




Universidad Nacional de Río Cuarto

Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales  
Departamento de Ciencias Naturales



Evaluación de algas  
episámicas en el río  
Chocancharava: efectos de  
perturbaciones antrópicas

Trabajo Final de Licenciatura en Ciencias Biológicas

**Leandro Gnesutta**

Directora: MSc. María Elisa Luque

Co-Directora: Dra. Luciana Cibils Martina



Universidad Nacional de Río Cuarto  
Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales  
Departamento de Ciencias Naturales

Trabajo Final de Licenciatura en Ciencias Biológicas

“Evaluación de algas episámicas en el río  
Chocancharava: efectos de perturbaciones antrópicas”

Leandro Gnesutta

DNI: 35.675.596

Directora: MSc. María Elisa Luque

Codirectora: Dra. Luciana Cibils Martina

Tribunal Evaluador:

MSc. María Elisa Luque

Dra. Romina Principe

Dra. Claudia Travaglia

Diciembre 2018

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Nacional de Río Cuarto y a la Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, por brindarme una educación gratuita y de calidad.

A las directoras y jurados, por enseñarme en todo momento, por acompañarme en este camino, siendo un soporte fundamental en esta última parte de mi carrera.

Al grupo de investigación, por la formación que me brindaron y por dejarme ser parte de este grupo. Por el tiempo compartido y la confianza.

A mi familia, que estuvo apoyándome en cada paso que di.

A los compañeros y amigos, esos que siempre estuvieron, sin ellos este camino no hubiese sido igual.

A Dinámica Estudiantil, la agrupación que me dio tanto, permitiéndome participar y trabajar por mis compañeros, construyendo junto a muchos amigos una educación gratuita, de calidad, inclusiva, libre, y pública.

## ÍNDICE GENERAL

	Página
Índice de tablas .....	4
Índice de figuras .....	6
1. Resumen .....	8
2. Introducción .....	9
3. Materiales y métodos.....	17
3.1. Área de estudio .....	17
3.2. Metodología de campo y laboratorio .....	20
3.3. Análisis de datos .....	23
4. Resultados .....	29
4.1. Variables físico- químicas .....	29
4.2. Análisis de la comunidad algal .....	30
4.3. Comparación con datos previos.....	35
4.3.1. Variables físico-químicas.....	35
4.3.2. Análisis de la comunidad algal.....	36
5. Discusión .....	45
6. Bibliografía .....	52
7. Anexo.....	63

---

**ÍNDICE DE TABLAS**

<b>Tabla 1.</b>	Variables físico-químicas registradas en los sitios periurbano y urbano, en el río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016.	Pág 29
<b>Tabla 2.</b>	ANOVA de un factor para las variables estructurales de la comunidad algal en los sitios periurbano (PU) y urbano (U) en el río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016. Se muestran los valores de grados de libertad (gl), F, P y resultados del test a posteriori para cada variable.	31
<b>Tabla 3.</b>	Resultados de ANOVA para la proporción de especies en cada categoría de rasgos funcionales entre los sitios periurbano (PU) y urbano (U), del río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016. Se muestran los valores de grados de libertad (gl), F y P y el resultado de las pruebas a posteriori.	33
<b>Tabla 4.</b>	Variables físico-químicas registradas en los sitios periurbano y urbano del río Chocancharava, en el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016.	35
<b>Tabla 5.</b>	Resultados de ANOVAs de dos factores realizados para comparar variables estructurales de las comunidades presentes en el río Chocancharava durante el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016, (factor año) entre los sitios periurbano (PU) y urbano (U) (factor sitio). Se muestran los valores de grados de libertad (gl), F y P y el resultado de las pruebas a posteriori.	39
<b>Tabla 6.</b>	Resultados de ANOVAs de dos vías para las proporciones de diatomeas correspondientes a las diferentes categorías de los rasgos funcionales entre los sitios periurbano (PU) y urbano (U) seleccionados en el río Chocancharava para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestran los valores	42

de grados de libertad del factor y del error (gl), F, P y el resultado de las pruebas a posteriori para los factores principales y la interacción. Los valores significativos ( $p < 0,05$ ) se muestran en negrita.

- Tabla 7.** Resultados de ANOVAs de dos vías para los índices de diversidad y equitatividad funcional entre los sitios periurbano (PU) y urbano (U), seleccionados en el río Chocancharava, para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestran los valores de grados de libertad del factor y del error (gl), F, P y el resultado de las pruebas a posteriori para los factores principales y la interacción. Los valores significativos ( $p < 0,05$ ) se muestran en negrita. 43
- Tabla 8.** Resultados de índices taxonómicos calculados para la comunidad algal de los sitios periurbano (PU) y urbano (U) seleccionados en el río Chocancharava, para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestra el valor promedio de cada índice y la valoración de calidad. 44

**ÍNDICE DE FIGURAS**

<b>Fig. 1.</b>	Mapa de la cuenca del río Chocancharava hasta la ciudad de Río Cuarto.	Pág. 17
<b>Fig. 2.</b>	Imágenes de Google Earth Engine de la ciudad de Río Cuarto en 2003 (a) y 2016 (b).	19
<b>Fig. 3.</b>	Sitios de muestreo (a) periurbano y (b) urbano en Junio de 2016, c) ubicación de los sitios de muestreo sobre el río Chocancharava. Imagen de Google Earth.	21
<b>Fig. 4.</b>	Método de muestreo para algas episámicas.	22
<b>Fig. 5.</b>	Taxones más abundantes registrados en los sitios de muestreo periurbano (PU) y urbano (U), en el río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016.	30
<b>Fig. 6.</b>	Variables estructurales de la comunidad algal de los sitios periurbano (PU, rojo) y urbano (U azul), en el río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016. Se muestran valores medios y error estándar.	32
<b>Fig. 7.</b>	Abundancia relativa ( $P_i$ ) de las categorías más abundantes (mayores al 1%) de rasgos funcionales de las especies algales presentes en los sitios de muestreo periurbano (PU) y urbano (U), del río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016. Se muestran valores medios y error estándar. Para las clases de tamaño se muestran cuatro de las cinco categorías, para mecanismos de adhesión se muestran tres de cinco categorías.	34
<b>Fig 8.</b>	Ordenación por escalamiento no métrico multidimensional (NMDS) de la comunidad algal del río Chocancharava, en los sitios urbano (U) y periurbano (PU), durante el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016.	36

- Fig. 9.** a) Abundancia relativa de familias de Bacillariophyta registradas en los sitios periurbano (PU) y urbano (U) del río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016; b) especies representativas de las familias más abundantes. 37
- Fig. 10.** Variación de atributos estructurales registrados durante el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016, en los dos sitios de muestreo (sitio periurbano y urbano) del río Chocancharava. Se muestran valores medios. 39
- Fig. 11.** Abundancia relativa ( $P_i$ ) de las categorías más abundantes (mayores al 1%) de rasgos funcionales de las especies algales presentes en los sitios de muestreo periurbano (PU) y urbano (U), seleccionados en el río Chocancharava, para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestran valores medios y error estándar. Para las clases de tamaño se muestran cuatro de las cinco categorías, para mecanismos de adhesión se muestran tres de cinco categorías. 41
- Fig. 12.** Índices de diversidad y equitatividad funcional calculados con los rasgos funcionales de las especies algales presentes en los sitios de muestreo periurbano (PU) y urbano (U), seleccionados en el río Chocancharava, para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestran valores medios y error estándar. 43



## 1. RESUMEN

Los cambios en el uso de la tierra modifican las características físicas y químicas del agua, e influyen sobre la biota y el funcionamiento de los sistemas fluviales. Las comunidades de diatomeas son utilizadas como indicadoras para el biomonitoreo de ecosistemas de agua dulce en todo el mundo, mediante el uso de índices taxonómicos y, más recientemente, de rasgos morfológicos y funcionales. En este trabajo, se evaluó el efecto de la urbanización sobre la composición y estructura de la comunidad algal episámica del río Chocancharava. Se planteó como hipótesis que los cambios ocurridos en el curso del río Chocancharava y su ribera se ven reflejados en las comunidades algales. Se seleccionaron dos sitios de muestreo en el río Chocancharava (urbano y periurbano), situados aguas arriba y aguas abajo de un azud. Durante el periodo de bajo caudal en 2016 se compararon las variables físico-químicas, la composición y estructura de las comunidades desarrolladas en cada tramo y luego se hizo una comparación con resultados obtenidos en 2003, y se calcularon índices taxonómicos y no taxonómicos. En el año 2016, el sitio periurbano mostró un predominio de *A. minutissimum*. Los rasgos funcionales respondieron a la predominancia de esta especie en ambos sitios; con elevadas proporciones de diatomeas pequeñas, de bajo perfil, tolerantes a la escasez de nutrientes y pedunculadas. En 2003 se registraron mayores valores de conductividad y nitratos. Contrario a lo esperado, la diversidad fue menor en el sitio periurbano, posiblemente relacionado a disturbios asociados al uso agropecuario. Los índices de diversidad y equitatividad funcional, calculados a partir de los rasgos morfológicos, también mostraron menor diversidad funcional en el sitio periurbano en 2016. Los rasgos funcionales nos indicarían mejores condiciones en el sitio periurbano, y en el año 2016, dada la predominancia de especies de bajo perfil, que viven en condiciones de escasez de nutrientes. Esto coincide con lo encontrado con algunos de los índices taxonómicos utilizados: de acuerdo al IDP (Índice de Diatomeas Pampeano) y al IPS (Índice de Sensibilidad a la Contaminación), el sitio periurbano en 2016 presenta polución débil y el sitio urbano en el año 2003 presenta polución fuerte. Los índices taxonómicos y no taxonómicos ofrecieron información complementaria, por lo que futuras herramientas de monitoreo deberían contemplar un enfoque basado en múltiples descriptores.

