	1,9	1,6
	GP2	3,7	3,7		RI3	3,1	3,0		TO3	3,5	3,3
	GV21	3,7	3,7		RO21	2,2	2,4		TP1	1,7	1,7
	GV22	3,1	3,4		RO22	3,3	3,4		TP2	1,9	1,4
	GV1	3,1	3,0		RO23	3,2	3,1		TP3	2,9	2,6
	GV2	3,4	3,4		RO1	1,8	1,8		TV1	2,0	1,6
	GV3	3,4	3,4		RO3	3,1	3,0		TV2	1,8	1,4
A° Juan Blanco	JI1	2,0	1,9		RP21	1,9	1,9	A° Vivoratá	VI1	1,9	1,9
	JI2	2,0	1,9	RP22	3,3	3,3	VI2		1,7	1,5	
	JO1	1,9	1,7	RP23	3,3	3,3					
	JO2	2,0	1,9	RP1	1,9	2,4					
	JP1	2,0	1,7	RP2	2,7	3,0					
	JP2	1,9	1,7	RP3	3,1	3,0					
	JV1	1,9	1,8	RV21	1,9	2,4					
	JV2	1,7	1,7	RV22	3,1	3,2					
			RV23	3,2	3,2						
			RV1	2,1	1,8						
			RV2	2,9	2,8						
			RV3	2,9	2,8						

● Tabla 5: IDP calculado sin y con el valor del grado de fidelidad incorporado ("G") para las distintas muestras analizadas. Las letras I, P, V y O hacen referencia a Invierno, Primavera, Verano y Otoño; y los números a la estación de muestreo correspondiente.

A partir del cálculo del IDP con el valor del grado de fidelidad incorporado se advirtió que más del 45 % de los sitios analizados presentaron calidad del agua mala o muy mala, asociados a fenómenos de polución orgánica fuerte o muy fuerte, con altas concentraciones de materia orgánica y nutrientes, y el predominio de procesos reductivos (figura 2). El 38% de los sitios presentaron calidad del agua aceptable, con moderada polución orgánica y eutrofización. Sólo el 15 % de los sitios analizados presentaron calidad del agua buena asociada a bajos niveles de nutrientes y materia orgánica (polución orgánica y eutrofización leves).



● Figura 2. Caracterización de las cuencas estudiadas a partir del IDP con el valor del grado de fidelidad incorporado. Representación del porcentaje de sitios de muestreo con calidad del agua buena, aceptable, mala y muy mala.

Conclusiones y Discusión:

De acuerdo a los resultados obtenidos sólo el 11 % de las especies analizadas en este capítulo, mostraron un bajo grado de fidelidad a la eutrofización y polución orgánica. Las preferencias de algunas especies en relación a estos fenómenos fueron diferentes a las reportadas por otros autores para ríos europeos. Así, por ejemplo, mientras Lange-Bertalot (1979) considera que *Navicula pygmaea*, *Nitzschia acicularis*, *N. hungarica*, *N. microcephala* y *Sellaphora pupula* son especies tolerantes a la polución orgánica y eutrofización, en nuestro estudio demostraron ser muy tolerantes. En tanto que *Cocconeis placentula*, *Gyrosigma acuminatum*, *Luticola mutica*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia linearis* y *N. sigmoidea*, reconocidas por el autor como especies sensibles, en nuestro caso fueron tolerantes al enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes. Por su parte *Pleurosira laevis* considerada por van Dam et al. (1994) como especie sensible, en nuestro estudio se comportó como tolerante; estos datos son coincidentes con los observados por Gómez et al. (2003) quienes reportaron la abundancia de *Pleurosira laevis* en sitios con moderadas concentraciones de materia orgánica en el Río de la Plata (Arraga et al., 1997). En relación con el estado trófico también se advirtieron diferencias en la tolerancia de las especies. Al respecto se advirtió que especies tales como *Achnanthes lanceolata*, *Rhopalodia gibba* y *Diatoma vulgare*, reportadas por van Dam et al. (1994) como especies eutróficas, en el presente estudio estuvieron relacionadas a sitios de oligotróficos a mesotróficos, mientras que *Achnanthes delicatula* var. *hauckiana*, reportada por este autor como de sitios oligotróficos, prefirió ambientes de meso a eutróficos. Considerando la información aportada por Kelly & Whitton (1995) en lo referente a las preferencias de las especies de diatomeas en relación con la eutrofización, se observó que la mayoría de las especies consideradas en el presente estudio presentaron una mayor tolerancia a la señalada por tales autores. Esto último estaría relacionado a la existencia de mayores niveles de fósforo y amonio en los ríos pampeanos que en los ríos en los que se llevaron a cabo los estudios mencionados, los que presentaron un valor medio de fósforo de 0,079 mg l⁻¹ (máximo: 2,03 mg l⁻¹) y de amonio de 0,05 mg l⁻¹ (máximo: 0,41 mg l⁻¹).

Los ríos y arroyos de llanura presentan altas concentraciones de nutrientes aún cuando no se hallen sometidos a actividad agrícola-ganadera o a efluentes domiciliarios, esto se debe a la composición del material que constituye la cuenca de los sistemas lóticos y al aporte proveniente del agua subterránea. Sala (1981) reportó elevadas concentraciones de nitratos en el agua subterránea de diversos lugares de la provincia de Buenos Aires tanto en zonas rurales como urbanas. Por su parte Feijoó *et al.* (1999) hallaron altas concentraciones de nutrientes en la cuenca del Río Luján, similares a las halladas en otras cuencas de la provincia de Buenos Aires, y plantean como posibles explicaciones al alto contenido de nutrientes la composición rica en fósforo del material parental de la cuenca y el aporte proveniente del agua subterránea.

La mayoría de los sitios analizados presentaron calidad del agua mala o muy mala. Estos sistemas están caracterizados por usos del suelo agrícola-ganadero intenso y moderada a intensa densidad poblacional y actividad industrial. Estos resultados son congruentes con los expresados en el capítulo 3 de la presente tesis. Gran parte de los sitios restantes presentaron calidad del agua aceptable y estuvieron relacionados a actividad agrícola-ganadera moderada. Sólo algunos de los sitios analizados presentaron calidad del agua buena estando asociados al bajo grado de disturbio producido por actividad agrícola-ganadera de baja intensidad.

Finalmente la incorporación del grado de fidelidad en el cálculo del IDP aporta información valiosa acerca del rango de preferencias de la especie frente a la polución orgánica y eutrofización. Esta nueva propuesta de IDP robustecerá los resultados que se obtengan de la aplicación del índice para la evaluación de los sistemas lóticos pampeanos.



Bibliografía

- APHA (American Public Health Association), 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 20th edition, Washington, D.C. 1170 p.
- Arraga E., Bazán J., Cavallo M., Degli Alberti J., Domenech A., Gando A., Germinaro E. y Lopez J., 1997. El oxígeno disuelto y sus demandas. En: AA-AGOSBA-SHN-ILPLA (Aguas Argentinas – Administr. Gen. Obras Sanit. Prov. Buenos Aires – Serv. Hidrogr. Naval – Inst. Limnol. “Dr. Raúl A. Ringuelet”). Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando – Magdalena). Buenos Aires, 157 p. + 2 anexos.
- Dell’Uomo A., 1995. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. En: Whitton B.A. & Rott E. (eds). Use of algae for monitoring rivers II. Austria. 196 p.
- Descy J.P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatom. *Nova Hedwigia* 64: 305-323.
- Díaz Villanueva V., Queimaliños C., Modenutti B. & Ayala J., 2000. Effects of fish farm effluents on the periphyton of an Andean stream. *Archive of Fishery and Marine Research* 48 (3): 283-294.
- Feijoó C.S., Giorgi A., García M.E. & Momo F., 1999. Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiología* 394: 41-52.
- Gómez N., 1998. Use of epipellic diatom for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research* 32: 2029-2034.
- Gómez N., 1999. Epipellic diatoms from the Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society* 2 (1999): 301 - 309.
- Gómez N. & Licursi M., 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.

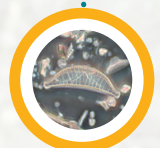
- Gómez N., Licursi M. & Hualde P. R., 2003. Epiphytic algae on the bulrush (*Scirpus californicus* (Mey) Steud) in the Río de la Plata (Argentina): structure and architecture. *Archiv für hydrobiologie Suppl. Large Rivers* 14 (3-4): 231-247.
- Kelly M.G., 1998. Identification of common benthic diatoms in rivers. Field Studies Council AIDGAP Guides 9/4 (260): 1-116.
- Kelly M.G. & Whiton B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Lange Bertalot H., 1979. Pollution and tolerance of diatoms as criterion of water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285-304.
- Lattuca M.E. & Maidana N.I., 2000. Diatomeas epipélicas móviles. Su uso como indicadores de la calidad del agua en un arroyo contaminado de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Medio Ambiente* 13 (2): 120-129.
- Licursi M. & Gómez N., 2003. Aplicación de Índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21: 31-49.
- Lobo E.A & Bender E.P., 1998. Aplicabilidade de sistemas de sapróbios para avaliação da qualidade de águas correntes fortemente poluídas, no sul do Brasil, utilizando diatomáceas. Anais do IV Congresso Latino Americano de Ficologia, 1996. Minas Gerais; Brasil. 1: 401-422.
- Lobo E.A, Callegaro V.L., Olivera M.A., Salomoni S.E., Schuler S. & Asai K., 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí basin, Río Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Serie Botânica* 47: 45-72.
- Lobo E.A., Callegaro V.L.M., Hermans G., Bes D., Wetzel C.A., Oliveira M.A., 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasileria* 16 (1): 25-40.
- Mackereth F.J., Heron F.J.H. & Talling J.F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologist. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N° 36, 120 p.
- Palmer C.M., 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology* 5: 78-82.

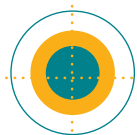
- Prygiel J., 1991. Use of benthic diatoms in surveillance of the Artois-Picardie basin hydrobiological survey. En: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.) Use of algae for Monitoring rivers. Austria. 183 p.
- Rott E., 1991. Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. En: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.). Use of algae for monitoring rivers II. International Symposium, Innsbruck Austria. 17-19 September 1995. 196 p.
- Round F.E., 1993. A review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and Monitoring Changes in River Water Quality. HMSO Publisher, London. 63 p.
- Rumeau A. & Coste M., 1988. Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Francais Pêche Pisciculture* 309: 1-69.
- Sala J.M., 1981. Geología en cuencas de llanuras con énfasis en hidrogeología. Comité de Cuencas Hídricas del Gran Rosario, Rosario, 40 p.
- Slàdeček V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie* 7: 1-218.
- Steinberg C. & Schiefele S., 1988. Indication of trophy and pollution in running waters. *Zeitschrift für Wasser-Abwasser Forschung* 21: 227- 234.
- Stevenson R.J. & Bahls L., 1999. Periphyton Protocols. En: Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 326 p.
- van Dam H., Meriens A. & Sinkeldam J., 1994. A coded checklist and ecological indicator vallues of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28 (1): 117-133.
- Watanabe T., Asai K., Houki A., Tanaka S. & Hizuka T., 1986. Saprophilous and eury saprobic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAIpo). *Diatom* 2: 23 - 73.



5.

Las diatomeas bentónicas
y su valor diagnóstico
frente a cambios rápidos
en la calidad del agua





Las diatomeas bentónicas y su valor diagnóstico frente a cambios rápidos en la calidad del agua

Introducción

Si bien es reconocido el hecho de que las diatomeas responden a los cambios de la calidad del agua, los tiempos de respuesta de las especies pueden ser distintos según el sistema lótico que se considere, dependiendo de su ubicación latitudinal, altitudinal, las características propias de las cuencas, del tipo de contaminación, etc. En tal sentido en este capítulo se propone estudiar las respuestas de las diatomeas bentónicas a cambios rápidos en la calidad del agua y establecer el tiempo de recuperación de la taxocenosis en un sistema lótico de la llanura pampeana. Para tal fin se realizaron experiencias de traslocación de sustratos artificiales. El empleo de esta metodología permite analizar los cambios que acontecen en las comunidades acuáticas cuando son transportadas de sitios no contaminados a contaminados y viceversa, permitiendo de esta manera conocer aspectos relacionados con la resistencia y resiliencia de la biota a los cambios en la calidad del agua (Ivorra, 2000). Son escasos los estudios sobre la traslocación de comunidades microbentónicas desarrolladas en sustratos artificiales, siendo comprobada su utilidad en la evaluación de los efectos de la contaminación orgánica y contaminación por metales pesados en arroyos (Iserentant & Blancke, 1986; Ivorra, 2000; Tolcach & Gómez, 2002).

A partir del empleo de traslocaciones de comunidades microbentónicas se pretende responder los siguientes interrogantes:

- ¿Qué cambios se advierten en la composición específica de la taxocenosis de diatomeas ante un cambio drástico en la calidad del agua?
- ¿Cuál es el tiempo requerido para que se evidencien los cambios en la estructura de la taxocenosis de diatomeas ante distintas calidades del agua?

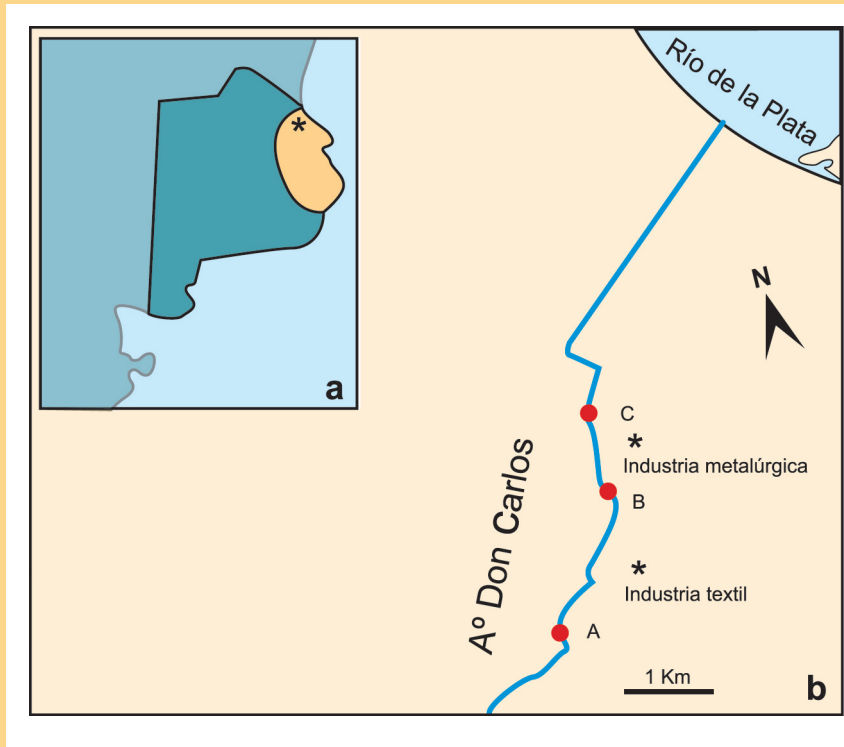


126

5. Las diatomeas bentónicas y su valor diagnóstico frente a cambios rápidos en la calidad del agua

Materiales y métodos

Para alcanzar los objetivos propuestos se seleccionó el A° Don Carlos, en el que se llevaron a cabo las experiencias de traslocación de sustratos artificiales. El arroyo está localizado en cercanías de la ciudad de La Plata y desemboca en el Río de La Plata (figura 1). A lo largo de su recorrido recibe descargas domiciliarias e industriales y sufre modificaciones de su curso como entubamiento, rectificación y canalización. En el arroyo se establecieron tres estaciones de muestreo: sitio “A” expuesto a la actividad agrícola, sitio “B” ubicado en el sector medio del arroyo y expuesto a los efluentes domiciliarios y de una industria textil y sitio “C” localizado en la parte canalizada del arroyo y aguas abajo del sector entubado; este sitio se encuentra expuesto a efluentes domiciliarios y de una industria metalúrgica.



● Figura 1. a) Ubicación del A° Don Carlos en el área de estudio (Provincia de Buenos Aires).
b) Localización de los sitios de muestreo.

Diseño experimental

Los sustratos artificiales empleados consistieron en acetatos adheridos a ladrillos cerámicos que fueron colocados en los tres sitios de muestreo (“A”, considerado como referencia; “B” y “C”). En los sitios “B” y “C” se colocaron seis sustratos y en el sitio “A” nueve sustratos, los cuales permanecieron en los sitios durante tres semanas, período recomendado para asegurar la correcta colonización por parte de los organismos del bentos (Descy & Coste, 1990; Stevenson & Bahls, 1999). Una vez transcurrido el período de colonización se procedió al trasplante por triplicado de los sustratos, dejando en cada sitio tres sustratos “control”. El trasplante se realizó de acuerdo al siguiente esquema:

Sustratos colonizados en el sitio “A” (de referencia) fueron colocados en los sitios “B” y “C” (con distinto grado de polución); asimismo sustratos provenientes de los sitios poluídos fueron llevados al sitio de referencia (figura 2).



● Figura 2. Esquema mostrando el diseño de la experiencia y el sentido en que fueron realizadas las traslocaciones.

Recolección y procesamiento de las muestras

En cada estación de muestreo se colectaron muestras del biofilm previamente a la traslocación y al cabo de la primer y segunda semana posteriores al trasplante de los sustratos. El material fue colectado mediante la remoción por cepillado de 160 cm² de la superficie del acetato. Una parte del material fue fijado con formaldehído al 4% (v/v) y otra fue conservada sin fijar y refrigerada para realizar un exámen microscópico preliminar, recomendado por el CEN (2002), con el fin de advertir la existencia de un número excesivo de frústulos vacíos (razón que justificaría el descarte de la muestra) y la

observación del contenido citoplasmático como información cualitativa complementaria. En laboratorio se procedió al lavado y oxidación de la materia orgánica presente en la muestra, siguiendo la metodología detallada en el capítulo 2; posteriormente el material fue montado en Naphrax®. Los preparados fueron observados en un microscopio óptico Olympus BX50, con contraste de fases e interferencial, y una magnificación de 1000 X contándose 300 valvas en cada muestra con el fin de determinar la abundancia relativa de cada taxón.

Como descriptores de la taxocenosis se utilizaron la composición específica, el índice de diversidad de Shannon & Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1949), el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) (Gómez & Licursi, 2001) y el porcentaje de similitud entre comunidades (PSc). Este último se calculó utilizando la fórmula propuesta por Whittaker (1952, en Stevenson & Bahls, 1999) y varía entre 0 (no hay similitud) y 100% (máxima similitud):

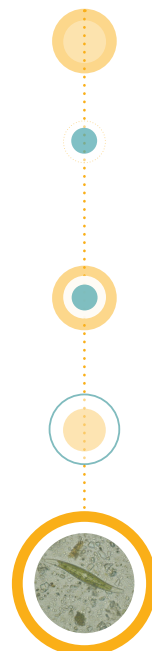
$$PS_c = 100 - 0.5 \sum_{i=1}^s |a_i - b_i|$$

a_i = porcentaje de la especie i en la muestra A

b_i = porcentaje de la especie i en la muestra B

El porcentaje de similitud fue utilizado para realizar dos tipos de comparaciones. En primer lugar se compararon las taxocenosis de diatomeas desarrolladas en cada sitio de muestreo una vez finalizado el período de colonización. Esta medida permitió conocer el grado de similitud existente entre las comunidades desarrolladas en los distintos sitios antes de proceder a las traslocaciones de los sustratos. En segundo lugar el índice se utilizó para realizar comparaciones una vez transcurridas 1 y 2 semanas de la traslocación. La comparación fue establecida entre la taxocenosis de diatomeas presente en el sustrato traslocado y la taxocenosis presente en el sitio de colonización de ese sustrato ("control"). De esta manera el valor del índice resultante constituyó una medida del grado en que la taxocenosis traslocada mantuvo las características desarrolladas en el sitio de colonización, es decir de la resistencia al cambio ante una variación en la calidad del agua.

Las especies de diatomeas bentónicas halladas en las muestras fueron clasificadas de acuerdo a su tolerancia a la polución orgánica y eutrofización siguiendo la propuesta de Lange-Bertalot (1979) y las modificaciones realizadas por Gómez & Licursi (2001) y Licursi & Gómez (2003) tratadas en el capítulo 4.



Las diferencias significativas del Índice de diversidad y el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) entre los sustratos traslocados y los sustratos control fueron analizadas a través de ANOVA de una sola vía. Para advertir las diferencias entre los grupos se utilizó el Test de Tukey (Sokal & Rohlf, 1981).

Conjuntamente con la recolección del material biológico se midieron *in situ* las siguientes variables físico-químicas: temperatura, pH (pHmeter Hanna HI 8424), conductividad (conductímetro Lutron CD-4303), oxígeno disuelto (ESD 600). También se extrajeron muestras de agua para el análisis de nutrientes, sólidos suspendidos totales, DBO₅ y DQO. Las muestras de agua destinadas a la determinación de nutrientes fueron filtradas inmediatamente utilizando filtros de fibra de vidrio (Whatman G/FC) y conservadas a 4° C hasta su procesamiento en el laboratorio. El fósforo reactivo soluble, nitrito, nitrato, amonio, dureza, DBO₅ y DQO fueron determinados siguiendo la metodología propuesta por Mackereth *et al.* (1978). En una oportunidad, conjuntamente con la extracción del material biológico, fueron colectadas en los tres sitios muestras de agua y sedimento destinadas al análisis de metales pesados (Cu, Cr, Cd y Zn) y su determinación fue realizada mediante espectrofotometría de absorción atómica (APHA, 1998; EPA SW 846, 1986).

Resultados

Características físico-químicas

El análisis de las variables físico-químicas permitió advertir que, en promedio, el sitio “A” presentó concentraciones de fósforo, nitratos y oxígeno disuelto superiores a los hallados en los otros sitios de muestreo. Los mayores registros de temperatura, conductividad, DBO₅ y DQO se observaron en el sitio “B”. Por su parte el sitio “C” estuvo caracterizado por las mayores concentraciones de amonio y de metales pesados en agua y sedimentos (tablas 1 y 2).

En los tres sitios analizados los valores de cobre medidos en agua superaron los límites para la protección de la vida acuática establecidos por la Ley Argentina de Residuos Peligrosos (1993). Los restantes metales analizados estuvieron dentro de los límites permitidos por la mencionada ley. El cobre medido en sedimentos del sitio “C” fue 2,5 veces mayor que el contenido natural promedio en rocas sedimentarias y suelos de acuerdo a Frink (1996).

VARIABLE	Previo a traslocación			1 semana después			2 semanas después			A	B	C
	A	B	C	A1	B1	C1	A2	B2	C2			
PRS (mg P l ⁻¹)	0,778	0,38	0,409	0,973	0,462	0,243	2	0,551	0,441	1,1 (± 0,4)	0,5 (± 0,1)	0,4 (± 0,1)
N-NO ₃ ⁻ (mg N l ⁻¹)	1,191	0,326	0,667	1,325	0,622	0,251	0,955	0,854	1,098	1,2 (± 0,2)	0,6 (± 0,3)	0,7 (± 0,4)
N-NO ₂ ⁻ (mg N l ⁻¹)	0,043	0,016	0,174	0,036	0,123	0,126	0,1	0,07	0,08	0,06 (± 0,04)	0,07 (± 0,05)	0,13 (± 0,05)
N-NH ₄ ⁺ (mg N l ⁻¹)	0,058	0,554	0,517	0,001	0,919	0,748	0,104	0,726	1,211	0,05 (± 0,05)	0,7 (± 0,2)	0,8 (± 0,3)
TSS (mg l ⁻¹)	6,3	6,8	5,4	10,2	12,3	15,5	20,8	17,8	52,3	12,4 (± 7,5)	12,3 (± 5,5)	24,4 (± 24,6)
DBO ₅ (mg l ⁻¹)	6	30	17	5	46	35	2	26	13	4,3 (± 2,1)	34,0 (± 10,6)	21,6 (± 11,7)
DQO (mg l ⁻¹)	31	86	66	28	67	93	21	78	52	26,7 (± 5,1)	77 (± 9,5)	70,3 (± 20,8)
Conductividad (μS cm ⁻¹)	724	1047	1007	908	1172	952	827	865	840	819,7 (± 92,2)	1028 (± 154)	933 (± 85)
OD (mg l ⁻¹)	7,2	0,4	4,0	9,0	4,2	4,9	5,5	4,5	3,7	7,2 (± 1,7)	3,0 (± 2,3)	4,2 (± 0,6)
pH	6,67	6,82	6,84	6,8	7,2	6,76	7,31	7,37	7,22	6,9 (± 0,3)	7,1 (± 0,3)	6,9 (± 0,2)
Temperatura (°C)	14,2	19,4	16,1	15,0	19,0	18,0	15,7	19,3	17,2	14,9 (± 0,7)	19,2 (± 0,2)	17,1 (± 0,9)

● Tabla 1. Principales características físico-químicas del agua de los sitios de muestreo en el período estudiado. Se presenta también el valor promedio y desvío standard para cada sitio.

Metales pesados	Sitio A	Sitio B	Sitio C
En agua			
Cr (μg l ⁻¹)	<2	2	2
Cd (μg l ⁻¹)	<0.5	<0.5	<0.5
Cu (μg l ⁻¹)	4	7	59
Zn (μg l ⁻¹)	9	23	19
En sedimento			
Cr (mg kg ⁻¹)	0,02	2	3,8
Cd (mg kg ⁻¹)	<0.005	<0.005	<0.005
Cu (mg kg ⁻¹)	0,07	8,3	75,3
Zn (mg kg ⁻¹)	0,19	25,5	41,3

● Tabla 2. Concentración de metales pesados (Cr, Cd, Cu y Zn) en agua y sedimento registrada en cada sitio de muestreo para la primera semana luego de la traslocación.

● Características de la taxocenosis de diatomeas

Comparación de los sitios de muestreo previo a las traslocaciones

Se identificaron un total de 62 especies (tabla 3), la composición específica fue diferente en cada sitio de muestreo previo a la traslocación de los sustratos (figura 3). Se observó que en el sitio “A” (de referencia) la taxocenosis estuvo dominada por *Fragilaria ulna* (43 %) y *Gomphonema parvulum* (27 %). En el sitio “B” *Nitzschia palea* fue la especie dominante, alcanzando más del 60 %, mientras que el resto de las especies estuvieron representadas con menos del 10 % de abundancia (*Pinnularia gibba*, *Nitzschia umbonata* y *Navicula cryptocephala*, entre otras). En el sitio “C” *Nitzschia palea* también dominó la taxocenosis (65 %) pero en este caso *Navicula subminuscula* alcanzó el 24 % de abundancia convirtiéndose en la especie subdominante; otras especies presentes en este sitio con una abundancia menor fueron *Pinnularia gibba*, *Nitzschia umbonata* y *Craticula accomoda*.

Acrónimo	Nombre de la especie	Sitios		
		A	B	C
AINF	<i>Achnanthes inflata</i> (Kützing) Grunow			
ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	*		
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing			*
ALIB	<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	*		
AMMO	<i>Amphora montana</i> Krasske		*	
AVEN	<i>Amphora veneta</i> Kützing		*	*
BPAR	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	*		
CBAC	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	*		
CSIL	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve			*
CRAC	<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann (= <i>Navicula accomoda</i> Hustedt)			*
CRCU	<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Mann (= <i>Navicula cuspidata</i> (Kützing) Kützing)		*	
CHAL	<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann			*
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing		*	
CSLE	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	*		
DCOF	<i>Diademesis confervacea</i> Kützing			
DCON	<i>Diademesis contenta</i> (Grunow ex V. Heurck) Mann (= <i>Navicula contenta</i> Grunow)			
DELL	<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve			
EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills		*	
EMON	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg			
ESOL	<i>Eunotia soleirolii</i> (Kützing) Rabenhorst	*		
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	*		
FULN	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsche) Lange-Bertalot	***	*	
FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	*		
GANT	<i>Gomphonema angustum</i> Agardh			
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	*	*	
GGRA	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg			
GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	***	*	*
HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow			
LGOE	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) Mann (= <i>Navicula goeppertiana</i> (Bleisch) H.L. Smith)			
LMUT	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann (= <i>Navicula mutica</i> (Kützing) Kützing)			
MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh	*		
NANA	<i>Navicula angusta</i> Grunow	*	*	
NBAC	<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg			
NCAP	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg	*		
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	*	*	
NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot			
NPYG	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing		*	
NSBM	<i>Navicula subminuscula</i> Manguin	*	*	**
NTRV	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	*		
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	*		
NAMH	<i>Nitzschia amphibioides</i> Hustedt			*
NCOT	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs			
NFIL	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck			*
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	*		
NIHU	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	*		
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	**	*	
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith		****	****
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith	*		
NTER	<i>Nitzschia terrestris</i> (Petersen) Hustedt	*		
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	*	*	*
PACR	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenhorst	*		
PGIB	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	*	*	*
PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve			
PCLT	<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox			

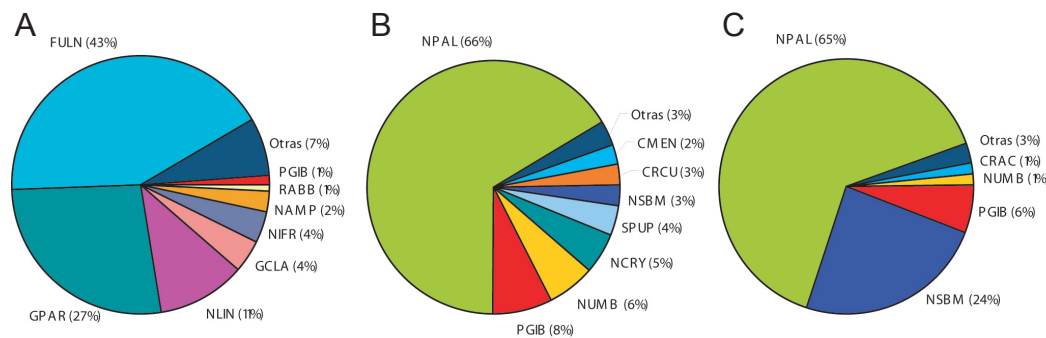


132

5. Las diatomeas bentónicas y su valor diagnóstico frente a cambios rápidos en la calidad del agua

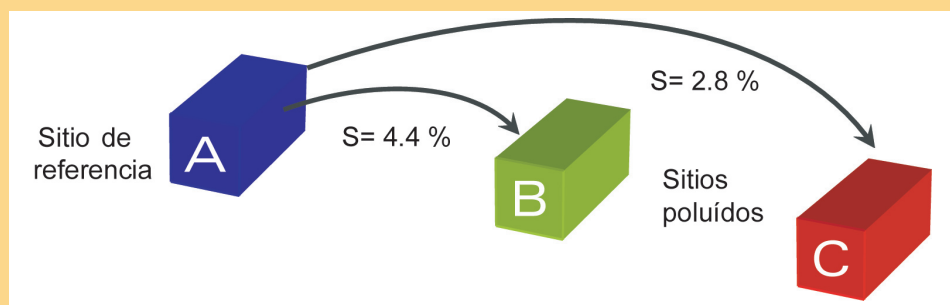
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	*		
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller			
SPUP	<i>Sellaphora pupula</i> Kützing (Syn. <i>Navicula pupula</i> Kützing)		*	*
SSEM	<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D. G. Mann (= <i>Navicula seminulum</i> Grunow)			*
SANG	<i>Surirella angusta</i> Kützing	*		
SBRE	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot		*	
SUMI	<i>Surirella minuta</i> Brebisson			
SUTE	<i>Surirella tenera</i> Gregory			

● **Tabla 3.** Listado de las especies identificadas en las muestras. Se presenta el acrónimo para cada una y la abundancia relativa de las especies que estuvieron presentes en las muestras colectadas previamente a la traslocación (*: >0-10 %, **: >10-25 %, ***: >25-50 % y ****: >50 %).



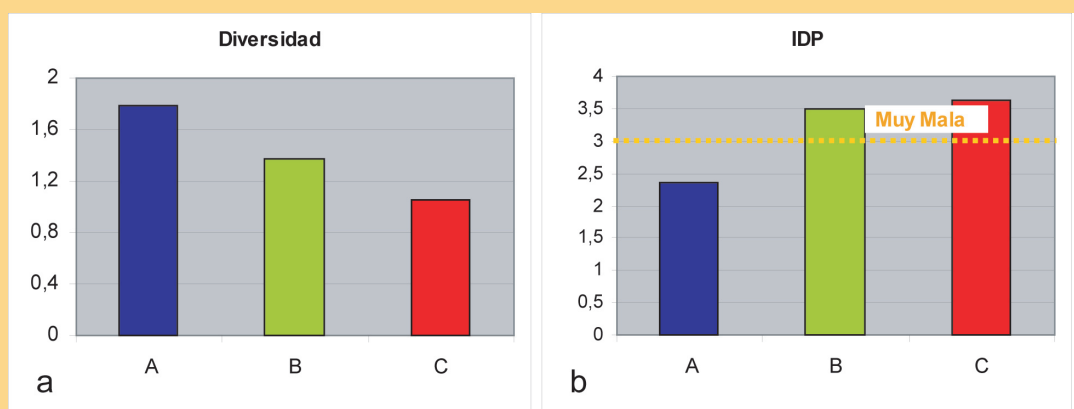
● **Figura 3.** Composición específica de los distintos sitios de muestreo. Los códigos utilizados para las especies se encuentran detallados en la tabla 3.

Al comparar la taxocenosis presente en cada sitio de muestreo, con respecto a la referencia, una vez concluido el período de colonización, fue posible advertir que la similitud entre el sitio “A” y “B” fue de 4.4 % y de 2.8 % entre los sitios “A” y “C” (figura 4).



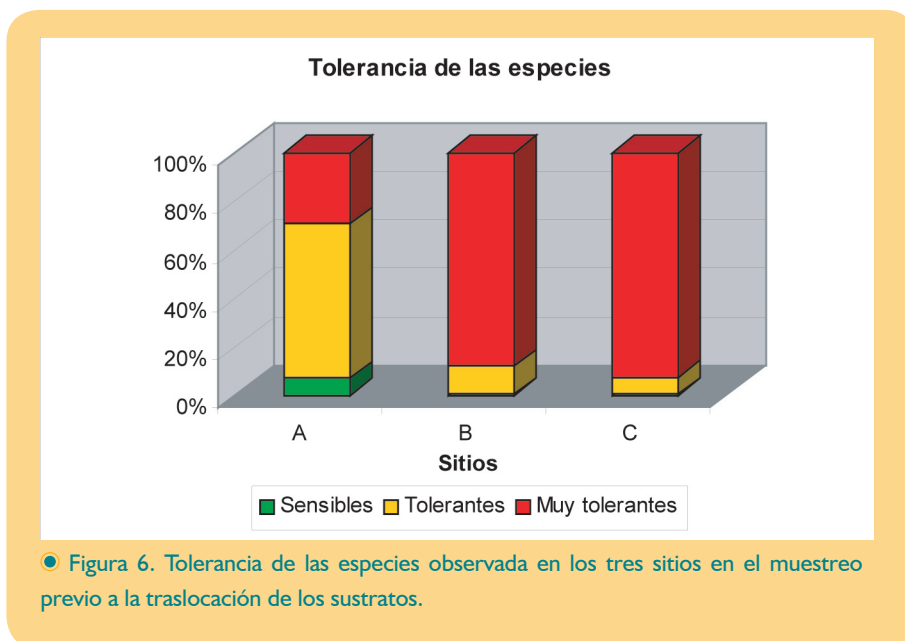
● **Figura 4.** Similitud hallada entre las taxocenosis de los sitios poluidos con la taxocenosis del sitio de referencia previamente a la traslocación de los sustratos.

En la figura 5 se muestran los resultados obtenidos del cálculo de la diversidad y del IDP para cada sitio de muestreo. Se puede apreciar que el mayor valor de diversidad se registró en el sitio “A”, correspondiendo el menor valor al sitio “C”. Los sitios “B” y “C” presentaron calidad del agua muy mala (IDP > 3). Los valores obtenidos para los tres sitios de muestreo en relación a la diversidad fueron significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre si, en tanto que para el IDP se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el sitio “A” y los sitios “B” y “C”. Entre el sitio “B” y “C” las diferencias no fueron significativas marcando un estado trófico y de polución orgánica similar reflejado por el IDP. Sin embargo, cabe destacar que el mayor deterioro de la calidad del agua del sitio “C” se debe a una mayor concentración de metales pesados en agua y sedimento (tabla 2).



● Figura 5. Diversidad (a) e Índice de Diatomeas Pampeano 'IDP' (b) de los tres sitios en el muestreo previo a la traslocación.

La clasificación de las diatomeas de acuerdo a su tolerancia a la polución orgánica y eutrofización mostró la coexistencia de especies sensibles (7 %), tolerantes (64 %) y muy tolerantes (29 %) en el sitio “A” (figura 6). En el sitio “B” se observó el predominio de especies muy tolerantes (> 87 %), una disminución notoria de especies tolerantes (12 %) y la presencia, aunque en muy baja proporción, de especies sensibles (< 1 %). Esta tendencia fue aún más marcada en el sitio “C” en el que se advirtió un incremento de especies muy tolerantes que dominaron la taxocenosis (> 90 %), la presencia de especies tolerantes en baja proporción (< 7 %) y la disminución de especies sensibles, casi hasta su desaparición. El reemplazo de especies sensibles por tolerantes y muy tolerantes estuvo estrechamente relacionado con el deterioro de la calidad del agua, evidenciado también por la evolución del IDP del sitio “A” al sitio “C”.

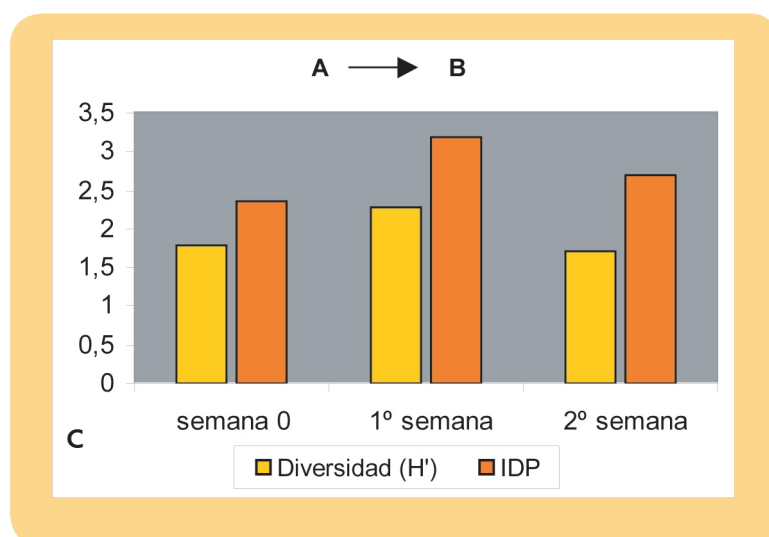
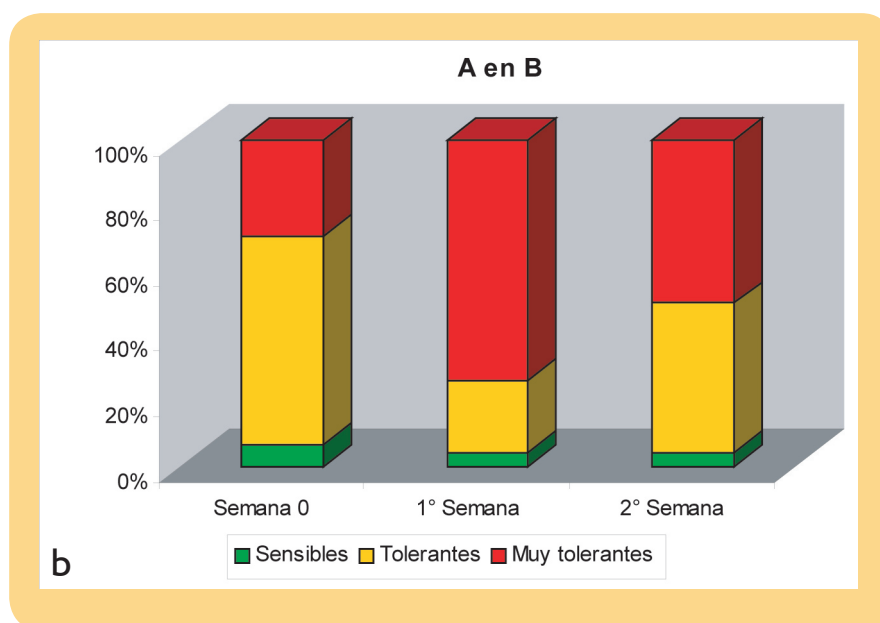
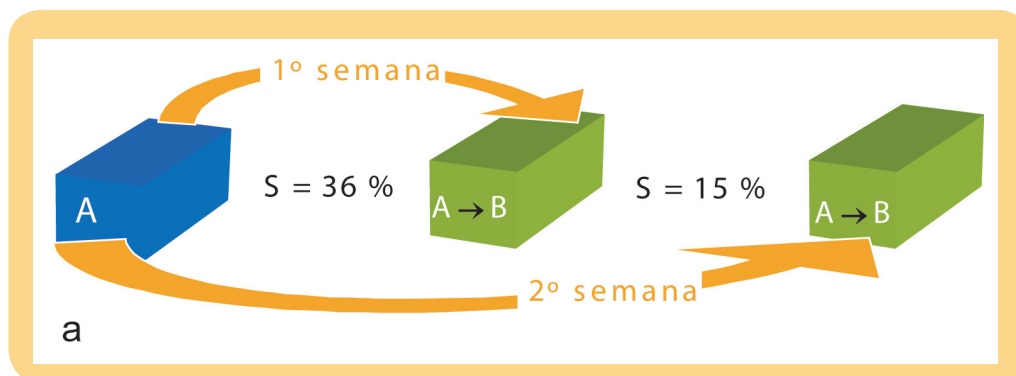


En síntesis, en los tres sitios analizados del A° Don Carlos se observaron diferencias en la taxocenosis de diatomeas relacionadas con el reemplazo de especies sensibles por especies más tolerantes a la contaminación. Estos cambios involucraron la disminución y desaparición de *Fragilaria ulna*, *Gomphonema parvulum* y *Nitzschia linearis* que fueron reemplazadas, en los sitios más contaminados, por especies más tolerantes como *Nitzschia palea*, *Navicula subminuscula* y *Pinnularia gibba*.