## 2. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de agua dulce proporcionan recursos vitales para los humanos y son el único hábitat para una biota extraordinariamente rica, endémica y sensible. Las demandas humanas en los ecosistemas de agua dulce han aumentado de manera abrupta durante el siglo pasado, lo que genera grandes y crecientes amenazas a la biodiversidad en todo el mundo (Dudgeon *et al.*, 2006). Como resultado de esta crisis global, documentar las pérdidas de biodiversidad, diagnosticar sus causas, y encontrar soluciones se han convertido en algunos de los principales aspectos de la ecología contemporánea de agua dulce.

Durante milenios, los seres humanos han utilizado las aguas dulces y sus alrededores para obtener agua potable y de riego, para la eliminación de desechos, el transporte, la producción de energía, la recolección de plantas, peces, y minerales, y como sitios para establecer hogares, granjas e industrias. Además del enorme valor económico directo de estos usos, se ha estimado que los servicios ecosistémicos proporcionados por los ecosistemas de agua dulce representan el 20% del valor proporcionado por todos los ecosistemas de la Tierra (Costanza *et al.*, 1997). Tras el rápido crecimiento de la población humana y la economía mundial en el último siglo, los usos humanos de los ecosistemas de agua dulce han crecido tan abruptamente que ahora producen impactos ecológicos grandes, generalizados y negativos.

Los ríos son sistemas tetradimensionales con organización longitudinal, transversal, vertical y temporal (Stanford & Ward, 2001). Existe un continuo ajuste entre las condiciones hidrogeológicas, la estructura de las comunidades y la forma de vida de las poblaciones bentónicas (Vannote *et al.*, 1980; Statzner *et al.*, 1997). La morfología cuantitativa de la cuenca de drenaje y el efecto de los tributarios, los cambios de pendiente, la relación olla-rabión, las variaciones locales del flujo y el control de la vegetación ribereña son algunas de las condiciones hidráulicas que afectan la distribución longitudinal de los organismos (Davies *et al.*, 2000). La distribución lateral se establece con relación a las estructuras hidroecológicas de los bancos y la vegetación ribereña, elementos claves en el funcionamiento de los ríos (Vannote *et al.*, 1980; Naiman *et al.*, 2004). El ecotono agua-tierra ofrece diversidad

de hábitats para la fauna y flora acuática y semiacuática, donde son predecibles efectos de borde y donde se mantienen la biodiversidad y la productividad (Allan & Castillo, 2007). En los sistemas ribereños y bancos marginales se establecen interacciones entre las redes tróficas acuáticas y terrestres y procesos de conectividad hídrica y biológica. Además, la importancia de la calidad de los bosques de ribera ha sido enfatizada con fines de conservación y restauración de los ríos (Naiman *et al.*, 2010).

Las teorías que pretenden explicar el ajuste entre los procesos geomorfológicos y biológicos son una base conceptual y metodológica para evaluar la diversidad de hábitats y predecir la diversidad de especies y la calidad del agua (Tickner *et al.*, 2000; Thomson *et al.*, 2001). A escala de estudio de tramo fluvial el análisis de los mesohábitat, determinados por tipo de sedimento, velocidad de corriente y temperatura (Tickner *et al.*, 2000), permiten evaluar los cambios producidos por las perturbaciones antrópicas en ríos regulados, ríos contaminados, ecosistemas ribereños degradados, tramos urbanos y tramos rurales, y analizar los mecanismos y efectos de estos factores sobre la biodiversidad. La integridad ecológica de los ecosistemas lóticos se encuentra amenazada por numerosos factores, tales como obras de ingeniería, contaminación química y orgánica, invasión de especies exóticas y cambios en el uso de la tierra (conversión de bosques a sistemas agropecuarios, agricultura, ganadería, desarrollo urbano e industrial) que modifican las características físicas y químicas del agua, e influyen de manera marcada sobre la biota y sobre el funcionamiento de los sistemas fluviales. Es probable que las modificaciones antrópicas sean la principal causa de extinción de especies en los sistemas acuáticos, produciendo cambios en la estructura y funcionamiento de los arroyos, con la consiguiente pérdida de biodiversidad (Viglizzo *et al.*, 2003).

Los sistemas acuáticos de la provincia de Córdoba, en los últimos años se han visto alterados por numerosas perturbaciones antrópicas que afectan su funcionamiento. Se reconocen intervenciones o actividades humanas que actúan como causantes de la disminución de la biodiversidad, el aumento de la erosión y el empeoramiento de la calidad del agua: desmonte sin mantener el corredor marginal de bosque de ribera, construcción de embalses sin medidas de atenuación de impactos, introducción de especies exóticas, urbanización y pavimentación y

contaminación difusa (Corigliano, 2009). Las represas son probablemente unos de los mayores estresores que afectan la integridad de las aguas corrientes (The Heinz Center, 2002; Garcia de Leaniz, 2008; Poff & Zimmerman, 2010), ya que pueden interferir o incluso detener el transporte de sedimentos y nutrientes a lo largo de las vías fluviales y eventualmente alterar la conectividad ecológica (Poff *et al.*, 1997; Jenkins & Boulton, 2003; Dewson *et al.*, 2007). Además, las áreas urbanizadas pueden actuar como fuentes de materia orgánica y sustancias tóxicas, tales como metales pesados, que afectan a las comunidades acuáticas (Duong *et al.*, 2007; Kamjunke *et al.*, 2013; Sierra *et al.*, 2013). La calidad ecológica y la seguridad de las aguas superficiales aún sufren una fuerte degradación debido a las actividades antrópicas que impactan directamente en el lecho del río (por ejemplo, pesca, desviación de agua, irrigación, extracción de áridos y represas), así como aquellas que alteran el territorio que rodea los cursos de agua (por ej. agricultura, ganadería, complejos industriales y urbanos). Además, los ríos continúan siendo utilizados como receptores de todo tipo de materiales de desecho, lo que lleva a la eutrofización, la contaminación orgánica, la acidificación y las alteraciones hidrológicas e hidromorfológicas (Stanner & Bordeau, 1995; Malmqvist & Rundle, 2002). Esta situación requiere una vigilancia ecológica atenta de las aguas corrientes, basada en un enfoque metodológico científico cada vez más completo e innovador, para salvaguardar los recursos hídricos y, con ellos, la salud de las poblaciones, en un contexto de desarrollo sostenible.

El papel de las microalgas perifíticas y planctónicas en la eliminación de nutrientes en ríos y arroyos es particularmente importante para la gestión de ecosistemas de agua dulce dado que las fuentes de impacto antropogénico puntuales y difusas han aumentado las cargas de nitrógeno y fósforo en el ecosistema fluvial a nivel mundial (Seitzinger *et al.*, 2005; Guse *et al.*, 2015; Hering *et al.*, 2015). Las algas se utilizan cada vez más como indicadores ambientales confiables en arroyos y ríos a nivel mundial (Wu *et al.*, 2012; Lange *et al.*, 2016) porque responden fuertemente a los cambios ambientales (Stevenson *et al.*, 2010; Dong *et al.*, 2016). Las comunidades de diatomeas son utilizadas como indicadores de calidad de agua y de la polución de ríos (Licursi & Gómez, 2003; Zampella *et al.*, 2006), debido a su alta sensibilidad al estrés químico. Además, suelen estar presentes antes de la perturbación y generalmente persisten de alguna forma

después de las perturbaciones (Wu *et al.*, 2014). Sin embargo, no sólo las características químicas afectan la presencia de diatomeas, también las características físicas y del hábitat pueden influir sobre su distribución, principalmente, luz, tipo de sustrato, velocidad de corriente, entre otras (Lima de Souza & Ferragut, 2012; Wellnitz & Poff, 2012; Cibils-Martina *et al.*, 2017). Como consecuencia, se han desarrollado numerosos métodos de evaluación basados en microalgas, y especialmente en diatomeas, un componente clave de la comunidad algal, en varios países y regiones (Siddig *et al.*, 2016). Preferentemente, se utilizan las algas que viven adheridas al sustrato, que forman parte del perifiton o biofilm, y se denominan epilíticas, episámicas o epipélicas, dependiendo del tipo de sustrato (rocas, arena o limo, respectivamente) (Gómez *et al.*, 2009).