Traslocaciones del sitio de referencia a sitios con distinto grado de contaminación

A sitios moderadamente poluídos: “A” en “B”

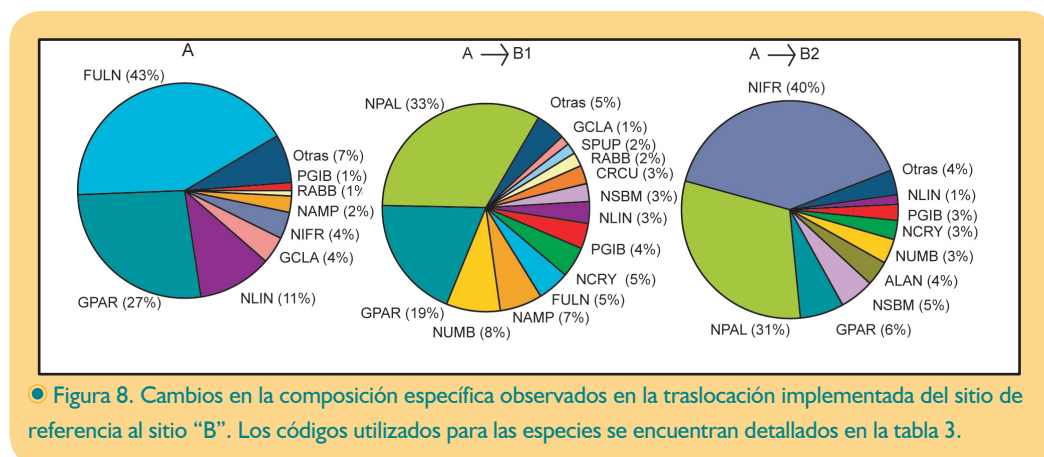
El cálculo del índice de similitud entre los sustratos “control” y los sustratos traslocados reveló que los colonizados en el sitio “de referencia” (A) y llevados al sitio “B”, transcurrida una semana, mantuvieron 36 % de similitud en relación con la taxocenosis control, y al cabo de dos semanas la similitud fue sólo del 15 % (figura 7a). Además se observó la disminución de especies sensibles y el incremento en la proporción de especies muy tolerantes (figura 7b). La diversidad mostró un incremento significativo ($p < 0.05$) en la primer semana de la experiencia, disminuyendo luego hasta alcanzar un valor similar al inicial. Analizando el IDP se observó un incremento significativo ($p < 0.05$) a lo largo de la experiencia denotando el deterioro en la calidad del agua (figura 7c).



● Figura 7. Resultados de la traslocación de sustratos del sitio "A" (de referencia) al sitio "B" (de contaminación moderada) al cabo de 1 y 2 semanas. a) Porcentaje de Similitud entre las taxocenosis de diatomeas, b) Tolerancia de las especies a la contaminación orgánica y eutrofización, c) Diversidad e Índice de Diatomeas Pampeano.



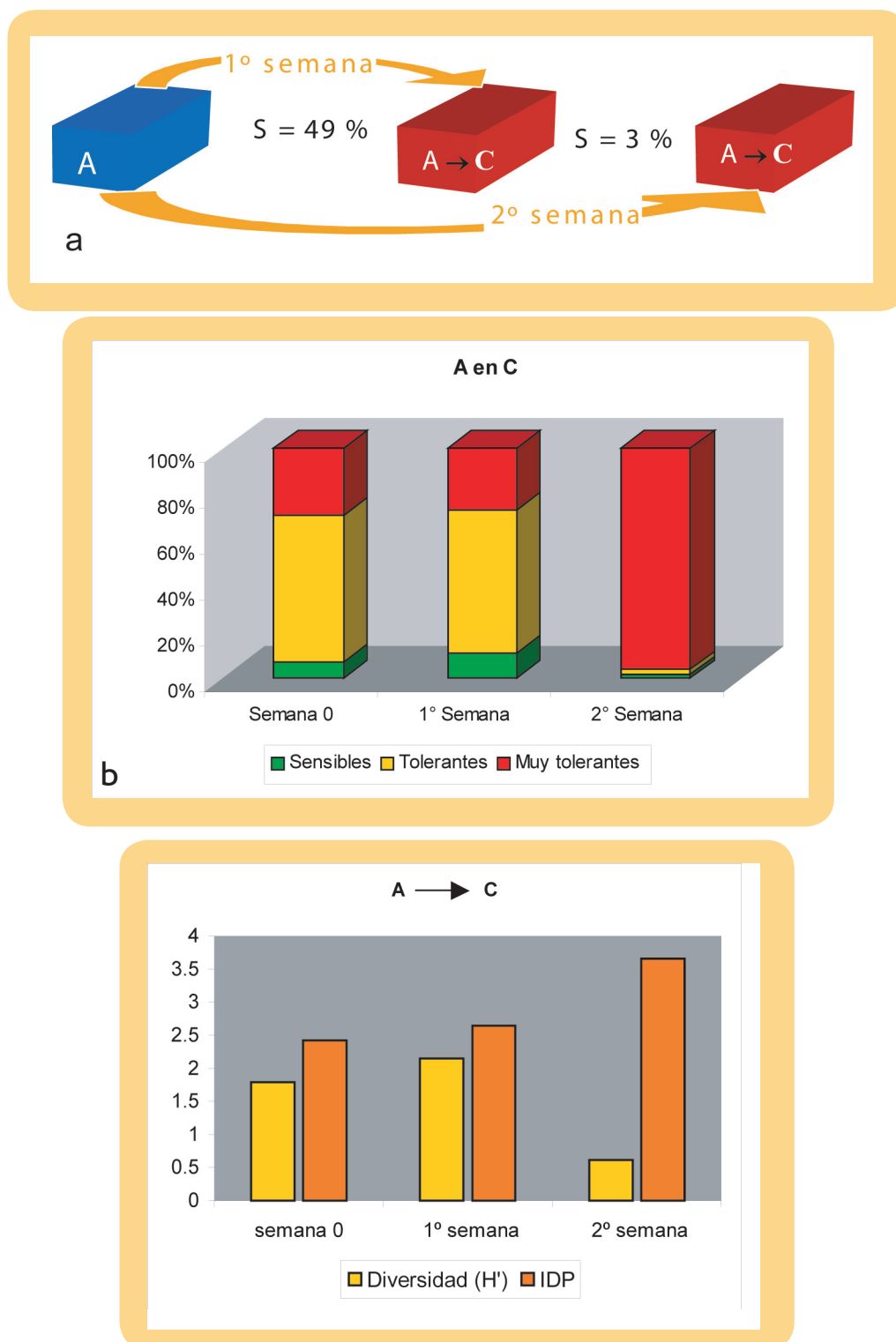
Se produjeron diversas modificaciones en la composición específica de la taxocenosis de diatomeas bentónicas que incluyeron la desaparición de algunas especies, la disminución o incremento en su abundancia relativa de otras y la aparición de nuevas especies (figura 8). Entre las especies que desaparecieron cabe mencionar a *Nitzschia amphibia*, *Pinnularia acrosphaeria*, *Cymbella silesiaca*, *Nitzschia hungarica*, *Fragilaria capuccina*, *Amphora libyca*, entre otras. Se observó una disminución en la abundancia relativa de *Fragilaria ulna*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia linearis*, *Gomphonema clavatum* y *Rhoicosphenia abbreviata*. Algunas especies, presentes en los sustratos colonizados, mostraron un incremento en su abundancia relativa, este fue el caso de *Navicula subminuscula*, *Nitzschia umbonata*, *N. frustulum*, *Navicula cryptocephala*, *Achnanthes lanceolata*, entre otras. Por otro lado se observó la aparición de especies a partir de la traslocación de los sustratos; el ejemplo más representativo fue *Nitzschia palea*, aunque también cabe mencionar la aparición de *Sellaphora pupula* y *Navicula pygmaea*, entre otras.



A sitios de polución más compleja: "A" en "C"

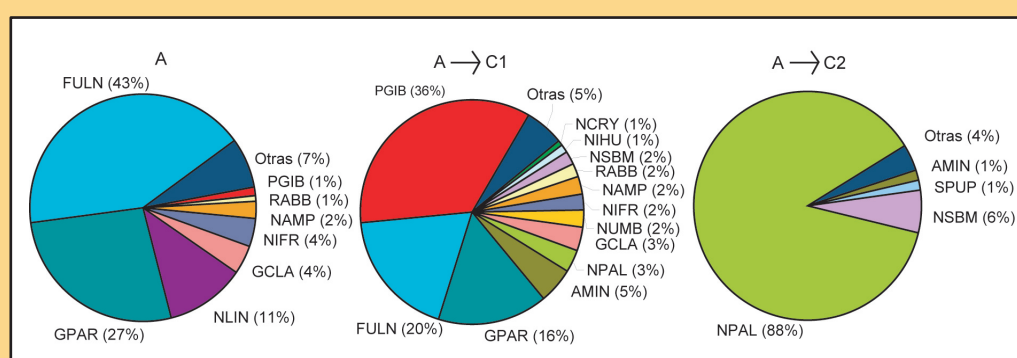
En el caso de traslocaciones implementadas entre el sitio de referencia y el sitio "C" (de polución más compleja debida a una mayor concentración de metales pesados, ver tabla 2) se pudo advertir que al cabo de una semana la taxocenosis mantuvo 49 % de similitud con respecto a la del sitio de referencia, y transcurridas dos semanas la similitud fue sólo del 3 %. Analizando la tolerancia de las especies se observó que la proporción de especies tolerantes y muy tolerantes se mantuvo prácticamente sin cambios durante la primer semana observándose un leve incremento de las especies sensibles, relacionado con el aumento en la abundancia relativa de *Achnanthes minutissima*. Hacia el final de la experiencia se produjo un cambio abrupto en estas proporciones, advirtiéndose un marcado predominio de especies muy tolerantes en reemplazo de especies tolerantes y sensibles que prácticamente desaparecieron. La diversidad aumentó significativamente ($p < 0.05$) en la primer semana de la experiencia disminuyendo,

también significativamente ($p < 0.05$), al final de la experiencia. Analizando el IDP se observó un incremento en su valor, que fue significativo luego de la primera semana ($p < 0.05$) denotando un marcado deterioro de la calidad del agua (figura 9).



● Figura 9. Resultados de la traslocación de sustratos del sitio “A” (de referencia) al sitio “C” (de contaminación compleja) al cabo de 1 y 2 semanas. a) Porcentaje de Similitud entre las taxocenosis de diatomeas, b) Tolerancia de las especies a la contaminación orgánica y eutrofización, c) Diversidad e Índice de Diatomeas Pampeano.

En este caso se observó la desaparición de *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia frustulum*, *Gomphonema clavatum*, *Nitzschia linearis*, *Gomphonema parvulum* y de otras especies presentes en menor proporción en el sustrato colonizado tales como *Pinnularia acrosphaeria*, *Cymbella silesiaca*, *Nitzschia hungarica*, *Fragilaria capuccina*, por mencionar algunas. *Fragilaria ulna*, especie dominante en el sustrato colonizado en “A”, mostró una marcada disminución de su abundancia relativa llegando casi hasta su desaparición al final de la experiencia. Por otro lado se observó el incremento en la abundancia relativa *Navicula subminuscula* y la aparición de especies no representadas en el sustrato control como *Nitzschia palea*, *Sellaphora pupula*, *Achnanthes minutissima*, *Craticula cuspidata*, *C. halophila*, *Navicula cryptocephala* y *N. seminulum* (figura 10).



● Figura 10. Cambios en la composición específica observados en la traslocación implementada del sitio de referencia al sitio “C”. Los códigos utilizados para las especies se encuentran detallados en la tabla 3.

Comparando estos resultados con los obtenidos en la traslocación del sitio “A” (de referencia) al “B” (de moderada polución) se advirtió un mayor retraso en el reemplazo de las especies en la primer semana, evidenciado por una mayor similitud y la ausencia de cambio de la tolerancia de las especies; sin embargo el cambio observado en la taxocenosis al final de la experiencia fue mucho más marcado (menor similitud y predominio absoluto de especies muy tolerantes) que en la traslocación de “A” a “B”.

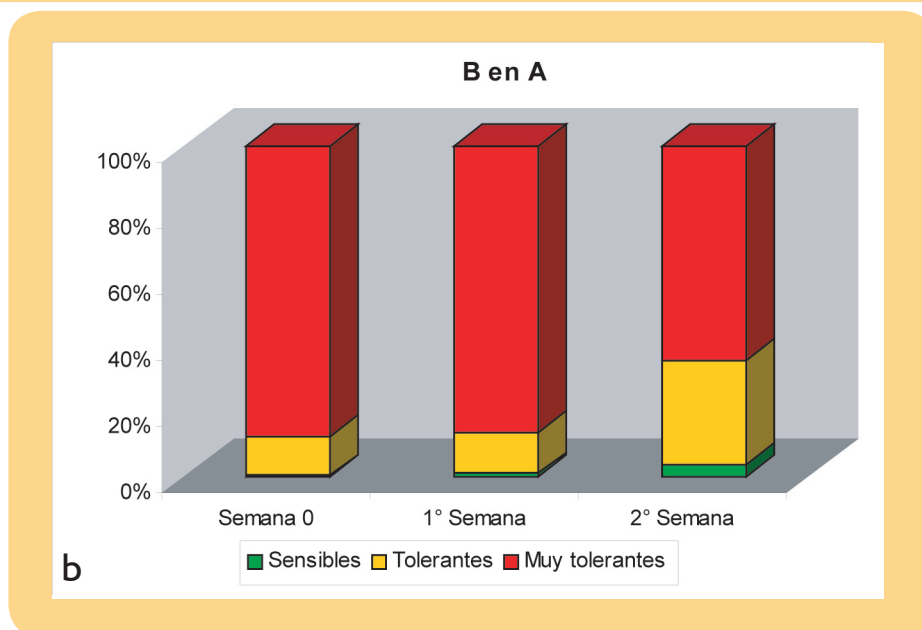
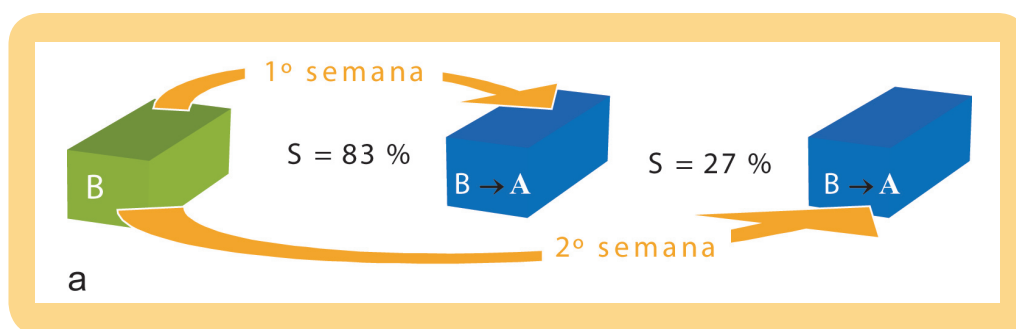
En las traslocaciones en el sentido de deterioro de la calidad del agua se produjeron diversos cambios en la composición específica entre los que prevaleció la desaparición y/o disminución de especies. Los cambios más notorios fueron la disminución y/o desaparición de *Fragilaria ulna*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia linearis*, *N. amphibia* y *Gomphonema clavatum* y el incremento o aparición de *Navicula subminuscula*, *N. cryptocephala*, *Sellaphora pupula*, *Nitzschia palea*, entre otras.

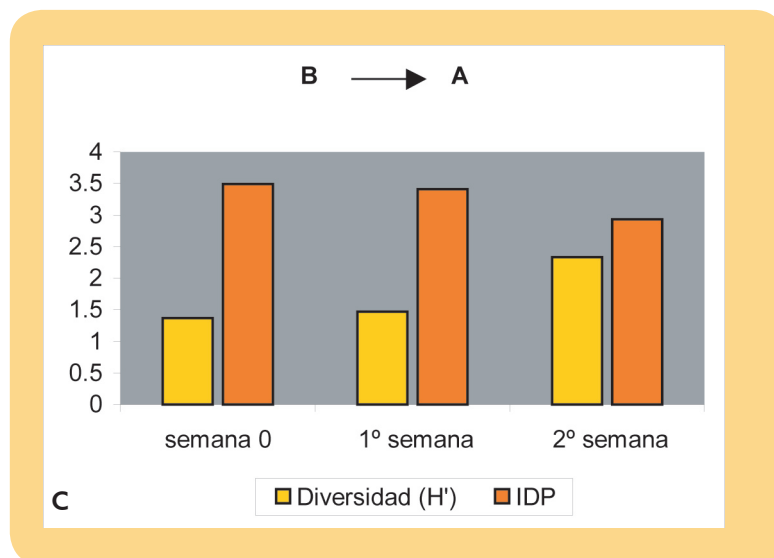


Traslocaciones de sitios con distinto grado de polución al sitio de referencia

Desde sitios moderadamente poluídos: “B” en “A”

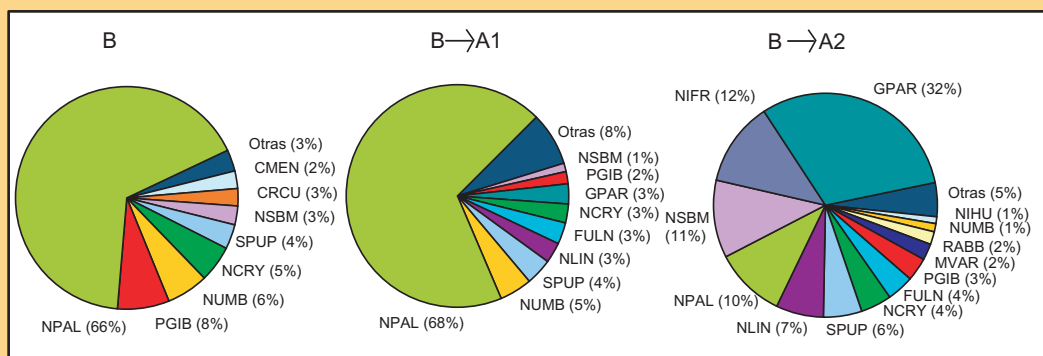
En el caso de sustratos colonizados en el sitio “B” (moderadamente poluído) traslocados al sitio “de referencia” al cabo de la primer semana la similitud de la taxocenosis fue de 83 % con la del sitio “B”, mostrando un retardo en el reemplazo de especies tolerantes por especies más sensibles. Transcurridas dos semanas la similitud entre las taxocenosis fue de 27 %. Al analizar la tolerancia de las especies fue posible apreciar la permanencia y predominio de especies muy tolerantes en la primera semana y el posterior incremento en la proporción de especies tolerantes y sensibles, hacia el final de la experiencia. La diversidad aumentó con el transcurso del tiempo y el IDP disminuyó; las diferencias en ambos casos fueron significativas ($p < 0.05$) en la segunda semana de la traslocación. Estos resultados demostraron una mayor estructuración de la taxocenosis vinculada a una mejor calidad del agua (figura 11).





● Figura 11. Resultados de la traslocación de sustratos del sitio “B” (de polución moderada) al sitio “A” (de referencia) al cabo de 1 y 2 semanas. a) Porcentaje de Similitud entre las taxocenosis de diatomeas, b) Tolerancia de las especies a la polución orgánica y eutrofización, c) Diversidad e Índice de Diatomeas Pampeano.

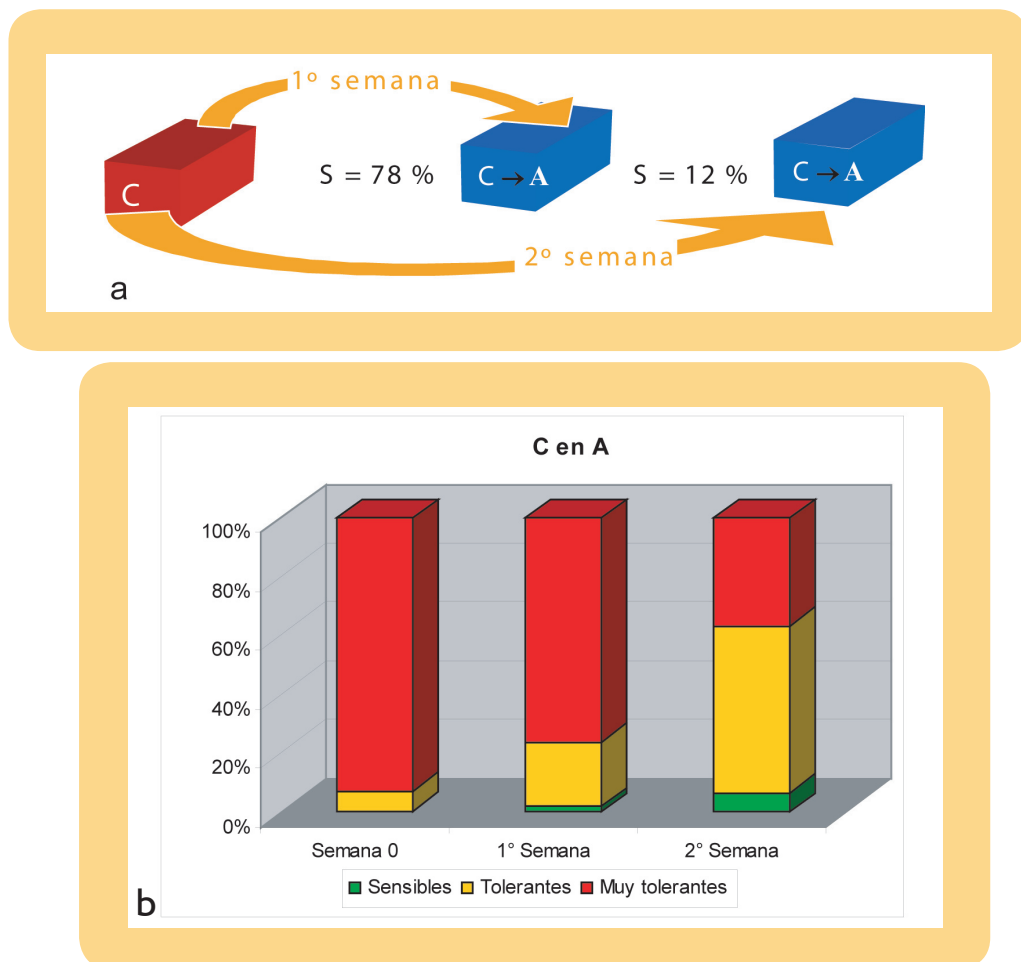
Analizando los cambios en la composición específica se pudo advertir la desaparición de *Craticula cuspidata* y *Surirella brebissonii* y la disminución de *Nitzschia umbonata*, *N. palea*, *Navicula cryptocephala* y *Pinnularia gibba*. Por el contrario, especies como *Fragilaria ulna*, *Nitzschia linearis*, *Gomphonema parvulum*, *Sellaphora pupula* y *Navicula subminuscula* mostraron un incremento en su abundancia relativa. Entre las especies que aparecieron una vez realizada la traslocación se puede mencionar a *Nitzschia hungarica*, *N. frustulum*, *Melosira varians*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Achnanthes lanceolata*, *Surirella angusta* y *S. tenera*, entre otras (figura 12).

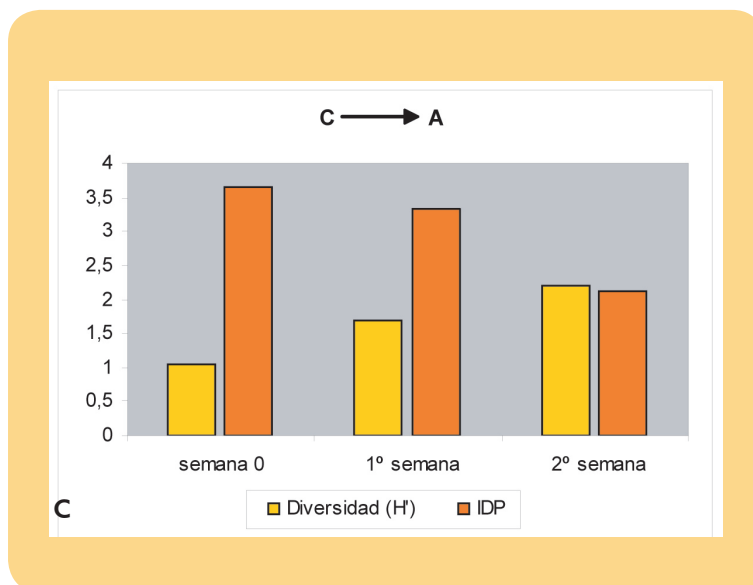


● Figura 12. Cambios en la composición específica observados en la traslocación implementada del sitio “B” al sitio de referencia. Los códigos utilizados para las especies se encuentran detallados en la tabla 3.

Desde sitios de polución más compleja: “C” en “A”

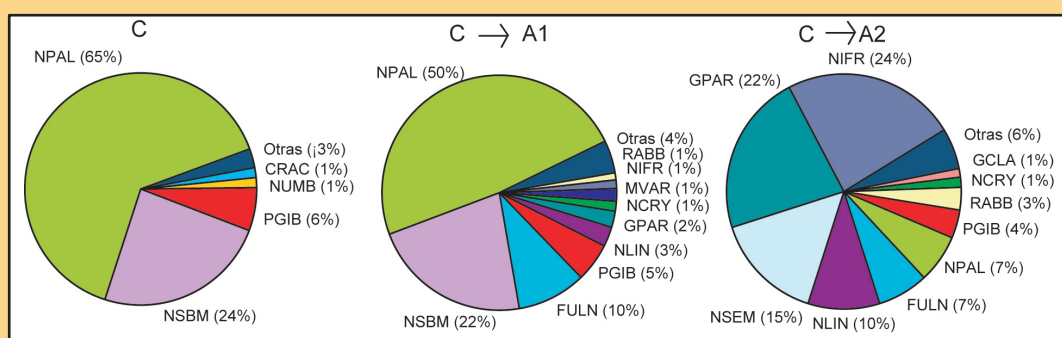
En el caso de sustratos colonizados en el sitio “C” (con polución compleja) y traslocados al sitio “de referencia” la similitud de la taxocenosis al cabo de la primer semana fue de 78 % y transcurridas dos semanas de 12 %, respuesta similar a la observada en la traslocación de “B” a “A”, aunque más notoria. El reemplazo de las especies muy tolerantes por especies tolerantes y sensibles a lo largo de la experiencia fue más marcado que en la traslocación antes mencionada. Del mismo modo se observó que el incremento de la diversidad y la disminución del IDP fueron evidentes y significativos ($p < 0.05$) a partir de la primera semana de traslocados, reflejando una adaptación más rápida de la taxocenosis a una mejor calidad del agua (figura 13).





● Figura 13. Resultados de la traslocación de sustratos del sitio “C” (de polución compleja) al sitio “A” (de referencia) al cabo de 1 y 2 semanas. a) Porcentaje de Similitud entre las taxocenosis de diatomeas, b) Tolerancia de las especies a la polución orgánica y eutrofización, c) Diversidad e Índice de Diatomeas Pampeano.

En este caso los cambios en la composición específica de la taxocenosis estuvieron relacionados a la desaparición de *Navicula subminuscula*, *Craticula accomoda* y *C. halophila*; la disminución de *Nitzschia palea*, *N. umbonata*, *Pinnularia gibba* y *Sellaphora pupula* (figura 14). También fue posible advertir el incremento en la abundancia relativa de *Gomphonema parvulum* y *Navicula seminulum* y la aparición de *Fragilaria ulna*, *Nitzschia linearis*, *N. frustulum*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Gomphonema clavatum* y otras especies representadas en baja proporción (*Melosira varians*, *Surirella angusta*, *Nitzschia hungarica*, *N. constricta*, *Cymbella silesiaca*, *Navicula erifuga*, *Eunotia monodon*, *Achnanthes lanceolata*, entre otras).



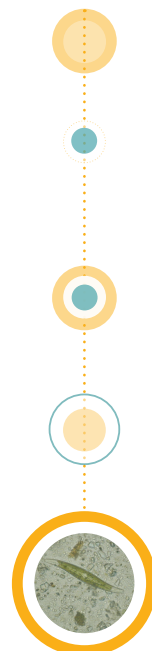
● Figura 14. Cambios en la composición específica observados en la traslocación implementada del sitio “C” al sitio de referencia. Los códigos utilizados para las especies se encuentran detallados en la tabla 3.

Los resultados obtenidos en las traslocaciones implementadas en el sentido de mejoría de la calidad del agua permiten advertir que, en la última semana de la experiencia, la similitud de las taxocenosis fue siempre menor en las traslocaciones realizadas entre los sitios “A” y “C” que en las implementadas entre los sitios “A” y “B”. En lo referente a cambios en la composición específica de la taxocenosis, en este caso estuvieron relacionados principalmente al incremento o aparición de especies, entre ellas cabe mencionar a *Gomphonema parvulum*, *Fragilaria ulna*, *Nitzschia linearis*, *N. frustulum*, *N. hungarica*, *Melosira varians*, *Surirella angusta* y *Rhoicosphenia abbreviata*. Por otro lado se observó la disminución o desaparición de *Nitzschia palea*, *N. umbonata* y *Pinnularia gibba*.

Al respecto, y a modo de síntesis, podemos establecer que independientemente del sentido en que se realice la traslocación cuanto mayor es la diferencia de la calidad del agua entre el sitio de colonización del sustrato y el sitio de destino, más rápido se producen modificaciones en la taxocenosis. Esto estaría evidenciando una menor resistencia de la taxocenosis al cambio en las condiciones ambientales. Asimismo cabe señalar que estos cambios fueron más apreciables (menor similitud al final de la experiencia) cuando las traslocaciones se realizaron en el sentido de deterioro de la calidad del agua que en el sentido inverso.

Conclusiones y Discusión

Las respuestas de la taxocenosis de diatomeas bentónicas a los cambios en la calidad del agua del A° Don Carlos fueron manifiestas, e incluyeron variaciones de los parámetros estructurales, porcentaje de similitud comunitaria, la tolerancia de las especies a la contaminación y la composición específica. Al mismo tiempo las experiencias de traslocación evidenciaron no sólo los cambios mencionados sino también el tiempo necesario para que los cambios se manifiesten cuando la taxocenosis es expuesta al deterioro de la calidad del agua y en sentido inverso. Así se advirtió que cuando la taxocenosis fue transportada de un sitio de buena calidad a uno de peor calidad del agua más rápidamente perdió las características originales de la taxocenosis (al cabo de dos semanas sólo conservaba entre 3 y 15 % de similitud con la taxocenosis control) que en sentido inverso (luego de dos semanas todavía conservaba entre el 12 y 27 % de similitud con la taxocenosis control). En síntesis las diatomeas bentónicas respondieron

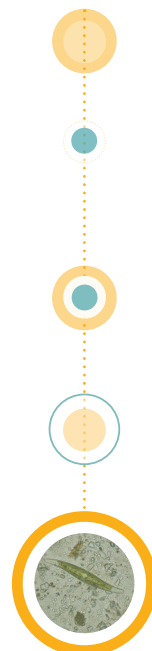


más rápidamente al deterioro de la calidad del agua que a su mejoría. Estos resultados son coincidentes con las observaciones de Iserentant & Blancke (1984) quienes en experimentos similares relacionan esta respuesta con el fenómeno de histéresis. De acuerdo a estos autores la taxocenosis de diatomeas presentó un retraso en la respuesta causa-efecto que fue atribuido a la relevancia de la historia del sustrato en el sitio de colonización.

Estos resultados coinciden con los de Ivorra (2000), en traslocaciones de microcomunidades implementadas en un río de Holanda, quien menciona que los cambios en las diatomeas que integran el microbentos reflejaron la dirección de la transferencia, en períodos de tiempo cortos, y estuvieron relacionados a contaminación con Zn y Cd.

En relación con la diversidad pudimos advertir que cuando las traslocaciones se realizaron de sitios de referencia hacia sitios más contaminados, el índice se incrementó en un primer momento para luego disminuir. Lo mencionado está relacionado con la coexistencia, en una primera instancia, de especies con distinto grado de tolerancia. En el caso de traslocaciones implementadas hacia una mejor calidad del agua se observó un progresivo aumento de la diversidad, hecho que remarca las observaciones realizadas por Patrick (1963).

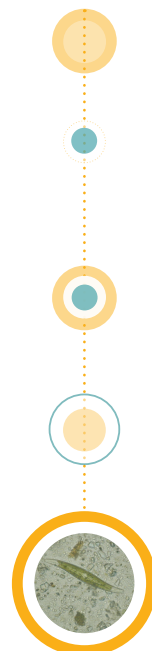
La tolerancia de las especies a la eutrofización y polución orgánica estuvo visiblemente relacionada a los cambios de la calidad del agua en el A° Don Carlos. En todas las traslocaciones implementadas hacia sitios contaminados se advirtió el reemplazo de especies sensibles por especies más tolerantes a la contaminación y el reemplazo inverso cuando las traslocaciones se realizaron en sentido contrario. Un caso particular dentro de las especies sensibles halladas en la experiencia lo constituyó *Achnanthes minutissima*, cuya abundancia relativa fue apreciable en los sustratos traslocados al sitio de contaminación compleja. De acuerdo a Sabater (2000) esta especie ha sido asociada con buena calidad del agua por diversos índices de diatomeas, sin embargo se trata de una especie pionera y, en consecuencia, ocupa cualquier espacio afectado por disturbios. El mencionado autor expone que este taxón usualmente se encuentra asociado con estrés físicos y químicos continuos. Por otro lado también ha sido relacionada con sitios de altas concentraciones de metales pesados (Cattaneo et al., 1998; Ivorra, 2000; Sabater, 2000). Estas observaciones son coincidentes con las realizadas en el presente estudio ya que los sitios más contaminados, en los que fue hallada *Achnanthes minutissima*, exhibieron concentraciones considerables de metales pesados. Biggs et al. (1998)



mencionan que *Achnanthes minutissima* es una estrategia “R”, que posee uno o más rasgos combinados (entre ellos su pequeño tamaño, su alta resistencia a la remoción, altas tasas de inmigración/emigración y bajo coeficiente de saturación de captación de nutrientes) que le permiten ser exitosa en un amplio rango de nutrientes y disturbios. Ivorra (2000) observó la dominancia de *Achnanthes minutissima* y de especies de *Navicula* de pequeño tamaño en sitios contaminados asociados a estrés físico-químico continuo. También en el A° Don Carlos se observó el incremento en la abundancia relativa de *Navicula subminuscula* asociado al aumento y complejidad de la contaminación. Kelly & Whitton (1995) hacen referencia a la proliferación de especies de *Navicula* de pequeño tamaño en condiciones de enriquecimiento orgánico y eutrofización.

Las experiencias de traslocación en el A° Don Carlos nos permitieron verificar la sensibilidad del Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) a una escala de tiempo reducida (semanal) respondiendo de manera fiel a los cambios en la calidad del agua.

A partir de los resultados obtenidos en la presente investigación podemos establecer que las taxocenosis de diatomeas bentónicas del A° Don Carlos ofrecieron una imagen dinámica de los cambios físico-químicos del agua producto de la contaminación. Asimismo de acuerdo a observaciones realizadas en el mismo arroyo por Gómez & Licursi (2003), las diatomeas también contribuyeron a detectar problemáticas de contaminación relacionadas con metales pesados a través de malformaciones en los frústulos de *Pinnularia gibba*, principalmente, y de algunos ejemplares de *Nitzschia umbonata* y *Fragilaria ulna*.



Bibliografía

- APHA (American Public Health Association), 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 20th edition, Washington, D.C. 1170 p.
- Biggs B.J.F, Stevenson R.J. & Lowe R., 1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie* 143: 21- 56.
- Cattaneo A., Asioli A., Comoli P. & Manca M., 1998. Organisms' response in a chronically polluted lake supports hypothesized link between stress and size. *Limnology and Oceanography* 43 (8): 1938-1943.
- CEN (Comité Europeo de Normalización), 2002. Water Quality: Guidance standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers. prEN 13946: 2002.
- Descy J. P. & Coste M., 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l' evaluation de la qualité des aux courantes. Contrat CEE B-71-23. Rapport final. Cemagref. 60 p.
- EPA (Environmental Protection Agency), 1986. Acid digestion of sediments, sludges and soil. Method 3050. En: Test methods for evaluating solid waste. 3rd ed. SW-846. Chapter 3: Metallic analytes. Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Frink C.R., 1996. A perspective on metal in soils. *Journal of Soil Contamination* 5: 329-335.
- Gómez N. & Licursi M., 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 5: 173-181.
- Gómez N. & Licursi M., 2003. Abnormal forms in *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia* 77 (3): 389-398.
- Iserentant R. & Blancke D., 1986. A transplantation experiment in running water to measure the response rate of diatoms to changes in water quality. En: Ricard M. (ed) Proceedings of the 8th International Diatom Symposium (Paris, 1984) Koeltz Scientific Books, Koenigstein. 781 p.

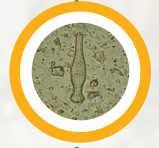


- Ivorra N., 2000. Metal induced succession in benthic diatom consortia. Ph.D. dissertation.- Universiteit van Amsterdam, The Netherlands. 163 p.
- Kelly M.G. & Whiton B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Lange-Bertalot H., 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285-304.
- Ley Argentina de residuos peligrosos, 1993. Residuos peligrosos: Ley N° 24051, Resolución 242/93. *Acta Toxicológica Argentina* 1 (2): 16-43.
- Mackereth F.J., Heron F.J.H. & Talling J.F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologist. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N° 36. 120 p.
- Patrick R., 1963. The structure of diatom communities under varying ecological conditions. Conference on the problems of environmental control on the morphology of fossil and recent protobionta. *Annals of the New York Academy of sciences* 108 (2): 359- 365.
- Ricklefs R.E., 2001. Invitación a la ecología: la economía de la naturaleza. Editorial Médica Panamericana. 692 p.
- Sabater S., 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology* 12: 113-124.
- Sokal R.R. & Rohlf F.J., 1981. Biometry. Freeman, San Francisco, CA. 830 p.
- Shannon C.E & Weaver W., 1949. The Mathematical Theory of Communication. - Univ. Illinois Press, Urbana. 125 p.
- Stevenson R.J. & Bahls L., 1999. Periphyton Protocols. En: EPA (ed.), *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers. Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. Washington. 326 p.
- Tolcach E. & Gómez N., 2002. The effect of translocation of microbenthic communities in a polluted lowland stream. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 28: 254-258.



6.

Efectos del dragado de un arroyo sobre la taxocenosis de diatomeas





Efectos del dragado de un arroyo sobre la taxocenosis de diatomeas

Introducción

Las intervenciones estructurales en el ciclo hidrológico natural a través de canalizaciones o embalsado de ríos, desvío del agua dentro o entre las cuencas de drenaje, y el bombeo excesivo de acuíferos normalmente se emprenden con un objetivo beneficioso en mente. Sin embargo, la experiencia ha demostrado que la degradación medioambiental resultante a largo plazo generalmente es más importante que estos beneficios (Meybeck & Helmer, 1996).

Entre los efectos más frecuentes de los dragados en los ecosistemas acuáticos, es posible reconocer los cambios en la concentración de los sólidos en suspensión, en la turbidez, en la penetración de la luz, o en el incremento de nutrientes y de sustancias tóxicas en la columna de agua por la remoción de los sedimentos. Estos cambios pueden impactar de distinta forma en la vida acuática que habita un lago, embalse o río (Armengol, 1998).

Los dragados en los ríos y arroyos de la llanura pampeana son frecuentes en virtud de la necesidad de aumentar la capacidad de descarga de los mismos hacia el Río de la Plata o al mar, debido a la baja pendiente propia de estos sistemas. Muchas veces el uso inapropiado del suelo, una planificación urbana inadecuada y la contaminación, pueden acelerar los procesos de colmatación, siendo las causas más frecuentes por las cuales se llevan a cabo actividades de dragado y extracción de barros.

Las implicancias de los impactos de los dragados sobre la biota han sido reportadas para: aves (Howarth *et al.*, 1982), macroinvertebrados bentónicos (Greig & Pereira, 1993, Winger & Lasier, 1995; Wirth *et al.*, 1996, Lewis *et al.*, 2001), peces (Rice & White, 1987), plantas acuáticas (Lee *et al.*, 1982; Combs *et al.*, 1983; Brookes, 1987) y perifiton (Lewis *et al.*, 2001). Estos estudios demostraron la pérdida de diversidad, la reducción de la productividad y la movilización e incremento de la biodisponibilidad de algunos compuestos tóxicos para la biota entre las consecuencias más contundentes de los dragados. A pesar de la frecuencia con que se llevan a cabo este tipo de obras los impactos ambientales sobre la biota son aún poco conocidos (Lewis *et al.*, 2001).