Una definición flexible de un indicador biológico sería una especie o grupo de especies que refleje fácilmente el estado abiótico o biótico de un ambiente. Representan el impacto del cambio ambiental en un hábitat, comunidad o ecosistema; o es indicativo de la diversidad de un subconjunto de taxones, o de la diversidad total, dentro de un área (McGeoch *et al.*, 1998). Las diatomeas se han utilizado ampliamente como indicadores eficientes para evaluar la calidad del agua, ya que responden rápidamente a los cambios ambientales, especialmente la contaminación orgánica y la eutrofización, con un amplio espectro de tolerancia, desde condiciones oligotróficas a eutróficas (Ector & Rimet, 2005; Rimet, 2012; Álvarez-Blanco *et al.*, 2013; Lobo, 2013). Su eficiencia de indicador se basa en su gran diversidad taxonómica y las preferencias ecológicas de sus especies a niveles particulares de contaminación (Pandey *et al.*, 2017). Además, las diatomeas son uno de los principales grupos de organismos recomendados por la Directiva Marco del Agua introducida en la Unión Europea en 2000, para la identificación de gradientes de calidad ecológica en ríos (Szulc & Szulc, 2013). En este contexto, numerosos índices bióticos fueron desarrollados en Europa desde los años 60' (Zelinka & Marvan, 1961; Lange-Bertalot, 1979), y especialmente en la década del 80' (por ejemplo, Descy, 1980; Cemagref, 1982; Leclercq & Maquet, 1987). Todos estos índices bióticos se calculan utilizando métricas similares, que se basan en las abundancias de las especies y sus especificidades para concentraciones orgánicas y / o de nutrientes.

Zelinka & Marvan (1961) proporcionaron un método cuantitativo para relacionar las abundancias de especies y las preferencias ambientales en una métrica de condición ecológica que proporcionó la base para evaluaciones de los efectos humanos en todo tipo de recursos acuáticos en todo el mundo (Watanabe *et al.*, 1986; Wang *et al.*, 2006; Chessman *et al.*, 2007; Kelly *et al.*, 2009; Kireta *et al.*, 2012). Algunos de estos índices taxonómicos son: el Índice de Sensibilidad a la Contaminación (IPS) (Descy, 1979), el Índice Trófico de Diatomeas (TDI) (Kelly & Whitton, 1995), el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) (Gómez & Licursi, 2001), el Índice de Sladeczek (S) (Sladeczek, 1973; Descy & Coste, 1990), diseñado para la estimación de la polución orgánica, aplicado en sistemas lóticos pampeanos (Gómez, 1999).

La mayoría de los índices de calidad utilizando a las diatomeas como indicadores han sido elaborados para su aplicación en ríos europeos, con diferentes especies y requerimientos ecológicos (Morin *et al.*, 2016). El algoritmo de muchos de estos índices es altamente complejo, con un bajo grado de transparencia. Además, estos enfoques ignoran en gran parte que los ambientes de agua dulce están expuestos a una compleja mezcla de factores estresantes derivados del cambio global, incluida la extracción de agua, el uso intensivo de tierras agrícolas y el cambio climático (Dudgeon *et al.*, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010; Hering *et al.*, 2015). En consecuencia, el uso de índices desarrollados para enfocarse en factores estresantes individuales es inadecuado y se necesitan nuevos enfoques para enfrentar esta complejidad. Estudios recientes han demostrado las ventajas de aplicar rasgos morfológicos y funcionales para el biomonitoreo de ecosistemas de agua dulce y para la conservación de la biodiversidad (McGill *et al.*, 2006; Litchman & Klausmeier, 2008; Menezes *et al.*, 2010; Lange *et al.*, 2011; Di Battista *et al.*, 2016; Soininen *et al.*, 2016). Se han utilizado para diferentes propósitos en plantas terrestres (Grime, 1979; Tilman, 1980) y macroinvertebrados (Menezes *et al.*, 2010), pero sólo recientemente se han considerado para algas de agua dulce (McGill *et al.*, 2006; Lange *et al.*, 2016; Tapolczai *et al.*, 2016), en particular en estudios de fitoplancton (Reynolds *et al.*, 2002; Padisák *et al.*, 2009; Colina *et al.*, 2016; Thomas *et al.*, 2016). En nuestra región, Cibils *et al.* (2015) propusieron una serie de rasgos ecológicos para utilizar en las comunidades de algas perifíticas de arroyos de cabeceras de las sierras de Córdoba. Recientemente, se han realizado muchos

intentos para desarrollar una forma simplificada de evaluar los cambios ambientales en los ecosistemas de agua dulce utilizando a las formas de vida como un sustituto de las condiciones naturales (Berthon *et al.*, 2011; Rimet & Bouchez, 2011; Marcel *et al.*, 2017). Estos métodos se basan principalmente en las formas de vida de las comunidades de diatomeas y tienen en cuenta su hábito específico y sus estrategias.

Un rasgo se define como una característica que refleja la adaptación de una especie a su entorno (Menezes *et al.*, 2010). Por lo general, los rasgos se dividen en dos tipos: rasgos ecológicos (relacionados con preferencias de hábitat, como pH, tolerancia al oxígeno y la temperatura, tolerancia a la contaminación orgánica, etc.) y características biológicas (por ejemplo, historia de vida, características fisiológicas, comportamentales y morfológicas, como estrategias reproductivas, motilidad, tamaño celular, forma de vida, etc.). En comparación con los índices taxonómicos tradicionales, los rasgos poseen muchos méritos: 1) la mayoría de los rasgos sólo necesitan asignación a diferentes categorías y no necesitan algoritmos complejos; 2) los rasgos muestran una mayor consistencia en sus respuestas a escalas temporales y espaciales (Menezes *et al.*, 2010 ; Soininen *et al.*, 2016); 3) los rasgos pueden transferirse potencialmente a través de regiones geográficas ya que las diferentes regiones geográficas probablemente contengan complementos similares de rasgos, aunque podrían caracterizarse por una composición taxonómica distinta (Van den Brink *et al.*, 2011); 4) los rasgos pueden servir para abordar una mezcla compleja de factores estresantes, por ejemplo, el desglose de múltiples factores influyentes interactuantes (Baatrup-Pedersen *et al.*, 2016); 5) pueden proporcionar información importante sobre los mecanismos que impulsan la comunidad y los procesos del ecosistema a lo largo de los gradientes de factores influyentes, incluidas las respuestas al cambio global (Litchman & Klausmeier, 2008).

La información sobre los factores que afectan la composición y estructura de las comunidades de diatomeas en ríos de Sudamérica es muy diversa (Gómez & Licursi, 2001; Vouilloud *et al.*, 2005; Seeligmann *et al.*, 2008; Dunck *et al.*, 2015). En particular en nuestra provincia, las investigaciones realizadas en ríos y arroyos aportan al conocimiento algal a través de estudios bioecológicos y florísticos iniciados en la cuenca del río Tercero, a mediados de la década del ochenta (Martínez de Fabricius, 1986; Martínez de Fabricius *et al.*, 1988; Martínez de

Fabricius & Gari, 1989). Posteriormente, se incluyeron estudios de la cuenca del río Cuarto, desde los arroyos tributarios en la cabecera de la cuenca, hasta su derrame en los bañados del Saladillo (Martínez de Fabricius *et al.*, 2003; Gari & Corigliano, 2005, 2007; Martínez de Fabricius *et al.*, 2007; Del Buono, 2010; Luque & Martínez de Fabricius, 2010).

El curso natural del río Chocancharava en las cercanías de la ciudad de Río Cuarto se ha modificado por la construcción de puentes, pequeños azudes, la extracción de áridos, la descarga de residuos sólidos domiciliarios, residuos industriales y contaminación difusa por agroquímicos. Al mismo tiempo, la urbanización y pavimentación impermeabilizan los suelos y producen aumento en la intensidad de las crecientes durante las tormentas. Se han realizado estudios para evaluar el impacto de la construcción de obras de regulación hídrica sobre las diferentes comunidades acuáticas en arroyos serranos (Principe, 2010; Amaidén & Gari, 2011; Cibils Martina *et al.*, 2013; Barroso *et al.*, 2014; Rodríguez Catanzaro *et al.*, 2014), pero no se cuenta con antecedentes acerca del impacto de la construcción de azudes en la zona de llanura, ni tampoco del efecto de la urbanización sobre la comunidad algal. La calidad del agua, el recurso hídrico, la diversidad ambiental, la calidad paisajística y ecológica del sistema fluvial y ribereño de la cuenca del río Chocancharava podrían estar amenazadas (Del Buono, 2010; Boccolini *et al.*, 2012) y pueden ser necesarias medidas correctivas de protección y mejoramiento para conservar el río para su uso por las generaciones futuras. Es por esto que la evaluación de los efectos de las perturbaciones sobre los ecosistemas lóticos es importante para la orientación del desarrollo de adecuadas estrategias de manejo, restauración y conservación del recurso acuático. En este sentido sería fundamental la exploración y aplicación de diferentes herramientas de monitoreo de la calidad del agua y definir indicadores y métricos que permitan dar respuesta a los requerimientos de la sociedad en nuestra región.

Por lo planteado anteriormente, se plantea como hipótesis que los cambios ocurridos en el curso del río Chocancharava y su ribera por las acciones antrópicas enunciadas previamente, se ven reflejados en las comunidades algales. En consecuencia, se espera que la comunidad algal presente diferencias en su composición al realizar las comparaciones entre un tramo urbano y un tramo periurbano, como así también cambios en el tiempo. Esperamos que el aumento en



la urbanización desde 2003 al 2016 se relacione con una disminución de la diversidad algal en el tramo urbano. Además, se espera dilucidar indicadores taxonómicos y no taxonómicos en estas comunidades que respondan a estos cambios.

#### OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto de la urbanización sobre la composición y estructura de la comunidad algal episámica del río Chocancharava.

#### OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Durante el periodo de aguas bajas, en un tramo urbano y periurbano del recorrido del río Chocancharava por la ciudad de Río Cuarto se pretende:

- a.- Analizar la variación de factores hidráulicos y físico-químicos.
- b.- Analizar los atributos estructurales y funcionales de las algas episámicas.
- c.- Comparar la respuesta de la comunidad episámica con resultados obtenidos en el año 2003.
- d.- Aplicar y comparar diferentes índices de calidad utilizando a las diatomeas como bioindicadoras.

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudio

El área de estudio comprende dos tramos del río Chocancharava (Cuarto), ubicados en la zona del potamon superior y medio de la cuenca, entre los 750 y los 450 msnm. Este sector es de origen eólico conformado por sedimentos loésicos, con predominio de arenas de granulometría fina a muy fina.

La cuenca Chocancharava (Figura 1) está formada por cinco subcuencas con nacientes en las Sierras de Comechingones: subcuencas de los ríos Piedra Blanca Norte y Sur, Río las Cañitas-Las Tapias, Río La Invernada y Río Seco. Parte de la cuenca del Río Tercero y la cuenca del Río Cuarto derraman sus aguas en los bañados del Saladillo, que desemboca en el río Saladillo, que se continúa en el Carcarañá, formando parte de la cuenca Parano-platense.

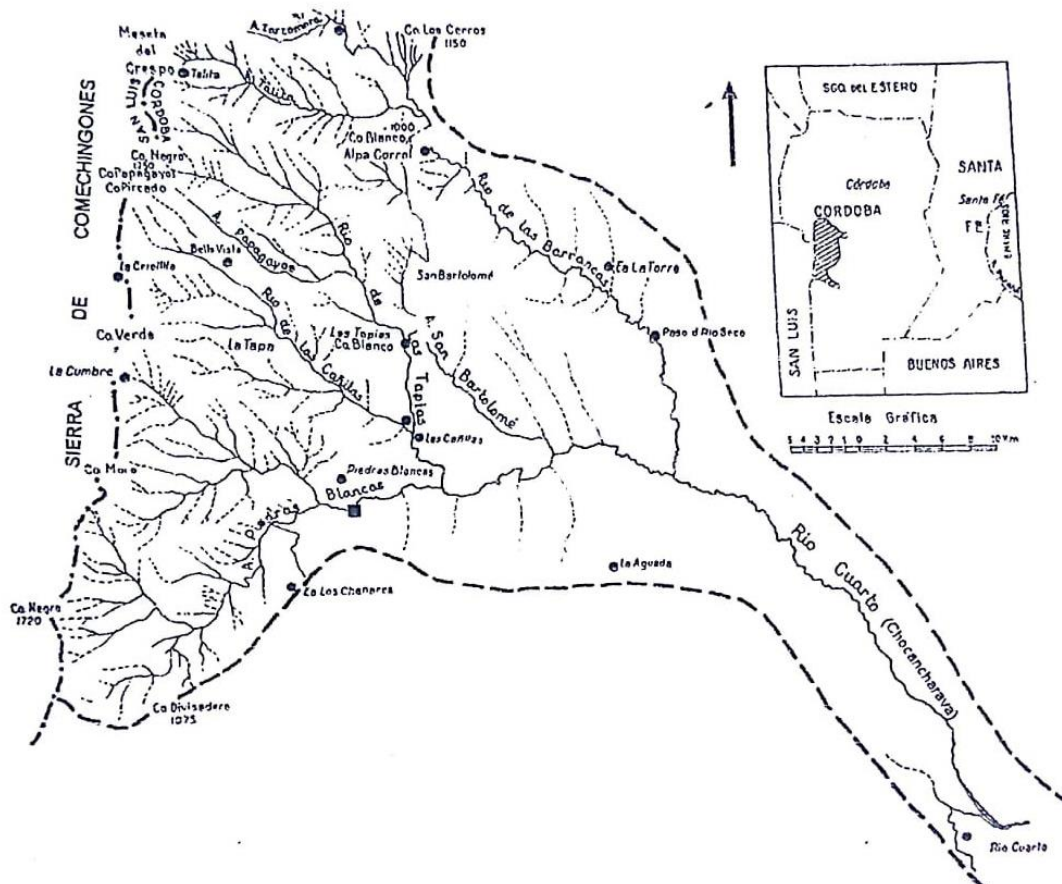
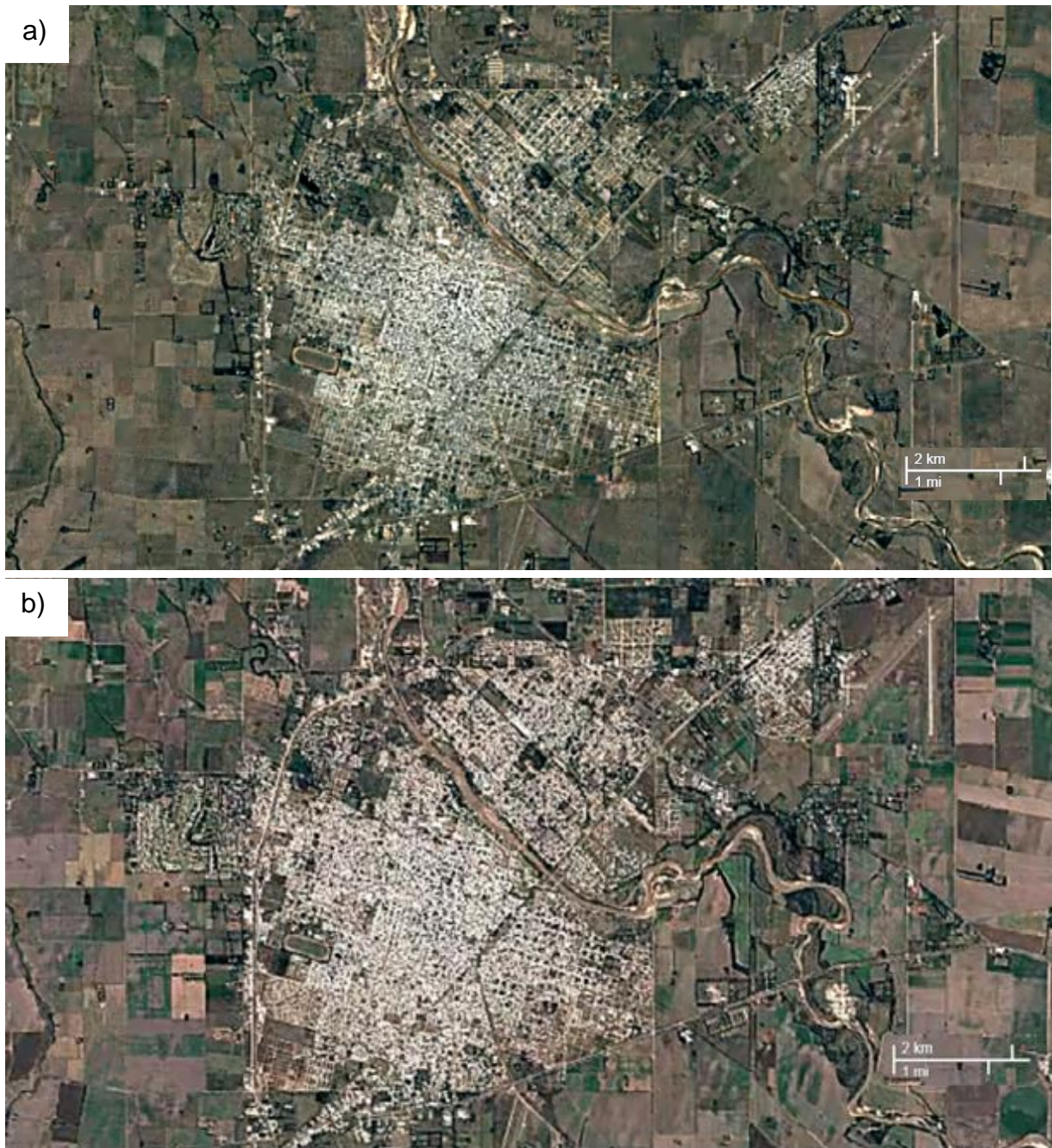