En este capítulo se tratará el efecto inmediato de un dragado, realizado en el A° Rodríguez en la primavera del 2001, sobre las diatomeas bentónicas de dicho arroyo. El objetivo de este estudio fue explorar aspectos sinecológicos como la composición específica, la estructura y la sucesión de la taxocenosis de diatomeas bentónicas en tres



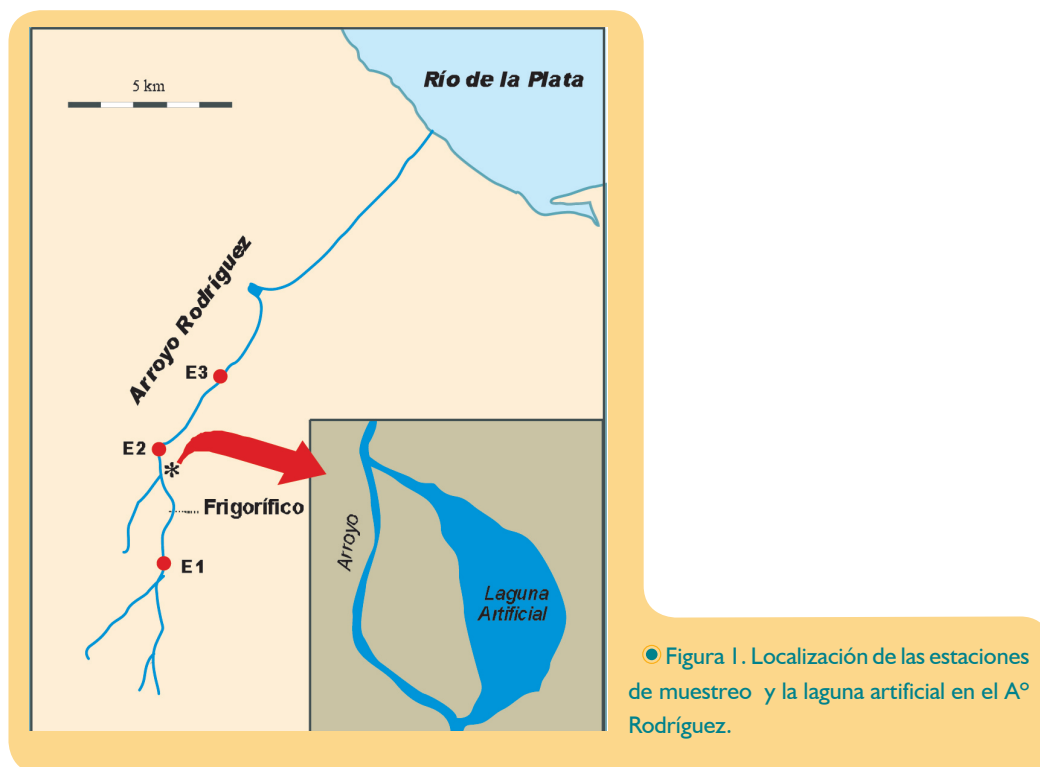
estaciones de muestreo sometidas a los efectos del dragado y con distintas calidades del agua con el fin de contestar las siguientes preguntas:

- ¿Qué cambios se observan en las variables físico-químicas en relación con el período predragado y postdragado?
- ¿Qué cambios estructurales se observan en la taxocenosis de diatomeas bentónicas en relación al período predragado y postdragado?
- ¿Condiciona la calidad del agua las respuestas de la taxocenosis de diatomeas bentónicas frente a los efectos del dragado?

Área de estudio y obras de dragado

En este estudio se incluyó un tramo de 12 km del recorrido del arroyo Rodríguez (longitud total 22 km), estableciéndose 3 estaciones de muestreo (figura 1). La estación 1 está emplazada en una zona dedicada a la horticultura moderada. La estación 2 se localiza aguas abajo de una laguna artificial y recibe efluentes de un frigorífico; y la estación 3 está localizada en una zona urbana que recibe efluentes domésticos.

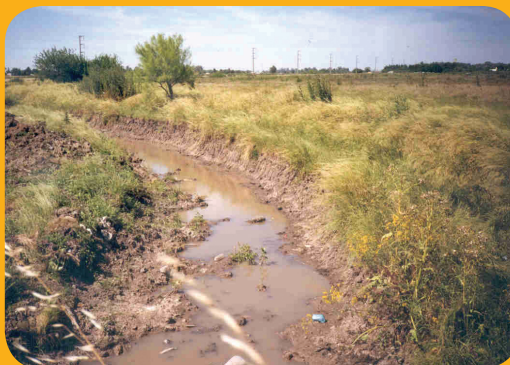
Las obras del dragado se iniciaron en la estación 1 el día 13 de noviembre del 2001 y dos semanas después la draga se hallaba trabajando en la estación 2 continuando aguas abajo en las semanas subsiguientes, sin llegar a la estación 3 durante el período estudiado. A pesar de ello la misma recibió una importante cantidad de sólidos en suspensión durante las tres últimas semanas del estudio.





Estación 1 Pre-dragado

● Fotografías de las distintas estaciones de muestreo en el arroyo Rodríguez en los períodos pre y post dragado.



Estación 1 Post-dragado



Estación 2 Pre-dragado



Estación 2 Post-dragado



Estación 3 Pre-dragado



Estación 3 Post-dragado

Materiales y métodos

Tareas de campo y laboratorio

El período de muestreo abarcó 8 semanas, correspondiendo 3 al período predragado y 5 al postdragado. Se consideró el período postdragado a partir del inicio de las obras en la estación de muestreo I (por generar impactos no sólo en el sitio mencionado sino también aguas abajo del mismo). Se midieron *in situ* pH, conductividad, oxígeno disuelto, velocidad de la corriente, temperatura y se extrajeron muestras de agua para el análisis de nutrientes, sólidos totales en suspensión (STS), DBO₅ y DQO de acuerdo a la metodología detallada en el capítulo 2.

La extracción del material diatomológico se realizó en cada estación de muestreo por aspiración colectándose 10 submuestras al azar (Stevenson, 1984; Lowe & Laliberte, 1996) de la capa superficial del sedimento (5-10 mm de profundidad). Las submuestras, colectadas en cada sitio de muestreo, fueron integradas para su posterior análisis. Las muestras fueron fijadas con formaldehído al 4 % (v/v). Una parte de la muestra fue destinada al conteo del total de diatomeas en cámaras Sedgwick-Rafter, discriminándose entre valvas con contenido celular de las que no lo presentaban. Otra parte fue oxidada con peróxido de hidrógeno, fueron extraídos los reactivos por sucesivos lavados mediante centrifugación y posteriormente las muestras fueron montadas en Naphrax®. Se contaron 300 valvas en cada muestra con un microscopio BX 50 Olympus con contraste de fases e interferencial.

Las especies fueron clasificadas de acuerdo a su tolerancia a la polución orgánica y eutrofización empleando la clasificación de Lange-Bertalot (1979) y teniendo en cuenta las observaciones realizadas por Gómez & Licursi (2001) y Licursi & Gómez (2003) en arroyos del área pampeana (ver capítulo 4). A partir del listado de especies identificadas en cada muestra se estimó el número de especies, el Índice de Diversidad de Shannon & Wiener (H') y la equitabilidad (Shannon & Weaver, 1949; Ludwig & Reynolds, 1988).

Tratamiento estadístico

Con el fin de explorar las diferencias significativas entre las variables físico-químicas y las biológicas se empleó el test de diferencia entre medias para los períodos pre y postdragado. A partir de las variables estructurales de la taxocenosis de diatomeas que mostraron diferencias significativas, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Los scores resultantes del ACP fueron graficados y de esta manera hicieron posible el seguimiento en el tiempo de la taxocenosis teniendo en cuenta el período predragado y postdragado en las distintas estaciones de muestreo. Para estos análisis se consideró el período postdragado a partir del inicio de las obras en la estación de muestreo I. Los análisis mencionados fueron realizados utilizando el programa STATISTICA for Windows versión 6.0.

Resultados

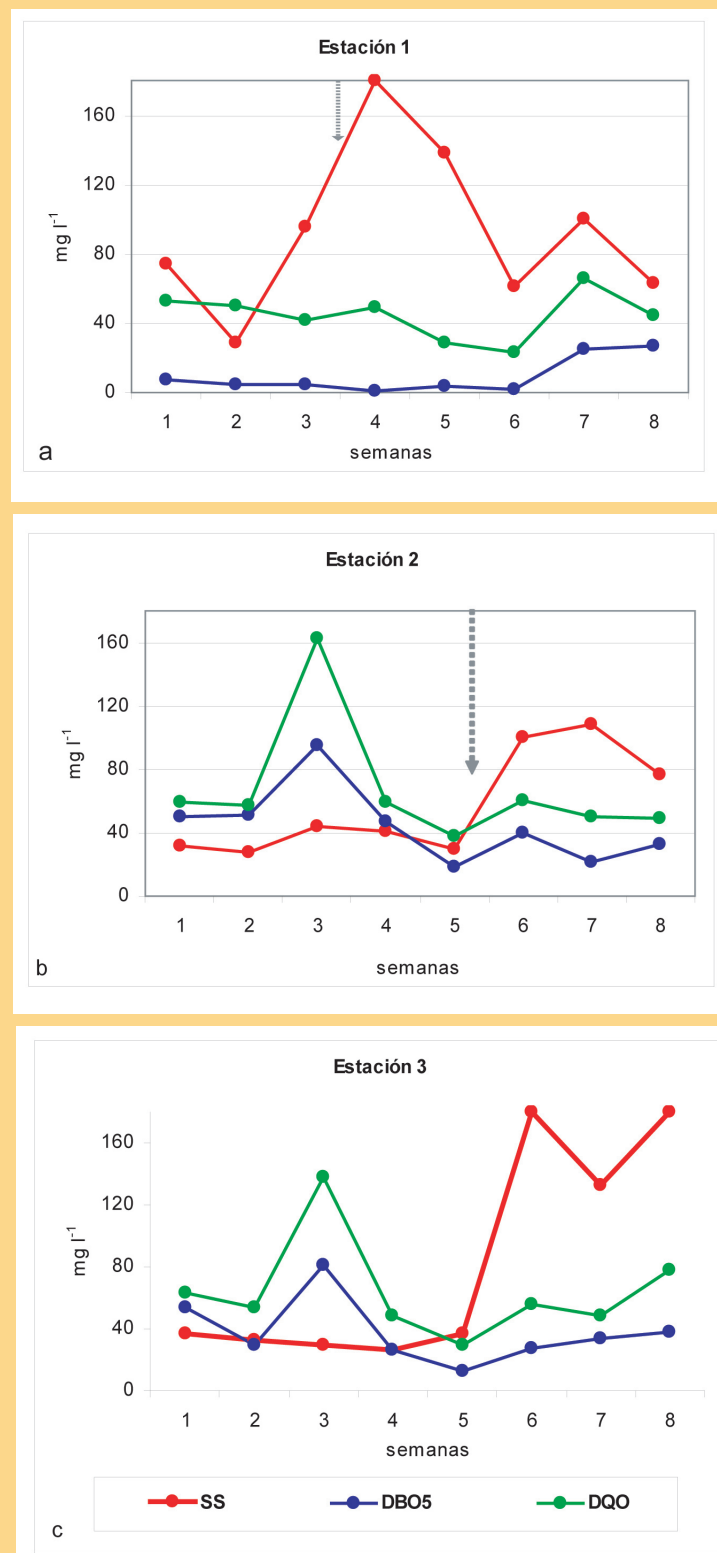
Características físico-químicas del período pre y postdragado

La comparación de las características físico químicas correspondientes al período pre y postdragado (tabla I) permitió apreciar el comportamiento de las variables a lo largo del estudio y observar cambios atribuibles a las obras.

	Cód.	fecha	Veloc.	Caudal	Temp.	Conduct.	Turbidez	STS	DBO ₅	DQO	PRS	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
			(m s ⁻¹)	(m ³ s ⁻¹)	(°C)	(μS cm ⁻¹)	(UNT)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg P l ⁻¹)	(mg N l ⁻¹)	(mg N l ⁻¹)	(mg N l ⁻¹)
Período PREDRAGADO	E1	24/10	0.11	0.05	24.0	395	75	73.8	7	53	0.62	0.18	0.12	2.22
	E2	24/10	0.32	0.15	24.0	883	29	31.7	50	59	0.82	0.13	0.36	1.64
	E3	24/10	0.52	0.55	24.8	907	27	37.0	54	63	0.77	0.15	0.57	4.78
	E1	31/10	0.60	0.53	17.6	160	32	28.7	5	50	0.52	0.27	0.07	0.01
	E2	31/10	1.02	0.70	22.4	349	39	27.7	51	57	0.72	0.22	0.10	0.12
	E3	31/10	0.91	0.95	23.1	402	38	32.3	30	54	0.69	0.30	0.25	2.55
	E1	7/11	0.14	0.08	18.5	226	76	95.5	5	42	0.56	0.12	0.10	0.75
	E2	7/11	0.86	0.32	22.1	807	34	44.0	95	163	0.73	0.10	0.60	0.23
	E3	7/11	1.19	1.33	23.2	728	31	30.0	81	138	0.78	0.10	0.28	3.13
Período POSTDRAGADO	Dragado en la estación 1													
	E1	13/11	0.04	0.03	20.0	187	165	499.0	1	49	0.49	0.22	0.01	0.11
	E2	13/11	0.90	0.57	20.0	362	46	41.3	47	59	0.88	0.24	0.14	0.91
	E3	13/11	0.65	0.68	20.1	559	36	26.3	26	48	0.90	0.24	0.30	2.78
	E1	20/11	1.22	0.03	25.0	626	73	138.0	4	29	0.77	0.07	0.17	2.19
	E2	20/11	0.29	0.14	26.2	1190	31	30.0	18	38	5.16	12.80	0.71	0.50
	E3	20/11	0.36	0.38	26.1	907	28	37.3	13	30	4.31	10.45	1.10	2.51
	Dragado en la estación 2													
	E1	27/11	0.03	0.03	21.4	302	55	61.7	2	23	0.71	0.20	0.08	1.60
	E2	27/11	0.85	0.45	27.2	381	72	100.0	40	60	2.24	8.12	0.42	0.94
	E3	27/11	1.52	1.06	25.2	603	154	519.0	27	56	1.85	3.60	0.50	2.31
	E1	4/12	0.87	0.02	20.1	750	47	100.2	25	66	1.23	0.29	0.27	3.20
	E2	4/12	0.07	0.10	24.4	1205	24	108.4	21	50	5.40	11.87	0.70	0.62
	E3	4/12	0.38	0.27	23.3	957	79	133.1	34	48	4.46	8.70	1.31	3.07
	E1	11/12	0.69	0.04	22.8	668	67	63.5	27	45	0.49	0.36	0.24	3.40
	E2	11/12	0.05	0.14	28.6	1436	23	76.8	33	49	0.65	0.45	0.37	2.10
	E3	11/12	1.07	0.52	27.3	1060	118	796.6	38	78	0.79	2.69	0.62	2.70

● Tabla I. Características físico-químicas registradas en los sitios de muestreo del A° Rodríguez durante el período pre y postdragado.

Las obras de dragado efectuadas en la estación 1 produjeron un aumento de los sólidos en suspensión en el arroyo. Este incremento fue inmediato en el caso de la estación 1 y, a medida que las obras progresaron aguas abajo, se advirtió con mayor intensidad en las estaciones 2 y 3 (figura 2). Cabe señalar que entre la estación 1 y 2 se localiza una laguna artificial que favoreció la retención de los sedimentos, motivo por el cual el incremento de los sólidos en suspensión aguas abajo de la estación 1 sólo se verifica a partir de la ejecución de las obras en la estación 2 (figura 1).



● Figura 2. Sólidos en suspensión, DBO5 y DQO durante el período estudiado para la estación de muestreo 1 (a), 2 (b) y 3 (c). Las flechas señalan el momento en que se realizaron las obras de dragado en las estaciones 1 y 2 (noviembre de 2001).

La DBO_5 y la DQO disminuyeron en el período postdragado, siendo esta disminución más marcada en las estaciones 2 y 3 que presentaban valores más altos que la estación 1 previamente al dragado. Por otro lado los nutrientes, expresados como PRS (fósforo reactivo soluble) y NID (nitrógeno inorgánico disuelto = nitratos + nitritos + amonio) evidenciaron un aumento muy marcado en las estaciones 2 y 3 inmediatamente posterior al dragado en la estación 1, mientras que en esta última el aumento en la concentración de nutrientes se presentó con un retardo de 3 semanas (figura 3). El resto de las variables físico-químicas medidas no mostraron variaciones que puedan ser atribuidas exclusivamente a las obras de dragado en el arroyo, pudiendo estar relacionadas a variaciones estacionales.

El análisis de diferencias entre medias permitió advertir que los sólidos en suspensión, el fósforo reactivo soluble y el nitrógeno inorgánico disuelto alcanzaron diferencias significativas ($p < 0.1$), entre el período predragado y postdragado.



● Figura 3. Fósforo reactivo soluble (PRS) y Nitrógeno inorgánico disuelto (NID: nitratos + nitritos + amonio) durante el período estudiado para la estación de muestreo 1 (a), 2 (b) y 3 (c). Las flechas señalan el momento en que se realizaron las obras de dragado en las estaciones 1 y 2 (noviembre de 2001).

Características de la taxocenosis de diatomeas bentónicas

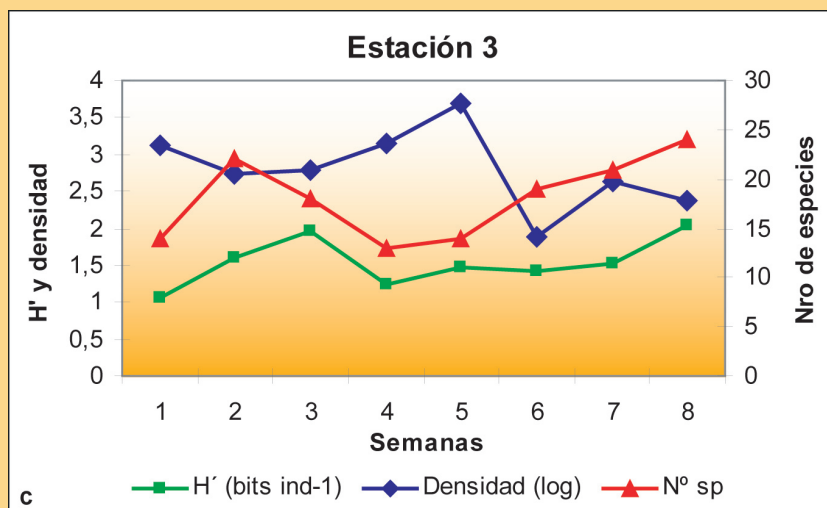
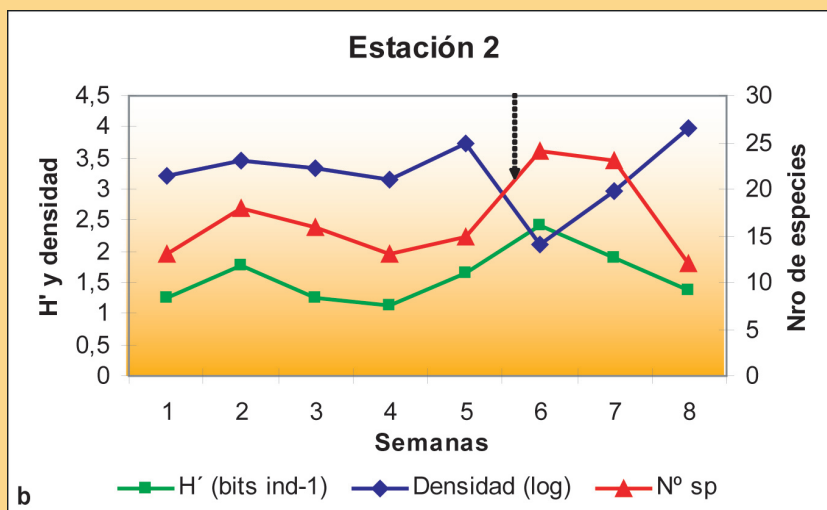
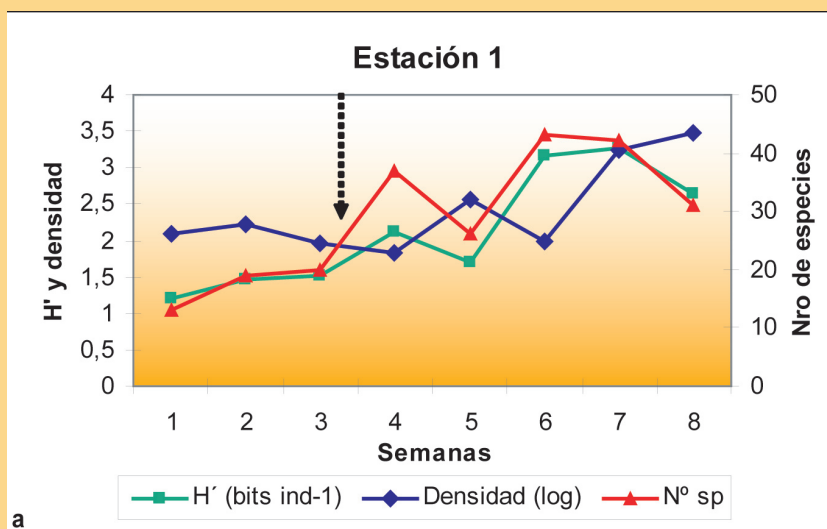
Fueron identificadas 66 especies que se detallan a continuación