Fig. 1. Mapa de la cuenca del río Chocancharava hasta la ciudad de Río Cuarto.

El clima del área se caracteriza por ser de tipo mesotermal, subhúmedo. El régimen térmico es de tipo templado continental con una temperatura media anual de 15°C a 18°C. La temperatura media del mes más cálido (enero) es de 23°C para toda el área, mientras que la temperatura del mes más frío es de 7°C (periodo julio-agosto), con un gradiente en disminución hacia el sector suroeste. Las precipitaciones se concentran en la época estival en los meses de octubre a marzo, siendo los periodos diciembre-enero y junio-julio los meses de mayores y menores precipitaciones, respectivamente.

La ciudad de Río Cuarto está ubicada biogeográficamente en el Distrito Espinal, Provincia Pampeana, Dominio Chaqueño, Subregión Chaqueña, Región Neotropical (Arana *et al.*, 2017; Morrone, 2017). Sin embargo, el bosque del espinal original ha sido deforestado y el uso de la tierra fuera del radio urbano está dedicado a actividades agrícolas. En su paso por la ciudad el río es entrelazado, pero la construcción de azudes y sus defensas y la extracción de áridos han alterado la geomorfología original (Corigliano *et al.*, 2008).

La población de la ciudad, según datos del Censo Nacional realizado en 2001 fue de 144.021 habitantes, para el 2010 el número ascendía a 158.298 habitantes, se estima que actualmente la población es de 190.000 habitantes. Además, en estos años también se ha incrementado el área construida (Figura 2).



**Fig. 2.** Imágenes de Google Earth Engine de la ciudad de Río Cuarto en 2003 (a) y 2016 (b).

La formación vegetal que se corresponde a la provincia biogeográfica de La Pampa es de un bosque xerófilo abierto, donde domina un estrato arbóreo con especies leñosas como “caldén”, “chañar”, “tala”, “moradillo”, junto con especies exóticas como la “mora” el “olmo”. En el estrato arbustivo predominan “chilcas”, “palo amarillo”, “poleo”, entre otras. Acompañan a las especies leñosas distintas herbáceas, en su mayoría asteráceas y poáceas.

Sobre la cuenca del río Chocancharava, por las características del río, de orden meandroso y de baja pendiente, se pueden encontrar numerosos parches de bosque asociados a meandros, estos bosques se encuentran en diferentes estados de conservación; algunos han sufridos fuegos y raleos para la extracción de leña, sobrepastoreo o se encuentran invadidos por especies exóticas como son “olmo”, “siempre verde” y “zarzamora”. Estos parches se encuentran muy influenciados por el desarrollo de caminos rurales y los cultivos que se desarrollan en las proximidades; además, en la cuenca media y baja del Chocancharava el accionar de las areneras en la extracción de áridos es un factor de presión muy importante; esto contribuye a que, en la actualidad, los parches que se pueden encontrar no superen las 100 ha (Oggero *et al.*, 2014).

### **3.2. Trabajo de campo y laboratorio**

Se seleccionaron dos sitios de muestreo en el río Chocancharava en su paso por la ciudad de Río Cuarto, considerando los usos de la tierra urbano y periurbano, y a su vez situados aguas arriba y aguas abajo de un azud (Figura 3). Se trabajó durante el periodo de bajo caudal (Junio 2016). Se compararon la composición y estructura de las comunidades desarrolladas en cada tramo (periurbano y urbano) y luego se hizo una comparación con resultados obtenidos en el año 2003 en los mismos sitios (Del Buono, 2010). En cada sitio seleccionado, se registraron variables físico-químicas con sensores portátiles (temperatura del aire y del agua, pH, sólidos sedimentables y conductividad) y variables hidráulicas del canal (ancho seco y húmedo, profundidad y velocidad de corriente con velocímetro digital). Se tomaron muestras de agua para el análisis químico del agua en el Laboratorio de Hidrología del Departamento de Geología de la Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales (UNRC).



**Fig. 3.** Sitios de muestreo (a) periurbano y (b) urbano en Junio de 2016, c) ubicación de los sitios de muestreo sobre el río Chocancharava. Imagen de Google Earth.

Se tomaron tres muestras replicadas de perifiton de sustrato arenoso, con el método estratificado al azar (Venrick, 1995). Las muestras fueron obtenidas con un recipiente de superficie conocida y se extrajo la parte superficial del sedimento (Figura 4). El sedimento fue removido en un recipiente con agua libre de material biológico, y posteriormente las muestras se fijaron con formaldehído al 4% y se utilizaron para los diferentes análisis biológicos.



**Fig. 4.** Método de muestreo para algas episámicas.

La identificación de las especies algales se realizó con la ayuda de microscopio Zeiss y bibliografía acorde para cada grupo taxonómico. Las diatomeas se trataron por el método de Battarbee (1986) para la eliminación de la materia orgánica y se realizaron preparados permanentes según técnicas recomendadas por Hasle (1978), utilizando ZRAX (1,7)® como medio de montaje. Los recuentos se realizaron por métodos directos a 400 aumentos, siguiendo transectas a lo largo del cubreobjeto, y se contaron 3 cámaras en cada muestra, considerando al organismo (colonia, unicelular, cenobio) como unidad de recuento. En este conteo a 400 aumentos se contabilizaron representantes de todas las clases algales, contando a

las especies de diatomeas en una única categoría taxonómica. Para la identificación y conteo de las diatomeas a nivel específico se utilizaron los preparados permanentes identificando y contando al menos 600 organismos a 1000 aumentos para obtener una abundancia relativa de las especies de diatomeas. La estimación de la densidad algal (número de individuos.cm<sup>-2</sup>) se realizó siguiendo a Villafañe & Reid (1995).

### 3.3. Análisis de datos

Para las comunidades algales colectadas en 2016 se calcularon los atributos estructurales: abundancia (individuos.cm<sup>-2</sup>), riqueza (n° de especies), índices de diversidad de Shannon (H') y equitatividad (J') calculados a partir de la densidad de especies, utilizando log<sub>10</sub> en su fórmula, mediante el programa BioDiversity Professional 2.0. (McAleece *et al.*, 1997). Estas variables se compararon mediante ANOVA de una vía para observar diferencias entre sitios urbano y periurbano.

Las especies fueron caracterizadas por rasgos funcionales tomados de Cibils *et al.* (2015), modificados a partir de Passy & Larson (2011) y Rimet & Bouchez (2012a) (ver Anexo).

**Tamaño:** (clases 1 a 5) las especies pequeñas son en general pioneras, tolerantes y pueden colonizar el sustrato aún cuando hay espacio limitado, mientras que especies de mayor tamaño en general tienen mayores requerimientos de nutrientes. Los taxones fueron asignados a 5 clases de tamaño: c1 consiste de taxones con biovolumen menor a 99 µm<sup>3</sup>, c2 entre 100 y 299 µm<sup>3</sup>, c3 entre 300 y 599 µm<sup>3</sup>, c4 entre 600 y 1499 µm<sup>3</sup> y c5 mayores a 1500 µm<sup>3</sup>. Se consideró el tamaño celular para asignar a las especies a una determinada clase de tamaño. En el caso de especies cuyas células son de tamaño pequeño o intermedio pero usualmente se encuentran formando cadenas o pseudofilamentos de gran tamaño estas fueron consideradas de clase 5.