Nombre de la especie

Achnanthes hungarica (Grunow) Grunow
Achnanthes lanceolata (Brébisson) Grunow
Achnanthes minutissima Kützing
Amphora libyca Ehrenberg
Amphora montana Krasske
Amphora veneta Kützing
Anomoeoneis sphaerophora (Ehrenberg) Pfitzer
Caloneis bacillum (Grunow) Cleve
Cocconeis placentula Ehrenberg
Craticula accomoda (Hustedt) Mann (= *Navicula accomoda* Hustedt)
Craticula halophila (Grunow ex Van Heurck) Mann
Cymbella silesiaca Bleisch
Denticula elegans Kützing
Diadismis confervacea Kützing
Diadismis contenta (Grunow ex V. Heurck) Mann
Diploneis pseudovalis Hustedt
Fragilaria ulna (Nitzsche) Lange-Bertalot
Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni
Gomphonema clavatum Ehrenberg
Gomphonema minutum (Ag.) Agardh f. *minutum*
Gomphonema parvulum Kützing
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst
Gyrosigma nodiferum (Grunow) Reimer
Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow
Luticola kotzschyi (Grunow) Mann (= *Navicula kotschyi* Grunow)
Luticola mutica (Kützing) Mann (= *Navicula mutica* (Kützing) Kützing)
Melosira varians Agardh
Navicula angusta Grunow
Navicula capitata Ehrenberg
Navicula cincta (Ehrenberg) Ralfs
Navicula cryptocephala Kützing
Navicula difficillima Hustedt
Navicula erifuga Lange-Bertalot
Navicula monoculata Hustedt
Navicula pseudobryophila Hustedt
Navicula pygmaea Kützing
Navicula schroeteri Meister
Navicula subminuscule Manguin
Navicula tenelloides Hustedt
Navicula trivialis Lange-Bertalot

Navicula veneta Kützing
Nitzschia amphibia Grunow
Nitzschia brevissima Grunow
Nitzschia calida Grunow
Nitzschia communis Rabenhorst
Nitzschia constricta (Kützing) Ralfs
Nitzschia debilis (Arnott) Grunow
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow
Nitzschia hungarica Grunow
Nitzschia linearis (Agardh) W. Smith
Nitzschia microcephala Grunow
Nitzschia palea (Kützing) W. Smith
Nitzschia sigma (Kützing) W. Smith
Nitzschia umbonata (Ehrenberg) Lange-Bertalot
Pinnularia borealis Ehrenberg var. *rectangularis* Carlson
Pinnularia braunii (Grunow) Cleve
Pinnularia gibba Ehrenberg
Pinnularia microstauron (Ehrenberg) Cleve
Pinnularia subcapitata Gregory
Rhoicosphenia abbreviata (C. Agardh) Lange-Bertalot
Sellaphora pupula Kützing (= *Navicula pupula* Kützing)
Sellaphora seminulum (Grunow) D. G. Mann (= *Navicula seminulum* Grunow)
Surirella angusta Kützing
Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bertalot
Surirella ovalis Brébisson
Surirella tenera Gregory

Considerando la diversidad y el número de especies se pudo observar un incremento inmediato de estos parámetros, en el muestreo posterior al dragado, en los sitios en que se llevaron a cabo las obras (estación 1 y 2). En las últimas semanas del estudio estas variables presentaron una tendencia decreciente adoptando valores similares a los iniciales. En la estación 3, en la que no se efectuaron obras durante el estudio, la diversidad y número de especies disminuyeron luego del dragado en la estación 1 y mostraron una tendencia creciente hacia el final del período estudiado. En las estaciones 1 y 2 la densidad decreció inmediatamente luego de las obras de dragado. Esta disminución también se registró en la estación 3 en el muestreo posterior al dragado en la estación 2. Hacia las últimas semanas del estudio este parámetro mostró valores similares o mayores a los registrados al comienzo, excepto en la estación 3 en que las obras de dragado, que avanzaban aguas abajo, siguieron afectando la taxocenosis de diatomeas (figura 4, tabla 2).



● Figura 4. Diversidad de Shannon & Wiener, Densidad (expresada como logaritmo) y número de especies registrados durante el período de estudio en la estación 1 (a), estación 2 (b) y estación 3 (c). Las flechas señalan el momento en que se realizaron las obras de dragado en las estaciones 1 y 2 (noviembre de 2001).

	Predragado			Postdragado		
	E 1	E 2	E 3	E1	E 2	E 3
Diversidad (H')	1,4 ($\pm 0,2$)	1,4 ($\pm 0,3$)	1,5 ($\pm 0,4$)	2,6 ($\pm 0,7$)	1,7 ($\pm 0,5$)	1,5 ($\pm 0,3$)
Densidad (cél./cm²)	124 (± 37)	2240 (± 576)	829 (± 434)	1048 (± 1273)	3467 (± 3978)	1410 (± 2015)
Nro. de especies	17 (± 4)	16 (± 2)	18 (± 4)	36 (± 7)	17 (± 6)	18 (± 5)

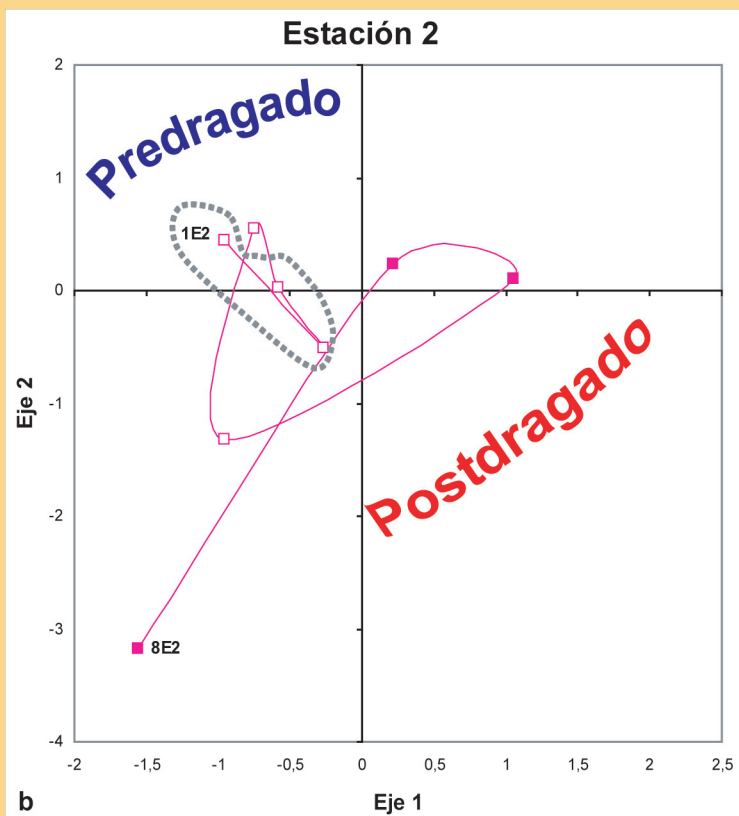
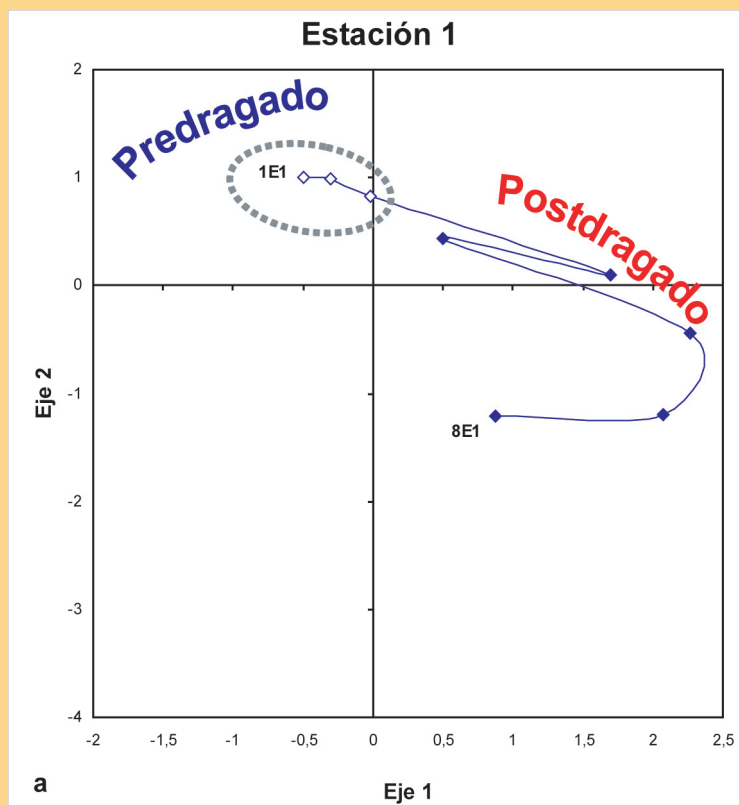
● Tabla 2. Diversidad de Shannon & Wiener, Densidad (expresada como células/cm²) y número de especies registrados durante el período predragado y postdragado en la estación 1, 2 y 3; promedio y desvío estándar (entre paréntesis).

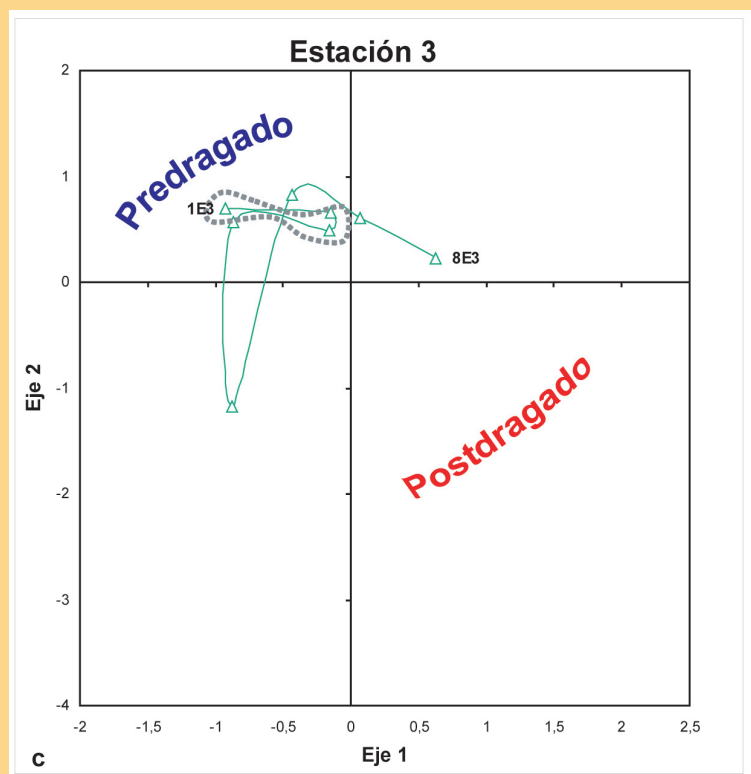
A partir del análisis de diferencias de medias entre el período predragado y postdragado se advirtió que la diversidad, el número de especies y la densidad fueron los descriptores biológicos que presentaron diferencias significativas ($p < 0.001$). Por esta razón se los utilizó para la realización de un Análisis de Componentes Principales cuyo fin fue el de explorar la evolución de la taxocenosis en el tiempo. En la tabla 3 se presentan las correlaciones obtenidas entre las variables mencionadas y cada eje.

	Factor 1	Factor 2
Densidad	-0,48	-0,88
Número de especies	0,98	-0,11
Diversidad (H')	0,92	-0,34

● Tabla 3. Correlaciones observadas en el Análisis de Componentes Principales.

La graficación de los “scores” de este análisis (figura 6) permitió advertir en forma integrada el comportamiento de los descriptores seleccionados en el ACP a lo largo del tiempo. Se observa que en las estaciones 1 y 2, en las que la draga ejecutó la extracción del sedimento (provocando la inestabilidad del lecho del arroyo y, en consecuencia, alterando el hábitat de las diatomeas), las distancias intermuestras son mayores en el período postdragado. En tanto que en la estación 3, que presentó cambios en la columna de agua pero el fondo no fue alterado durante el estudio, las distancias intermuestras son menores entre las semanas 4-8 (período postdragado) que las observadas en las estaciones 1 y 2. Los efectos de las obras de dragado afectaron la taxocenosis de diatomeas de las tres estaciones de muestreo, siendo más marcados los cambios en la estructura de la misma en los sitios en que se produjeron disturbios en el lecho y en la columna de agua (estaciones 1 y 2) y menos evidentes, aunque apreciables, cuando solo afectaron a la columna de agua (estación 3).



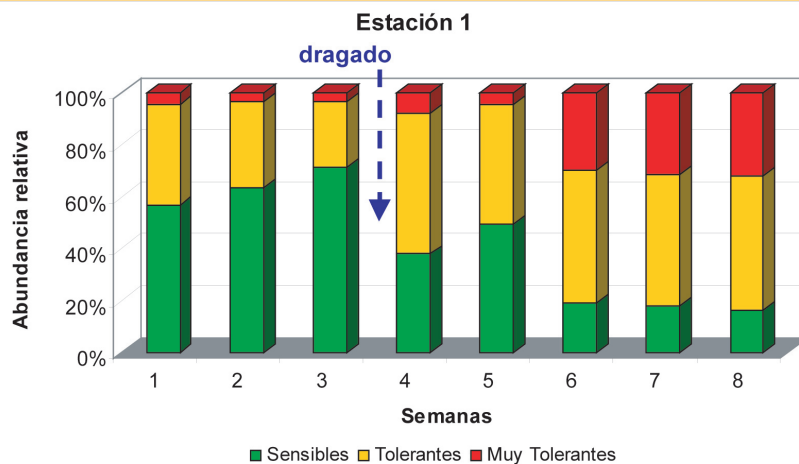


●Figura 6. Graficación de los “scores” del ACP en la que se representa el comportamiento de los descriptores involucrados a lo largo del tiempo que duró el estudio en la estación 1 (a), estación 2 (b) y estación 3 (c). El área punteada reúne las muestras previas al comienzo de las obras en la estación 1 (primeras 3 semanas). Los puntos sólidos señalan las muestras posteriores al dragado en cada sitio de muestreo.

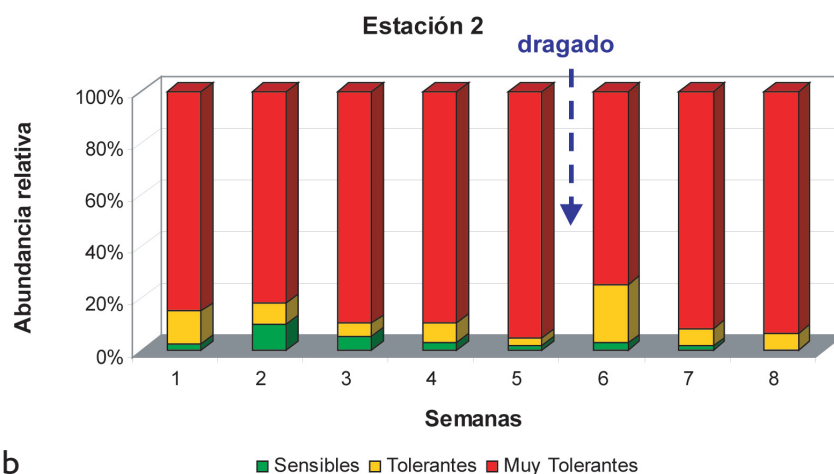


Tolerancia de las especies

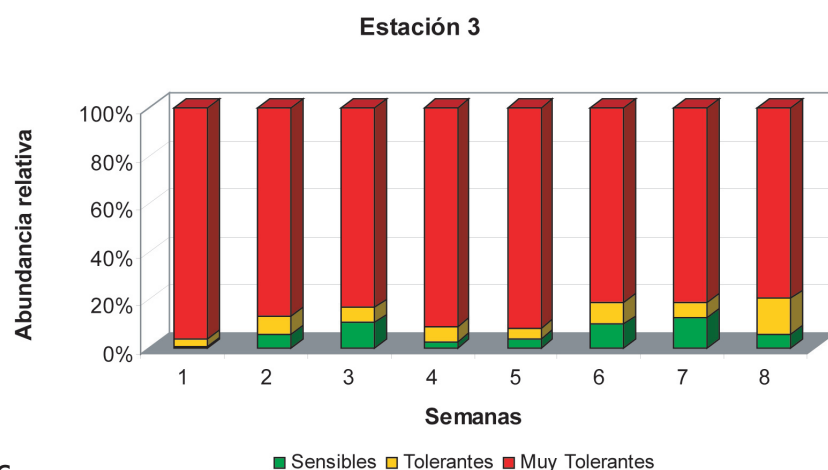
Mediante el análisis de la tolerancia de las especies a la polución orgánica y eutrofización se advierte que en el período predragado (primeras tres semanas) la estación 1 se caracteriza por contar con un gran porcentaje de especies sensibles a la polución (alrededor del 60 %), abundantes especies tolerantes y una muy baja representación de especies muy tolerantes (figura 7). Luego de las obras de dragado se observa un marcado incremento de especies tolerantes y muy tolerantes en detrimento de las especies sensibles que no alcanzan el 20 % de abundancia en las últimas semanas del estudio. En las estaciones 2 y 3, que presentan un deterioro de la calidad del agua relacionado a un mayor contenido de nutrientes y DBO_5 , durante el período predragado existe un predominio de especies muy tolerantes y una proporción muy baja de especies tolerantes y sensibles. A partir de las obras de dragado en la estación 1 (entre la 3° y 4° semana), que producen un incremento en la concentración de nutrientes en las estaciones 2 y 3, se observa una leve disminución en la abundancia de especies sensibles que son reemplazadas por especies muy tolerantes. Sin embargo estos cambios no son tan marcados como los observados en la estación 1 debido a las altas concentraciones de DBO_5 y nutrientes, en estos sitios, previo a las obras de dragado.



a



b



c

● Figura 7. Tolerancia de las especies a la eutrofización y contaminación orgánica en la estación de muestreo I (a), estación 2 (b) y estación 3 (c) a lo largo del tiempo que duró el estudio. Se señala el momento en que fueron realizadas las obras de dragado en la estación 1 y 2 (noviembre de 2001).

Conclusiones y Discusión

Según Armengol (1998) durante los dragados el aumento de la turbidez y de los sólidos en suspensión produce cambios importantes en el clima lumínico, reduciendo la penetración de la luz. De forma paralela es previsible el aumento de los nutrientes que puede afectar a la biomasa de los productores primarios. Finalmente si la concentración de sustancias tóxicas y metales pesados se incrementa, el efecto sobre la biota será negativo. En concordancia con estas apreciaciones, en nuestro estudio fue posible advertir el incremento de los sólidos en suspensión como así también de la concentración de nutrientes. Si bien no fueron analizados en esta investigación, estudios inéditos revelan la presencia de metales pesados en concentraciones considerables en las estaciones de muestreo 2 y 3, que podrían estar afectando asimismo el desarrollo de la taxocenosis

Las partículas finas inorgánicas en suspensión interfieren con la penetración de la luz incidente en el cuerpo de agua y por lo tanto constituye un factor ambiental importante en el crecimiento y distribución tanto de las algas adheridas como del fitoplancton (Reynolds, 1996).

De los resultados obtenidos en el presente estudio se puede establecer que los efectos del dragado efectuado en el arroyo involucraron dos tipos de disturbios:

- **en el lecho:** generando remoción e inestabilidad del sustrato
- **en la columna de agua:** generando cambios químicos y alteración del ambiente lumínico del arroyo. En tal sentido los efectos de este tipo de disturbio incluyeron, en una primera etapa, el aumento de la cantidad de sólidos en suspensión y posteriormente el aumento en la concentración de nutrientes.

Las modificaciones físico-químicas en el hábitat de las diatomeas bentónicas provocaron cambios en la taxocenosis que incluyeron variaciones en los parámetros estructurales como así también cambios en la tolerancia de la taxocenosis a la polución orgánica y eutrofización. La densidad de diatomeas se incrementó a partir de las obras de dragado como consecuencia del aumento de la concentración de nutrientes en la columna de agua. Estos resultados coinciden con los observados por Lewis et al. (2001), quienes reportan incrementos significativos de la densidad algal luego de la ejecución de obras de dragado en una bahía de Florida. Los mencionados autores también hallaron una disminución en

los índices de diversidad entre el período predragado y postdragado, aunque reconocen que esta variación no fue significativa. Por el contrario, en el presente estudio la diversidad y el número de especies se incrementaron en los sitios en que se efectuaron las obras de dragado, mientras que las variaciones no fueron apreciables en la estación 3.

Las respuestas observadas en el período postdragado, principalmente el incremento de la diversidad, son coincidentes con las que se producen durante las primeras etapas de una sucesión, caracterizadas por la presencia de espacios vacíos que conllevan a la coexistencia de especies pioneras y de aquellas correspondientes a fases intermedias de la sucesión (Begon *et al.*, 1999).

Los efectos del dragado del A° Rodríguez sobre la taxocenosis de diatomeas bentónicas también fueron evidenciados por cambios en la composición específica relacionados con la tolerancia de las especies a la polución orgánica y eutrofización. A semejanza de lo reportado por numerosos autores en relación a estos cambios de la taxocenosis ante algún disturbio en el ambiente acuático (Lange-Bertalot, 1979; Symoens *et al.*, 1988; Rott, 1991; Gustavson & Wängberg, 1995; Kelly & Whitton, 1995; Cattaneo *et al.*, 1998; Guasch *et al.*, 1999; Sabater, 2000; Pan *et al.*, 2000; Ivorra, 2000), en nuestro estudio fue posible advertir que a partir de los disturbios ocasionados por el dragado se produjo una disminución de especies sensibles que fueron reemplazadas por especies tolerantes y muy tolerantes. Estos cambios fueron muy notorios en el sitio I (caracterizado por menores concentraciones de nutrientes y materia orgánica previo al dragado) que sufre un aumento en la concentración de nutrientes y DQO como consecuencia de la remoción de los sedimentos; sin embargo no fueron tan apreciables en los sitios que presentaban un marcado deterioro de la calidad del agua previamente a la ejecución de las obras.