**Gremio morfológico:** (alto perfil, bajo perfil y móviles), fueron definidos de acuerdo al acceso de los diferentes taxones a los recursos (luz y nutrientes) y su susceptibilidad al arrastre y desprendimiento debido a disturbios (corriente, pastoreo). Específicamente, las algas que se elevan a muy poca altura del sustrato,



ya sean inmóviles (adnatas, postradas, erectas y células solitarias, colonias pequeñas y cenobios) o diatomeas de movimiento lento, constituyen el gremio de bajo perfil; las algas unicelulares, coloniales o filamentosas que se extienden a mayor altura sobre el sustrato, conforman el gremio de alto perfil; y las diatomeas birafidales de movimiento rápido o algas no diatomeas flageladas al gremio móviles. El funcionamiento del sistema no es igual si la comunidad está dominada por especies de bajo perfil o si los tres gremios están presentes. Las especies asignadas al gremio de bajo perfil están adaptadas a altas velocidades de corriente y baja concentración de recursos, y lo contrario ocurre con las especies de alto perfil. El gremio de algas móviles no tolera altas velocidades de corriente pero si altas concentraciones de nutrientes.

**Requerimiento de recursos:** definido en función de la tolerancia o sensibilidad de las especies a la falta de nutrientes y luz, ya sea por baja disponibilidad ambiental o por el sobrecrecimiento del biofilm. Las especies que requieren elevadas concentraciones de recursos para el crecimiento y reproducción fueron consideradas sensibles, mientras que aquellas que proliferan con bajos niveles de recursos fueron consideradas tolerantes.

**Mecanismos de adhesión al sustrato:** determina la posición de los taxones en el biofilm y su capacidad de resistir a los disturbios. Las categorías fueron: adnatas, fuertemente adheridas al sustrato por su cara valvar (ej. *Cocconeis* sp.) o conectival (ej. *Eunotia* sp.); fijas por la base, las células producen mucílago en un polo que se adhiere al sustrato (ej. *Diatoma* sp., *Fragilaria* sp., *Ulnaria* sp.); con pedúnculos, las células producen un tracto mucilaginoso a través del campo poroso apical y esto se adhiere al sustrato, el pedúnculo puede ser simple (una célula) o puede enlazar varias células formando colonias arbusculares (ej. *Achnanthisdium* sp., *Cymbella* sp., *Gomphonema* sp.); con células de fijación, filamentos adheridos por una célula inicial (ej. *Cladophora* sp., *Oedogonium* sp.); no adheridas, sin ningún mecanismo especial para adherirse al sustrato, ya sea porque flotan (ej. diatomeas céntricas, cenobios, colonias y filamentos de cianobacterias, zygnematales, que debido a espinas, peso o mucílago aparecen representadas en el perifiton) o se mueven libremente (ej. *Nitzschia* sp., *Navicula* sp., *Pinnularia* sp.).

**Forma de vida:** unicelular, colonial, cenobio, filamentosos, tienen relación con la arquitectura del biofilm, no funciona de la misma manera una comunidad

dominada por formas unicelulares que una con mayor desarrollo de formas filamentosas o coloniales. Las diatomeas que usualmente forman cadenas o agregados arbusculares o en roseta fueron asignadas a la categoría colonial aunque no formen verdaderas colonias.

La proporción de especies en la categoría de cada rasgo se comparó mediante ANOVA de una vía entre los sitios urbano y periurbano.

Para describir gráficamente las diferencias en la comunidad algal entre los sitios urbano y periurbano en 2003 y en 2016 se realizó un escalamiento no métrico multidimensional (NMDS, por sus siglas en inglés) como método de ordenación, utilizando el coeficiente de similitud de Bray-Curtis, y las diferencias entre grupos se pusieron a prueba estadísticamente mediante un análisis de similitudes (ANOSIM). Se seleccionaron las especies con abundancia mayor al 1% en alguna de las muestras, y los valores de densidad fueron transformados mediante  $\log(x+1)$  previo al análisis. NMDS es un algoritmo iterativo que utiliza una regresión no paramétrica para calcular distancias (Fielding, 2007). El proceso es no métrico ya que las muestras se clasifican en función de sus similitudes, representando en dos dimensiones la similitud de las muestras basadas en la abundancia y composición de las comunidades. La medida global del ajuste entre la configuración y los datos originales se llama estrés. Valores de estrés menores a 0,2 corresponden a una buena ordenación y valores mayores a 0,3 indican que la configuración no es mejor que la esperada por azar (Clarke & Warwick, 2001). Las diferencias entre grupos fueron probadas mediante ANOSIM, que es análogo a un ANOVA comparando variación entre y dentro de grupos. El estadístico de este test es R, y está basado en diferencias de rangos, en consonancia con el espíritu del NMDS. R varía entre -1 y 1, y valores mayores a cero sugieren diferencias entre grupos, con mayores diferencias entre grupos que dentro de grupos. Las variables físico-químicas se incorporaron en este análisis para analizar su relación con las muestras. Los análisis mencionados se llevaron a cabo en R versión 3.3.2 usando la librería “vegan” (Oksanen *et al.*, 2013; R Core Team, 2013).

Para la base de datos de 2003, se calcularon los mismos atributos estructurales y rasgos funcionales que para las muestras de 2016. Los atributos

estructurales y la proporción de especies en la categoría de cada rasgo se compararon mediante ANOVA de dos vías entre los sitios urbano y periurbano (factor sitio) y entre los años 2003 y 2016 (factor año). Además, con estos rasgos, se calcularon dos medidas de diversidad funcional (DF) (Heino, 2005): DF, es decir, el índice de diversidad de Shannon-Wiener, que describe el número de grupos funcionales y la división de los individuos entre los grupos funcionales, y la equitatividad funcional (EF), basado en el índice de Shannon-Wiener y que describe la división de individuos entre los grupos funcionales. Estos índices también fueron comparados con ANOVA de dos vías. Para comprobar el cumplimiento de los supuestos de los ANOVA se realizaron gráficos de residuos estandarizados vs. predichos, así como el Q-Q plot normal de residuos estandarizados. Para las variables que no cumplieron con los supuestos se realizaron transformaciones. Las comparaciones múltiples se realizaron mediante la prueba de formación de grupos excluyentes DGC (Di Rienzo-Guzman-Casanoves). Los ANOVA se llevaron a cabo utilizando InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2012).

Se calcularon los siguientes índices taxonómicos:

**Índice de Sladeczek (S):** diseñado para la estimación de la polución orgánica. Este índice, derivado del índice sapróbico de Pantle & Buck (1955) y del método de Zelinka & Marvan (1961) (en Sladeczek, 1973), puede variar entre 0 y 4, correspondiendo este último valor a aguas fuertemente contaminadas.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i h_i v_i}{\sum_{i=1}^n s_i h_i}$$

$s_i$  = valencia sapróbica de la especie  $i$  (grado de tolerancia de la especie a la polución orgánica, fluctúa entre 0-4).

$v_i$  = valor indicador de la especie  $i$ , fluctúa entre 0-5.

$h_i$  = abundancia de la especie  $i$ .

**Índice Diatómico Pampeano (IDP):** desarrollado por Gómez & Licursi (2001). A cada taxón se le asigna un valor de sensibilidad a la polución y eutrofización, teniendo en cuenta variables estrechamente relacionadas con la eutrofización y polución orgánica, como amonio, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y el fósforo reactivo soluble. Definieron 5 clases de calidad del agua.

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

$I_{\text{idp}}$  = valor del IDP para la especie  $j$  (fluctúa entre 0 y 4).  
 $A_j$  = abundancia relativa de la especie  $j$ .

Los valores del índice fluctúan entre 0 y 4, con valores menores a 0,5 la calidad del agua es muy buena y con valores mayores a 3 es muy mala.

**Índice de Sensibilidad a la Contaminación (IPS):** Fue diseñado considerando más de 5000 taxones (Descy, 1979). Es un índice recomendable debido a la gran cantidad de información que reúne y es ampliamente usado en Europa.

$$\text{IPS} = \frac{\sum_{j=1}^n A_j i_j v_j}{\sum_{j=1}^n A_j v_j}$$

$A_j$  = abundancia relativa de la especie  $j$  (%).  
 $i_j$  = sensibilidad de la especie  $j$  (varía entre 1-5).  
 $v_j$  = valor indicativo o grado estenoico de la especie  $j$  (varía entre 1-3).

La interpretación de los valores del índice es la siguiente: >4,5 sin polución, 4,5-4 polución débil, 4-3,5 eutrofización moderada, 3,5-3 polución moderada o eutrofización importante, 3-2 polución fuerte, 2-1 polución muy fuerte.

**Índice Trófico de Diatomeas (TDI):** Fue desarrollado por Kelly & Whitton (1995) y modificado posteriormente por Kelly *et al.* (2008).

$$\text{TDI} = (\text{WMS} \times 25) - 25$$

$a_j$  = abundancia de la especie  $j$ .  
 $s_j$  = sensibilidad a los nutrientes (1-5) de la especie  $j$ .  
 $\text{WMS} = \frac{\sum_{j=1}^n a_j s_j}{\sum_{j=1}^n a_j}$  WMS = puntaje promedio ponderado.

Va desde 0 (nutrientes muy bajos) a 100 (nutrientes muy altos). La interpretación es la siguiente; 0-25 = "muy buen estado (oligotrófico)"; 25-50 = "buen estado (meso-eutrófico)"; 50-75 = "estado moderado (eutrófico)"; 75-100 = "estado deficiente (hiper-eutrófico)".

Estos índices taxonómicos se han aplicado en numerosos trabajos. El índice de Diatomeas Pampeano IDP fue diseñado y utilizado por Gómez & Licursi (2001) en el Río Matanza Riachuelo. El Índice de Sensibilidad a la Contaminación IPS, derivado del índice de Descy (1979), es ampliamente utilizado en Europa (Álvarez-Blanco *et al.*; 2010; Stenger Kovács *et al.*, 2013; Vasselon *et al.*, 2017), y se ha aplicado en Argentina (Gómez & Licursi, 2001), Sudáfrica (De la Rey *et al.*, 2004), y Brasil (Almeida *et al.*, 2018). El índice trófico de diatomeas TDI, desarrollado por Kelly & Whitton (1995) ha sido aplicado en diversas regiones de Estados Unidos (Belton *et al.*, 2005), Australia (Dela-Cruz *et al.*, 2006; Oeding & Taffs, 2017), África (Bellinger *et al.*, 2006). El Índice de Sladeczek S, desarrollado por Sladeczek (1973; Descy & Coste, 1990) ha sido ampliamente utilizado en Europa y en nuestro país (Almeida, 2001; Gómez & Licursi, 2001; Martínez de Fabricius *et al.*, 2007).

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Variables físico-químicas

Se observaron valores de pH alcalinos en ambos sitios. Los valores de conductividad, temperatura, velocidad de corriente y sólidos disueltos fueron mayores en el sitio urbano, como así también los iones sulfato, cloruros, calcio y sodio, que fueron aproximadamente el doble. Los valores de oxígeno disuelto fueron mayores en el sitio periurbano (Tabla 1).

**Tabla 1.** Variables físico-químicas registradas en los sitios periurbano y urbano, en el río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016.

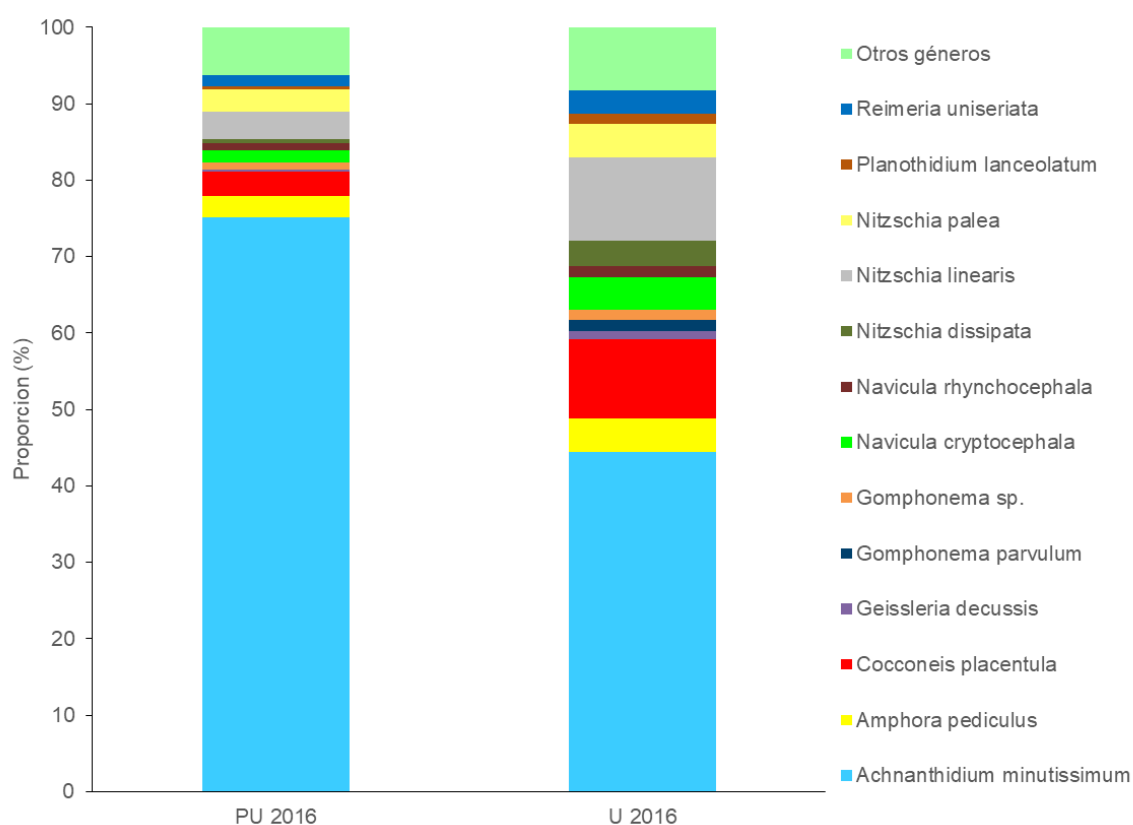
	Periurbano	Urbano
pH	8,48	8,14
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	247	283
Temperatura Agua ( $^{\circ}\text{C}$ )	9,4	12,5
Velocidad de corriente (m/seg)	0,55	0,86
Profundidad (cm)	5	5
O <sub>2</sub> disuelto (mg/l)	11,32	9,52
SDT (mg/l)	203	235
Nitrato (mg/l)	0	0
Sulfato (mg/l)	27,9	29,9
Cloruros (mg/l)	4,3	14,3
Calcio (mg/l)	24,8	27,2
Magnesio (mg/l)	9,3	6,8
Dureza Total (mg/l)	2	1,9
Carbonatos (mg/l)	0	0
Bicarbonatos (mg/l)	120	125
Alcalinidad (mg/l)	96	100
Sodio (mg/l)	14,2	28,3
Potasio (mg/l)	2,5	2,8
Fluoruro (mg/l)	0,3	0,3

SDT: sólidos disueltos totales

#### 4.2. Análisis de la comunidad algal

En el año 2016 se registró un total de 67 taxones, pertenecientes a la división Bacillariophyta (diatomeas) (ver Anexo). No se observaron representantes de otras divisiones algales.

En el sitio urbano se observaron 49 taxones, mientras que en el sitio periurbano 51. Los taxones más abundantes en ambos sitios fueron: *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki, *Cocconeis placentula* Ehrenberg, *Nitzschia linearis* W. Smith, *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith. Se puede observar que *A. minutissimum*, alcanzó los mayores valores para ambos sitios (Figura 5).