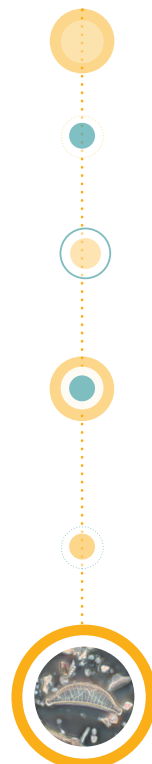
Descy & Coste (1990) mencionan que las diatomeas son poco sensibles a modificaciones físicas del medio acuático (canalizaciones, perturbaciones del fondo, etc.) y que el determinismo de la estructura de las comunidades diatómicas está principalmente ligado a las características químicas del agua. En nuestro estudio fue posible advertir las respuestas de las diatomeas a las modificaciones en la química del agua (debidas a la remoción de los sedimentos) y a la inestabilidad del sustrato.

Los resultados obtenidos sugieren la necesidad de profundizar los estudios relacionados con el impacto de los dragados sobre la biota, especialmente en los sistemas lóticos pampeanos en los que este tipo de prácticas son habituales y sus efectos poco conocidos.

Bibliografía

- Armengol J., 1998. Efectos ecológicos del dragado y vaciado del embalse de Barasona. *Limnética* 14:17-33.
- Begon M., Harper J.L & Townsend C.R., 1999. ECOLOGÍA: Individuos, poblaciones y comunidades. Ediciones Omega. 865 p.
- Brookes A., 1987. Recovery and adjustment of aquatic vegetation within channelization works in England and Wales. *Journal of Environmental Management* 24:365-382.
- Cattaneo A., Asioli A., Comoli P. & Manca M., 1998. Organisms' response in a chronically polluted lake supports hypothesized link between stress and size. *Limnology and Oceanography* 43 (8): 1938-1943.
- Combs S.M., Dowdy R.H., Gupta S.C., Larson W.E. & Gast R.G., 1983. The agricultural potencial of dredged materials as evaluated by growing plants. *Journal of Environmental Quality* 12: 381-387.
- Descy J. P. & Coste M., 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l' evaluation de la qualité des aux courantes. Contrat CEE B-71-23. Rapport final. Cemagref. 60 p.
- Gómez N. & Licursi M., 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- Greig R. & Pereira J., 1993. Metal concentrations in American lobster (*Homarus americanus*) and channeled whelk (*Buccinum undatum*) from two dredge spoil sites in Long Island Sound. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50: 626-632.
- Guasch H., Admiraal W., Blanck H., Ivorra N., Lehmann V., Paulsson M., Real M. & Sabater S., 1999. Use of lotic periphyton communities as indicators of sensitivity to certain toxicants. En: Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J.(eds). Use of algae for monitoring rivers III. Proc. III International Symposium. Douai, France 29 September- 1 October 1997. 271 p.
- Gustavson K. & Wängberg S.A., 1995. Tolerance induction and sucession in microalgae communities esposed to copper and atrazine. *Aquatic Toxicology* 32: 283-302.

- Howarth D.M., Grant T.R. & Hulbert R.T., 1982. A comparative study of heavy metal accumulation in tissues of the crested tern, *Sterna bergu*, breeding near an industrial port before and after harbour dredging and ocean dumping. *Australian Wildlife Research* 9: 571-577.
- Ivorra N., 2000. Methal induced sucession in benthic diatom consortia. Ph.D. dissertation. – Universiteit van Amsterdam, The Netherlands. 163 p.
- Kelly M.G. & Whiton B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Lange-Bertalot H., 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285-304.
- Lee C.R., Folsom B. & Engler R.M., 1982. Availability and plant uptake of heavy metals from contaminated dredge material placed in flooded and upland disposal environments. *Environment International* 7: 65-72.
- Lewis M.A., Weber D.E., Stanley R.S. & Moore J.C., 2001. Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution* 115: 161-171.
- Licursi M. & Gómez N., 2003. Aplicación de Índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21: 31-49.
- Lowe R. & Laliberte G.D., 1996. Benthic stream algae: distribution and structure. En: Hauer, R. & Lamberti G.A. (eds). *Stream Ecology*. Academic Press. California. 669 p.
- Ludwig, J.A. & Reynolds J.F., 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley, Inc., New York. 337 p.
- Meybeck M. & Helmer R., 1996. An introduction to water quality. En: UNESCO-WHO-UNEP. *Water Quality Assessments*. Chapman & Hall, Cambridge. 613 p.
- Pan Y., Stevenson R.J., Hill B.H. & Herlihy A.T., 2000. Ecoregions and benthic diatoms assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *Journal of North American Benthological Society* 19 (3): 518-540.
- Reynolds C.S., 1996. Algae. En: Geoffrey P. & P. Calow (eds.) *River Biota: Diversity and Dynamics*. Blackwell Science. 257 p.



- Rice C.P. & White D.S., 1987. PCB availability assessment or river dredging using caged clams and fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 6: 259-274.
- Rott E., 1991. Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. En: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.). Use of algae for monitoring rivers II. International Symposium, Innsbruck Austria. 17-19 September 1995. 196 p.
- Sabater S., 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology* 12: 113-124.
- Shannon C.E & Weaver W., 1949. The Mathematical Theory of Communication. - Univ. Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- Stevenson R.J., 1984. Epilithic and epipelic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution. *Hydrobiologia*. 114: 114-161.
- Symoens J.J., Kusel-Fetzmann E. & Descy J.P., 1988. Algal communities of continental waters. En: Symoens J.J. (ed.). Vegetation of inland waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Printed in the Netherlands. 400 p.
- Winger P.V. & Lasier P.J., 1995. Sediment toxicity in Savannah Harbor. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28: 357-365.
- Wirth E.F., Scott G.I., Fulton M.H., Van Dolah R. F., Maier P.P., Hudley N., Daugomali J.W. & Key P.B., 1996. In situ monitoring of dredged water spoil sites using the oyster *Crassostrea virginica*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 30: 340-348.

7.

Consideraciones Finales





Consideraciones Finales

La presente tesis tuvo como eje de desarrollo la investigación de algunos de los efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la taxocenosis de diatomeas epipélicas de sistemas lóticos pampeanos.

Dentro del marco del objetivo general de estudiar dicha taxocenosis como indicadora de la integridad biótica y calidad del agua de ríos y arroyos de la llanura pampeana, se establecieron objetivos particulares que fueron desarrollados en los diferentes capítulos de la tesis. A continuación se presentan las principales conclusiones alcanzadas:

● **Identificar cambios en la composición específica de la taxocenosis relacionados con la composición química del agua**

Los patrones de distribución de las diatomeas responden a diversos factores entre los que se encuentran aquellos de influencia biogeográfica, biogeoquímica y humana. Los estudios extensivos realizados en el área (capítulo 2) tuvieron por finalidad analizar la composición iónica de los arroyos, explorar la existencia de diferencias entre ellos e investigar los cambios que se producen en la taxocenosis en relación a la composición iónica del agua. A partir de los análisis efectuados fue posible reconocer diferencias entre los arroyos pertenecientes al sistema serrano de Tandilia contemplados en este estudio (A° Tandileofú, Napaleofú y Vivoratá) y los arroyos del NE de la provincia de Buenos Aires (A° Rodríguez, El Gato, Pescado, Buñirigo y Juan Blanco). En tal sentido los primeros presentaron una composición hidroquímica rica en calcio, magnesio y bicarbonatos mientras que en los arroyos del NE el agua fue rica en carbonatos, principalmente. Estas diferencias se vieron reflejadas en los grupos de especies presentes en los sistemas lóticos analizados, observando en los arroyos del NE la presencia de una flora diatomológica de carácter más alcalífilo que la de los arroyos del sistema de Tandilia. Así en los arroyos de Tandil se observó una flora propia de ambientes ricos en Ca^{2+} , Mg^{2+} y HCO_3^- constituida principalmente por *Nitzschia calida*, *Amphora pediculus*, *Navicula tripunctata*, *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia dissipata*, *Navicula capitatoradiata*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Navicula gregaria* y *Navicula veneta*, entre otras. Por otra parte la taxocenosis observada en los arroyos del NE, con aguas más duras, ricas en CO_3^{2-} ,



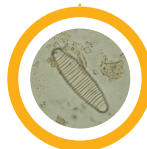
estuvo representada por *Diadsmis confervacea*, *Navicula trivialis*, *Gomphonema gracile*, *Cymbella silesiaca*, *Pinnularia gibba*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia brevissima*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia umbonata*, *Caloneis bacillum*, *Luticola mutica*, *Navicula cryptocephala* y *Sellaphora pupula*.

● **Conocer la relación existente entre la estructura y composición específica de la taxocenosis de las diatomeas epipélicas y la calidad del agua teniendo en cuenta la naturaleza e intensidad de las fuentes contaminantes.**

Los sistemas lóticos de la llanura pampeana se encuentran sometidos a una serie de disturbios de carácter antrópico relacionados con el uso de la tierra en la cuenca (agrícola-ganadero, urbano, industrial). El análisis del uso de la tierra y su intensidad (capítulo 3) permitió identificar asociaciones de especies relacionadas a cada tipo de actividad desarrollada en la cuenca. Asociadas a sitios poco alterados fueron observadas especies con altos requerimientos de oxígeno, mesotróficas y relacionadas con un nivel de saprobiedad β - α - mesosapróbico. En sitios con uso de la tierra de carácter agrícola-ganadero intenso las especies presentes respondieron a moderados requerimientos de oxígeno, y se relacionaron a condiciones eutróficas y un nivel de saprobiedad α -mesosapróbico. Las especies observadas en sitios con uso de la tierra predominantemente urbano exhibieron moderados o bajos requerimientos de oxígeno, y respondieron a condiciones eutróficas y un nivel meso-polisapróbico. Los sitios en donde el uso de la tierra fue principalmente de carácter industrial presentaron especies con requerimientos muy bajos de oxígeno, eutróficas o hipereutróficas y polisapróbicas. Los parámetros estructurales de la taxocenosis de diatomeas reflejaron el deterioro de la calidad del agua condicionado por el uso de la tierra y su intensidad, mostrando una disminución gradual de la diversidad, el número de especies y la equitabilidad.

● **Conocer la fidelidad de las especies de diatomeas epipélicas a diferente grado de deterioro ambiental en arroyos pampásicos.**

La respuesta de una especie a distintos factores ambientales está determinada principalmente por su tolerancia específica, así como por el rango de sus requerimientos mínimos y óptimos con relación a la calidad del agua. El capítulo 4 estuvo destinado a explorar las respuestas de las diatomeas de la comunidad epipélica a la eutrofización



y polución orgánica mediante el análisis del grado de fidelidad de las especies a estos fenómenos. De las especies consideradas en el estudio, el 37 % presentaron el mayor grado de fidelidad, indicando un rango estrecho de preferencias en relación con la eutrofización y polución orgánica, mientras que sólo el 11 % presentaron el menor grado de fidelidad, indicando un rango de preferencias más amplio de la especie. Asimismo se observaron algunas diferencias en las preferencias de las especies halladas con respecto a las reportadas para otras latitudes. Posiblemente lo mencionado se deba a la existencia de concentraciones de nutrientes más altas en los ríos y arroyos de la llanura pampeana (aún cuando no se hallen sometidos a perturbaciones antrópicas) que en los ríos europeos, debidas a la composición del material que constituye la cuenca de los sistemas lóticos y al aporte proveniente de las aguas subterráneas. La incorporación del grado de fidelidad de las especies en relación con la polución orgánica y eutrofización se vio reflejada en una mejora del ajuste del Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) con las variables relacionadas a estos fenómenos, demostrando la importancia de considerar la información referente al grado de fidelidad de las especies en las evaluaciones de la calidad del agua y aportando, además, conocimientos acerca de cuán eurioicas son las especies en relación con la eutrofización y polución orgánica.

● **Conocer la elasticidad o capacidad de recuperación de la taxocenosis luego de estar sometida a contaminantes durante un tiempo determinado.**

Si bien es reconocido el hecho de que las diatomeas responden a los cambios de la calidad del agua, los tiempos de respuesta pueden ser distintos según el sistema lótico que se considere, dependiendo de su ubicación latitudinal, altitudinal, las características propias de las cuencas, del tipo de contaminación, etc. En el capítulo 5 fueron analizadas las respuestas de las diatomeas bentónicas frente a cambios rápidos en la calidad del agua y el tiempo de recuperación de la taxocenosis en un sistema de la llanura pampeana. Mediante el empleo de traslocaciones de comunidades microbentónicas fue posible advertir cambios en la taxocenosis relacionados con variaciones en los parámetros estructurales, porcentaje de similitud comunitaria, en la tolerancia de las especies a la contaminación como así también en la composición específica. Las experiencias de traslocación evidenciaron no sólo los cambios mencionados sino también el tiempo necesario para que los cambios se manifiesten cuando la taxocenosis es expuesta al deterioro de la calidad del agua y en sentido inverso. Así se advirtió que cuando la taxocenosis fue transportada de un sitio de buena calidad a uno de peor calidad del agua al cabo de dos semanas perdió

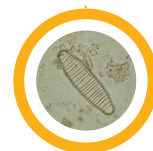
una mayor proporción de las características originales de la taxocenosis control que en las traslocaciones implementadas en sentido inverso.

● **Conocer cambios de la taxocenosis en relación con alteraciones del hábitat.**

Los dragados en los ríos y arroyos de la llanura pampeana son frecuentes en virtud de la necesidad de aumentar la capacidad de descarga de los éstos hacia el Río de la Plata o al mar, debido a la baja pendiente propia de estos sistemas. Los efectos de las alteraciones del hábitat producidas por estas obras sobre la taxocenosis de diatomeas epipélicas fueron investigados en el capítulo 6. El dragado produjo dos tipos de disturbios en el hábitat; por un lado aquellos relacionados con el lecho del arroyo debido a la remoción de sedimentos, que produjo la inestabilidad del sustrato. En segundo lugar los relacionados con la columna de agua, entre los que se incluyen los cambios químicos (como el aumento en la concentración de nutrientes y materia orgánica) y la alteración del ambiente lumínico relacionada con el incremento de los sólidos en suspensión. Estas modificaciones físico-químicas del hábitat de las diatomeas bentónicas provocaron cambios en la taxocenosis que incluyeron variaciones en los parámetros estructurales como así también cambios en la tolerancia de la taxocenosis a la polución orgánica. A partir de las obras de dragado se observó un incremento en la densidad de diatomeas, relacionado al incremento de la concentración de nutrientes, y el reemplazo de especies sensibles por especies más tolerantes. Los cambios fueron más notorios en el caso del sitio que presentaba mejor calidad del agua, que en aquellos que mostraban signos de disturbios antrópicos previo a las obras de dragado.

● **Conocer cambios de la taxocenosis a diferentes escalas de tiempo (estacional, semanal).**

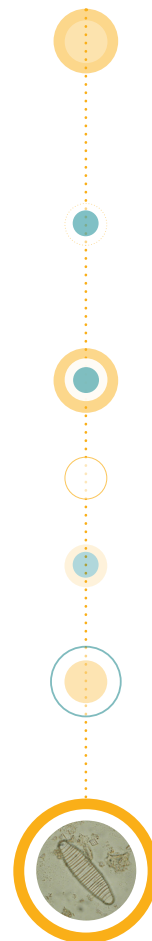
La taxocenosis de diatomeas bentónicas respondió a los cambios en la calidad del agua a distintas escalas de tiempo. En el capítulo 3 fueron analizadas las respuestas a escala estacional advirtiendo una escasa influencia de la estacionalidad en los parámetros estructurales y tolerancia de las especies a la polución. Esto pone de manifiesto la respuesta de la taxocenosis a las condiciones de la calidad del agua más allá de las

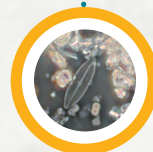


variaciones que se producen estacionalmente. En el caso de escalas de tiempo más cortas (semanales) se pudo apreciar que la taxocenosis respondió de manera sensible a los cambios rápidos en la calidad del agua mediante cambios en la composición específica y en los parámetros estructurales (capítulos 5 y 6).

Finalmente y a partir de los resultados obtenidos fue posible comprobar que los cambios en la calidad ecológica de los sistemas lóticos pampeanos afectan la composición y estructura de la taxocenosis de diatomeas bentónicas.

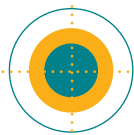
De esta manera, a través de los cambios de la taxocenosis es posible evaluar perturbaciones antropogénicas y definir una línea de base para contribuir a establecer y predecir cambios en la calidad ecológica de los sistemas lóticos pampeanos. Por lo tanto las hipótesis planteadas en esta tesis son aceptadas.





Anexo





Nomenclatura actualizada de las especies identificadas

Acrónimo	Nombre de la especie	Nomenclatura actualizada
ABRE	<i>Achnanthes brevipes</i> Agardh	
ACOA	<i>Achnanthes coarctata</i> (Brebisson) Grunow in Cl. & Grunow	
ADHA	<i>Achnanthes delicatula</i> (Kütz.) Grun. var. <i>hauckiana</i> Lange-Bertalot & Rup	<i>Achnantheiopsis hauckiana</i> (Grunow) Lange-Bertalot
AEXG	<i>Achnanthes exigua</i> Grunow	<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki
AHUN	<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow	<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round and Basson
AIPX	<i>Achnanthes impexa</i> Lange-Bertalot	
AINF	<i>Achnanthes inflata</i> (Kützing) Grunow	
ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki
ALDH	<i>Amphipleura lindheimerii</i> Grunow	
APEL	<i>Amphipleura pellucida</i> Kützing	
ARUT	<i>Amphipleura rutilans</i> (Trentepohl) Cleve	
ACOF	<i>Amphora coffeaeformis</i> (Agardh) Kützing	
AINA	<i>Amphora inariensis</i> Krammer	
ALIB	<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman et Archibald
AMMO	<i>Amphora montana</i> Krasske	
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	
AVEN	<i>Amphora veneta</i> Kützing	
ASPH	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	
ASCO	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer f. <i>costata</i> (Kützing) Grunow	
BPAR	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	
CBAC	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	
CAOR	<i>Caloneis oregonica</i> (Ehrenberg) Patrick	
CSIL	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	
CPPL	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>pseudolineata</i> Geitler	
CNDI	<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer	
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	
CRAC	<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann	
CAMB	<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) Mann	
CRCU	<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Mann	
CHAL	<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann	
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	
CSTR	<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow	

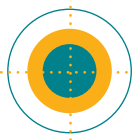
Acrónimo	Nombre de la especie	Nomenclatura actualizada
CAFF	<i>Cymbella affinis</i> Kützing	
CCYM	<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	
CSLE	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann
CTUM	<i>Cymbella tumida</i> (Brebisson) Van Heurck	<i>Encyonema tumida</i> (Brebisson ex Kützing) Mann
CTGL	<i>Cymbella turgidula</i> Grunow	
DELE	<i>Denticula elegans</i> Kützing	
DKUE	<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	
DSUB	<i>Denticula subtilis</i> Grunow	
DCOF	<i>Diadsmis confervacea</i> Kützing	
DCON	<i>Diadsmis contenta</i> (Grunow ex V. Heurck) Mann	
DCBI	<i>Diadsmis contenta</i> Grunow var. <i>biceps</i> (Grunow) Hamilton	
DVUL	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	
DELL	<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	
DOVA	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	
DPSO	<i>Diploneis pseudovalis</i> Hustedt	
DPUE	<i>Diploneis puella</i> (Schumann) Cleve	
DSMI	<i>Diploneis smithii</i> (Brebisson) Cleve	
EADN	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	
ESOR	<i>Epithemia sorex</i> Kützing	
EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills	
ECIR	<i>Eunotia circumborealis</i> Nörpel & Lange-Bertalot	
EDIO	<i>Eunotia diodon</i> Ehrenberg	
EUIN	<i>Eunotia intermedia</i> (Krasske ex Hustedt) Nörpel & Lange-Bertalot	
EMIN	<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck	
EMON	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	
EMBI	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg var. <i>bidens</i> (Gregory) Hustedt	
EMTR	<i>Eunotia muscicola</i> Krasske var. <i>tridentula</i> Nörpel & Lange-Bertalot	
EPEC	<i>Eunotia pectinalis</i> (Dillwyn) Rabenhorst	
FBRE	<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	<i>Pseudoestaurosira brevistriata</i> (Grunow) Williams & Round
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	
FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) Petersen
FCON	<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow	<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg) Williams & Round
FELL	<i>Fragilaria elliptica</i> Schumann	<i>Staurosira elliptica</i> (Schumann) Williams et Round
FPIN	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg	<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenber) Williams & Round
FPUL	<i>Fragilaria pulchella</i> (Ralfs ex Kütz.) Lange-Bertalot	
FULN	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère

Acrónimo	Nombre de la especie	Nomenclatura actualizada
FUAC	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<i>Fragilaria acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot
FCRE	<i>Frustulia creuzburgensis</i> (Krasske) Hustedt	
FSPI	<i>Frustulia spicula</i> Amosse	
FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	
GACU	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	
GAFF	<i>Gomphonema affine</i> Kützing	
GANT	<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	
GGRA	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	
GINs	<i>Gomphonema insigne</i> Gregory	
GMIN	<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	
GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	
GPSA	<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	
GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	
GYAT	<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Cleve	
GNOD	<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	
GSCA	<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve	
HABU	<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot	
HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	
HVIR	<i>Hantzschia virgata</i> (Roper) Grunow	
LGOE	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) Mann	
LKOT	<i>Luticola kotzschyi</i> (Grunow) Mann	
LMUT	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann	
MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh	
NAAN	<i>Navicula angusta</i> Grunow	
NATO	<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow	<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot
NCAP	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg	<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski
NCHU	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross	<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski
NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	
NCIN	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	
NCIC	<i>Navicula circumtexta</i> Meister ex Hustedt	<i>Biremis circumtexta</i> (Meister ex Hustedt) Lange-Bertalot et Witkowski
NCST	<i>Navicula constans</i> Hustedt	
NCSY	<i>Navicula constans</i> var. <i>symmetrica</i> Hustedt	
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	
NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	
NDIG	<i>Navicula digitoradiata</i> (Gregory) Ralfs	
NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	

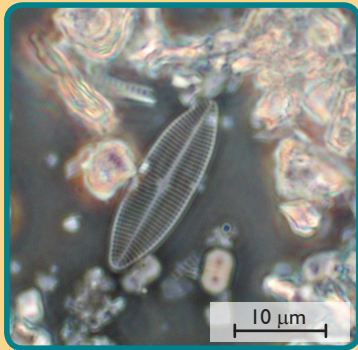
Acrónimo	Nombre de la especie	Nomenclatura actualizada
NGRE	<i>Navicula gregaria</i> Donkin	
NIPX	<i>Navicula impexa</i> Hustedt	
NLAN	<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	
NLAT	<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt	
NMGL	<i>Navicula margalithii</i> Lange Bertalot	
NMEN	<i>Navicula menisculus</i> Schumann	
NMCA	<i>Navicula microcari</i> Lange-Bertalot	
NMDG	<i>Navicula microdigitoradiata</i> Lange-Bertalot	
NMLF	<i>Navicula molestiformis</i> Hustedt	<i>Craticula molestiformis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot
NMOC	<i>Navicula monoculata</i> Hustedt	<i>Fallacia monoculata</i> (Hustedt) Mann
NPRM	<i>Navicula paramutica</i> Bock	
NPRG	<i>Navicula peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing	
NPYG	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing	<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle et Mann
NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kützing	
NRCS	<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	
NSAP	<i>Navicula saprophila</i> Lange-Bertalot & Bonik	<i>Fistulifera saprophila</i> (Lange-Bertalot et Bonik) Lange-Bertalot
NSHR	<i>Navicula schroeteri</i> Meister	
NSBM	<i>Navicula subminuscula</i> Manguin	<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Lange-Bertalot
NTEN	<i>Navicula tenelloides</i> Hustedt	
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	
NTRV	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	
NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing	
NVUL	<i>Navicula vulpina</i> Kützing	<i>Navicula viridula</i> var. <i>vulpina</i> (Kützing) Lange-Bertalot
NEAF	<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer	
NEDU	<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	
NIRI	<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve	
NACI	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	
NAMH	<i>Nitzschia amphibioides</i> Hustedt	
NIAN	<i>Nitzschia angustata</i> Grunow	
NIAA	<i>Nitzschia angustata</i> Grunow var <i>acuta</i> Grunow in Cl. & Grunow	
NZAG	<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot	
NBRE	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	
NICA	<i>Nitzschia calida</i> Grunow	<i>Tryblionella calida</i> (Grunow) Mann
NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	
NCLA	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	
NCOM	<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst	
NCPS	<i>Nitzschia compressa</i> (Bailey) Boyer	
NCOT	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs	<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory

Acrónimo	Nombre de la especie	Nomenclatura actualizada
NDEB	<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow	
NDEN	<i>Nitzschia denticula</i> Grunow	<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	
NFIL	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck	
NFON	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	
NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	
NIGF	<i>Nitzschia graciliformis</i> Lange-Bertalot & Simonsen	
NHAN	<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	
NHEU	<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow	
NHOM	<i>Nitzschia hamburgiensis</i> Lange-Bertalot	
NIHU	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Mann
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	
NLEV	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow	<i>Tryblionella levidensis</i> W. Smith
NLSU	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. M. Smith var. <i>subtilis</i> (Grunow) Hustedt	
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	
NZLT	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith var. <i>tenuis</i> (W. Smith) Grunow	
NMIC	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow	
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	
NPAE	<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow	
NIPE	<i>Nitzschia pellucida</i> Grunow	
NREC	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	
NREV	<i>Nitzschia reversa</i> W. M. Smith	
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith	
NSOC	<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt	
NTER	<i>Nitzschia terrestris</i> (Petersen) Hustedt	
NTRY	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch	
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	
NVER	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	
PACR	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenhorst	
PAPP	<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve	
PBRT	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg var. <i>rectangularis</i> Carlson	
PBRA	<i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve	<i>Pinnularia brauniana</i> (Grunow) Mills
PBRE	<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst	
PDIV	<i>Pinnularia divergens</i> W. M. Smith	
PDVG	<i>Pinnularia divergentissima</i> (Grunow) Cleve	
PGIB	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	
PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	
PSIM	<i>Pinnularia similis</i> Hustedt	
PSIN	<i>Pinnularia sinistra</i> Krammer	

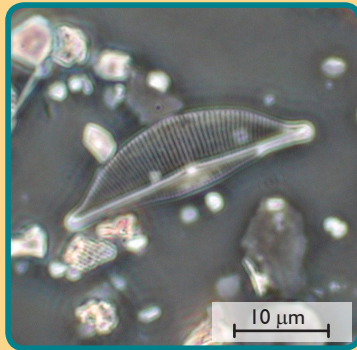
Acrónimo	Nombre de la especie	Nomenclatura actualizada
PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	
PVIF	<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	
PVIR	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	
PPSA	<i>Placoneis pseudoanglica</i> (Lange-Bertalot) Cox	
PELG	<i>Placoneis elginensis</i> (Gregory) Cox	
PPLC	<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Heinzerling	
PLEV	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère	
RSIN	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	
RUNI	<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero & Ferrario	
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	
RGBL	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller	
RBRE	<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer	
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller	
RGBL	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller	
RMUS	<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) O. Müller	
SEBA	<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D.G. Mann	
SPUP	<i>Sellaphora pupula</i> Kützing	
SSEM	<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D. G. Mann	
STAN	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	
STBR	<i>Stauroneis brasiliensis</i> (Zimmerman) Compere	
SPHO	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	
SPRO	<i>Stauroneis producta</i> Grunow	
SSMI	<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	
SAPH	<i>Surirella amphioxys</i> W. M. Smith	
SANG	<i>Surirella angusta</i> Kützing	
SBRE	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	
SBKU	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer & Lange-Bertalot	
SOVI	<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	
SPAT	<i>Surirella patella</i> Kützing	
SSPL	<i>Surirella splendida</i> (Ehrenberg) Kützing	
SUTE	<i>Surirella tenera</i> Gregory	
TINC	<i>Thalassiosira incerta</i> Makarova	



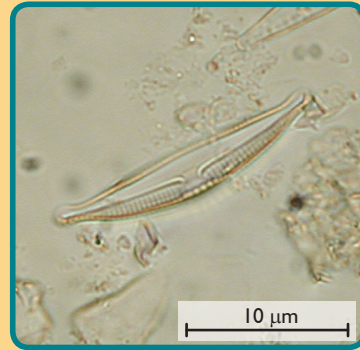
Microfotografías de algunas especies halladas en los sistemas lóticos estudiados



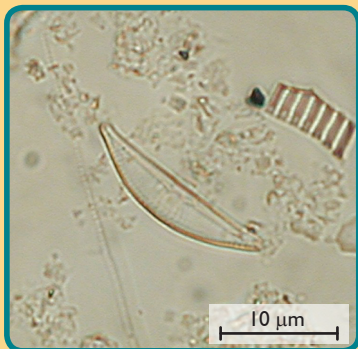
Achnanthes hungarica (Grunow) Grunow



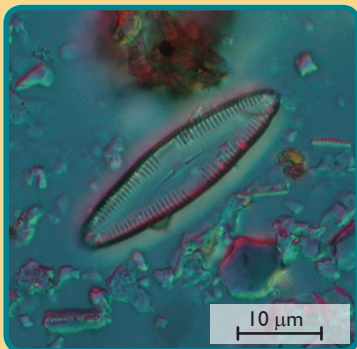
Amphora coffeaeformis (Agardh) Kützing



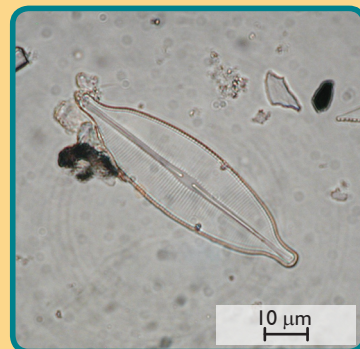
Amphora montana Krasske



Amphora veneta Kützing



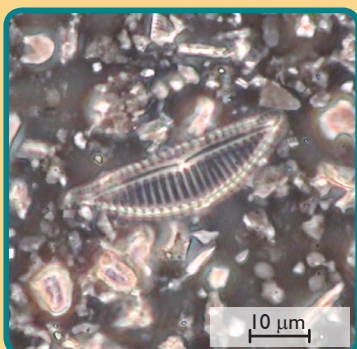
Caloneis bacillum (Grunow) Cleve



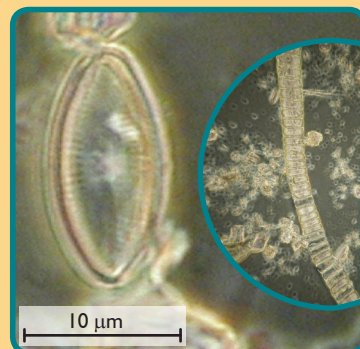
Craticula ambigua (Ehrenberg) Mann



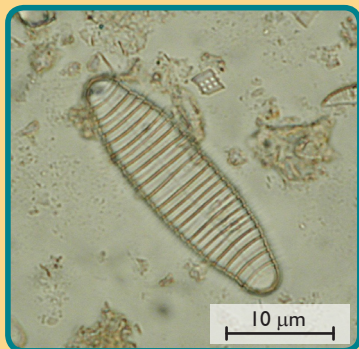
Cymbella affinis Kützing



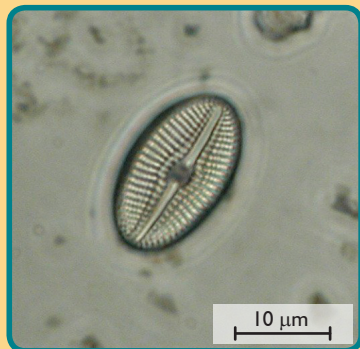
Cymbella silesiaca Bleisch



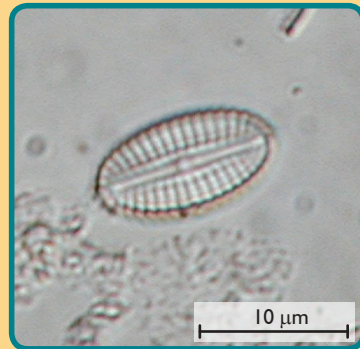
Diadesmis confervacea Kützing



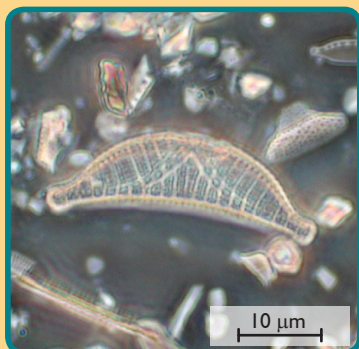
Diatoma vulgare Bory



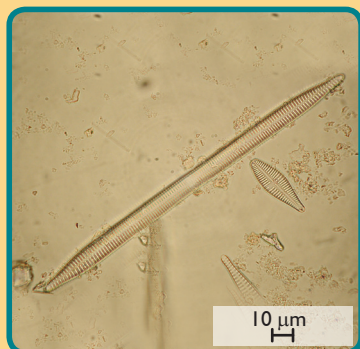
Diploneis pseudovalis Hustedt



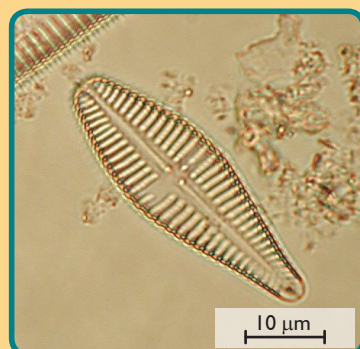
Diploneis puella (Schumann) Cleve



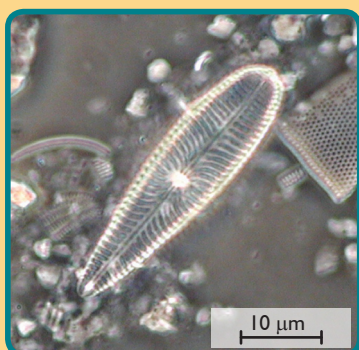
Epithemia sorex Kützing



Fragilaria ulna (Nitzsch.) Lange-Bertalot



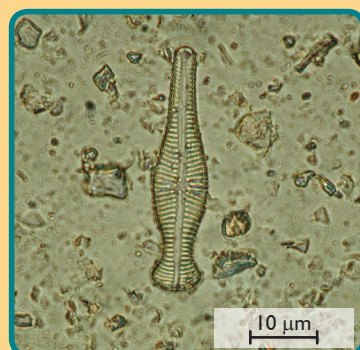
Gomphonema clavatum Ehrenberg



Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson



Gomphonema parvulum Kützing



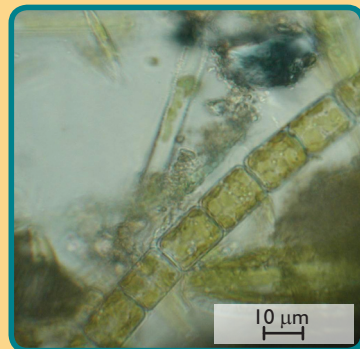
Gomphonema truncatum Ehrenberg



Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst

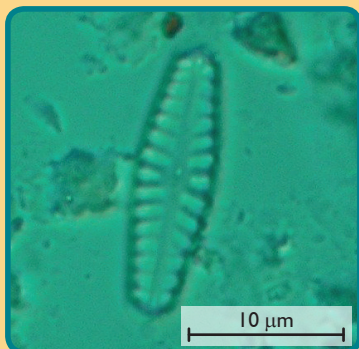


Hantzschia abundans Lange-Bertalot



Melosira varians Agardh





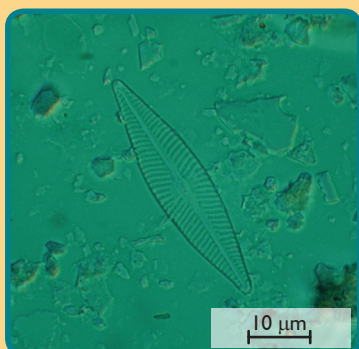
Navicula capitata Ehrenberg



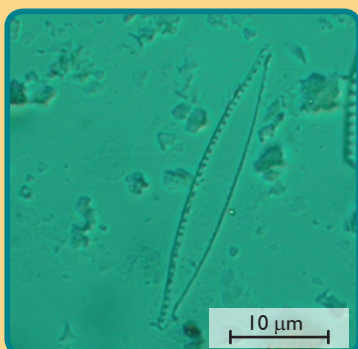
Navicula capitatoradiata Germain



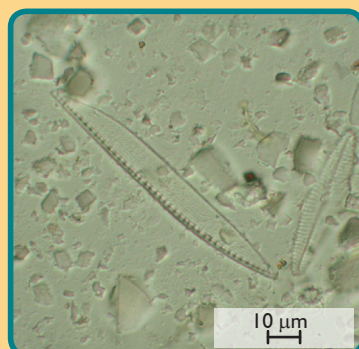
Navicula peregrina (Ehr.) Kützing



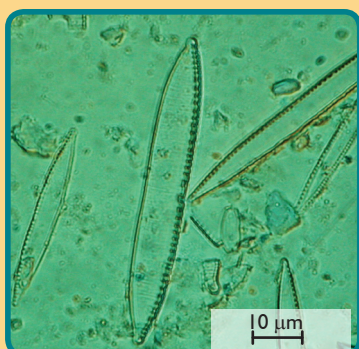
Navicula trivialis Lange-Bertalot



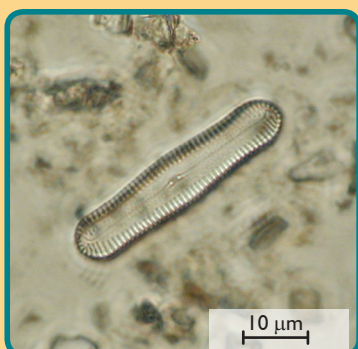
Nitzschia palea (Kützing) W. Smith



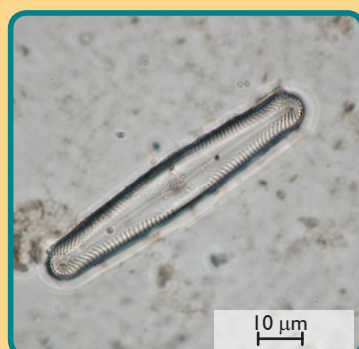
Nitzschia sigma (Kützing) W. Smith



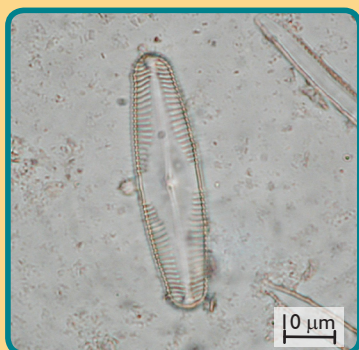
Nitzschia umbonata (Ehrenberg)
Lange-Bertalot



Pinnularia acrosphaeria Rabenhorst



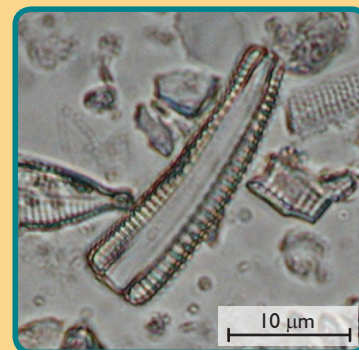
Pinnularia gibba Ehrenberg



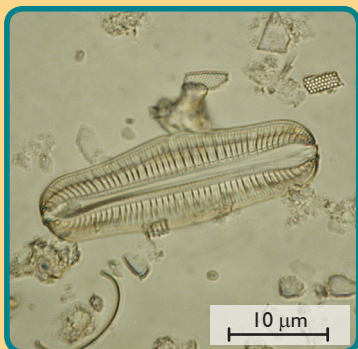
Pinnularia microstauron (Ehrenberg)
Cleve



Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg



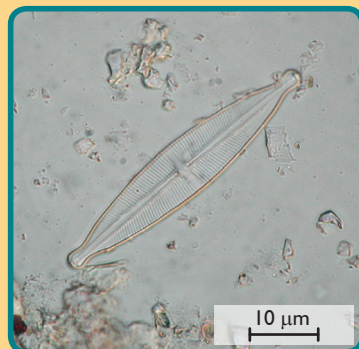
Rhoicosphenia abbreviata (C. Agardh)
Lange-Bertalot



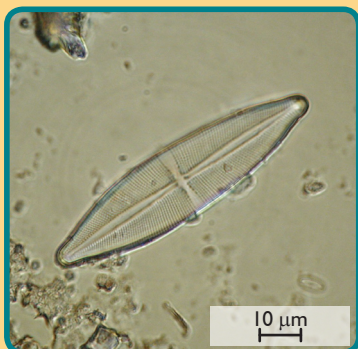
Rhopalodia gibba (Ehr.) O. Müller



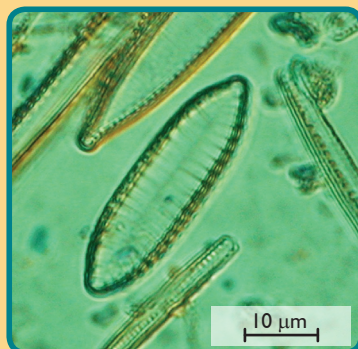
Rhopalodia gibberula (Ehrenberg) O. Müller



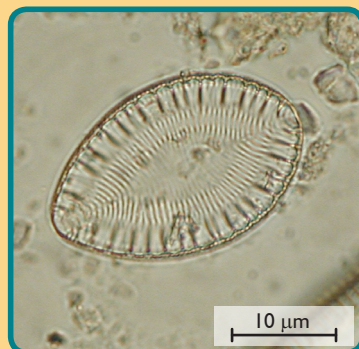
Stauroneis anceps Ehrenberg



Stauroneis phoenicenteron (Nitzsch) Ehrenberg



Surirella angusta Kutzinger



Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bertalot