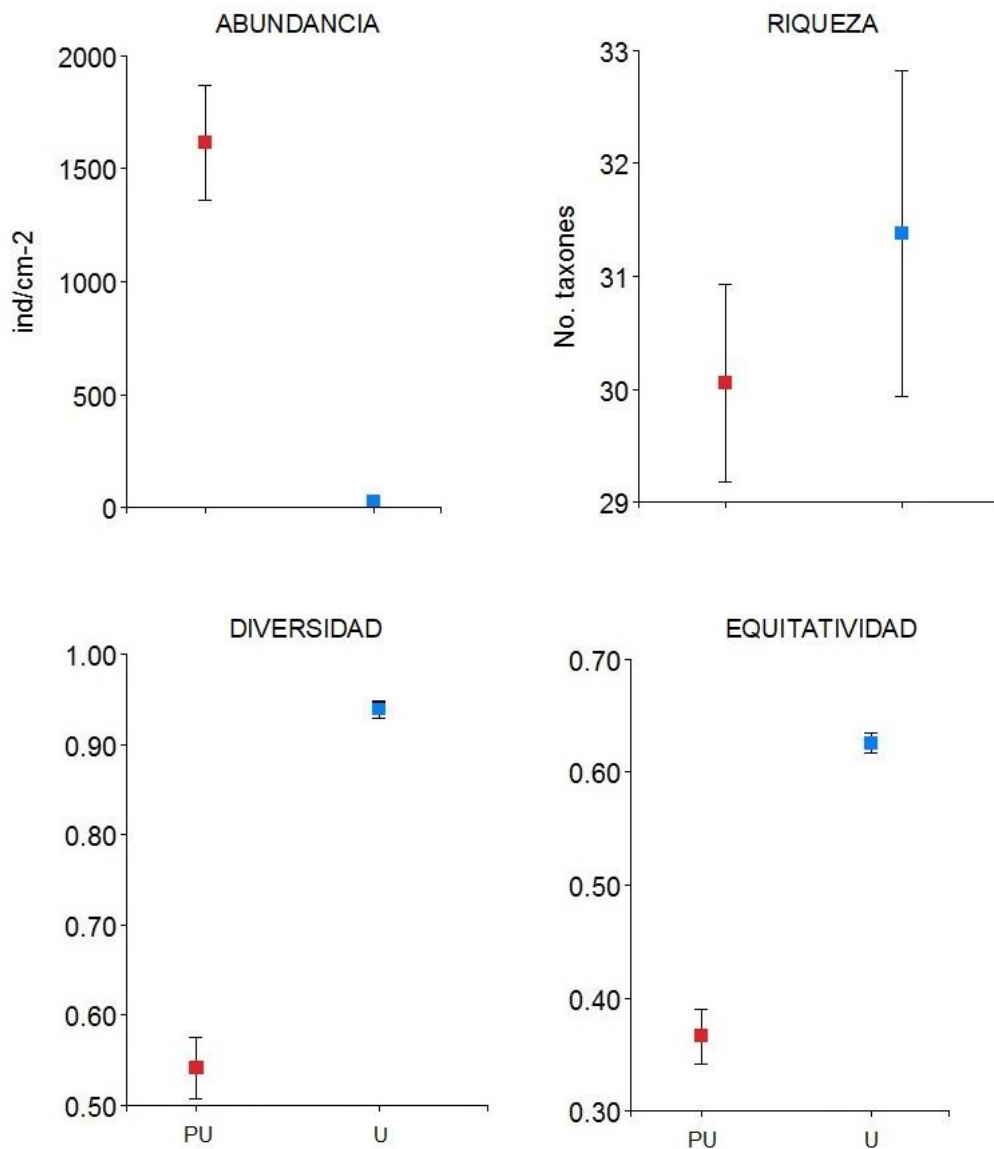
**Fig. 5.** Taxones más abundantes registrados en los sitios de muestreo periurbano (PU) y urbano (U), en el río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016.

Con respecto a las variables estructurales de la comunidad se observó que el sitio periurbano contó con una mayor abundancia de taxones y una menor diversidad y equitatividad. Con respecto a la riqueza fue similar en ambos sitios (Tabla 2, Figura 6).

**Tabla 2.** ANOVA de un factor para las variables estructurales de la comunidad algal en los sitios periurbano (PU) y urbano (U) en el río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016. Se muestran los valores de grados de libertad (gl), F, *P* y resultados del test *a posteriori* para cada variable.

<b>Variable</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b><i>P</i></b>	<b>A posteriori</b>
Ln Abundancia	1,4	69,88	<b>0,0011</b>	PU>U
Riqueza	1,4	0,62	0,4766	
Diversidad	1,4	128,75	<b>0,0003</b>	U>PU
Equitatividad	1,4	100,4	<b>0,0006</b>	U>PU





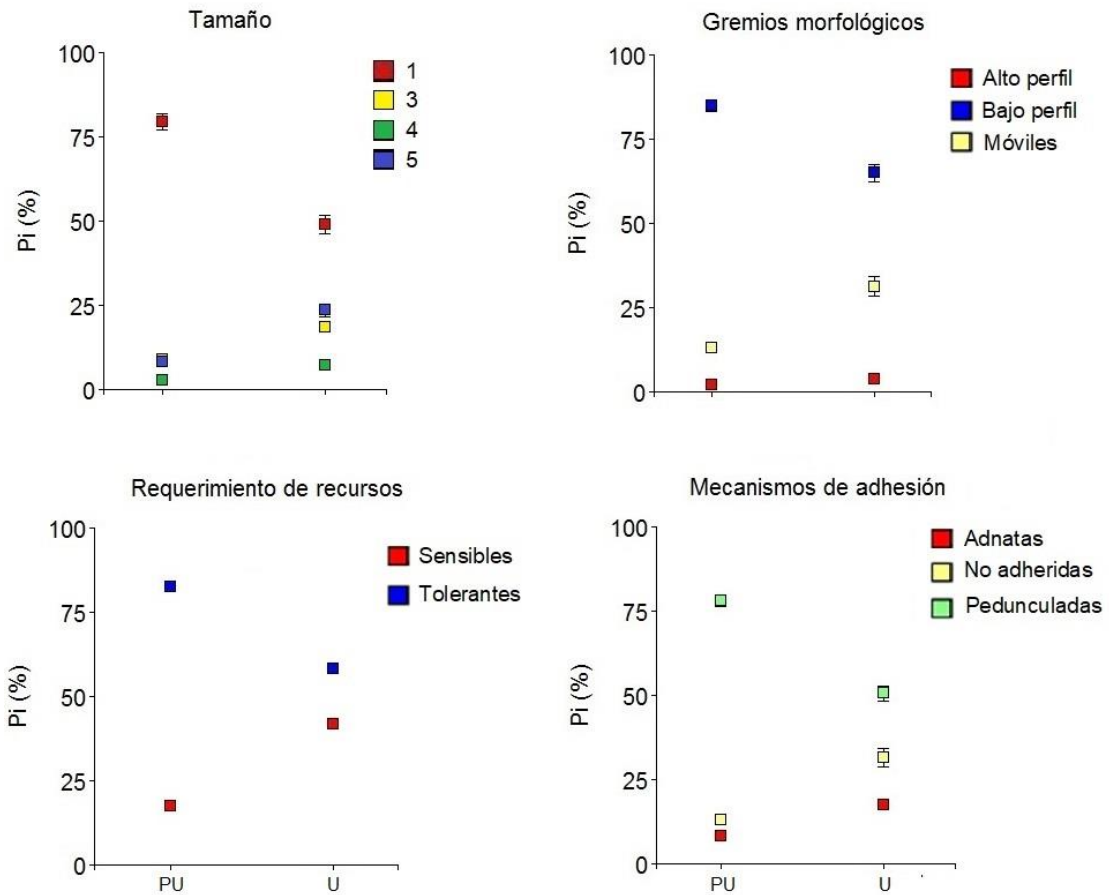
**Fig. 6.** Variables estructurales de la comunidad algal de los sitios periurbano (PU, rojo) y urbano (U azul), en el río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016. Se muestran valores medios y error estándar.

Con respecto a las variables funcionales, los resultados obtenidos para los rasgos morfológicos de la comunidad algal muestran que en el sitio periurbano predominaron especies pequeñas, de bajo perfil, tolerantes y pedunculadas, coincidiendo con el predominio de *A. minutissimum*. Mientras que en el sitio urbano, si bien la abundancia de especies pequeñas y de bajo perfil fue elevada, se observó un aumento de especies de mayor tamaño (clase c3 y c5) y móviles, además hubo un incremento de la proporción de especies sensibles y no adheridas. Las formas de

vida predominantes fueron las unicelulares en ambos sitios, por lo cual no fueron graficadas. Para los demás rasgos, se graficaron sólo las categorías con abundancias mayores al 1% (Tabla 3, Figura 7).

**Tabla 3.** Resultados de ANOVA para la proporción de especies en cada categoría de rasgos funcionales entre los sitios periurbano (PU) y urbano (U), del río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016. Se muestran los valores de grados de libertad (gl), F y P y el resultado de las pruebas *a posteriori*.

<b>Rasgos</b>	<b>Variable (Pi)</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>P</b>	<b>A posteriori</b>
Tamaño	1	1,4	71,79	<b>0,001</b>	PU>U
	2	1,4	8,38	<b>0,044</b>	U>PU
	3	1,4	53,3	<b>0,002</b>	U>PU
	4	1,4	36,8	<b>0,004</b>	U>PU
	5	1,4	54,24	<b>0,002</b>	U>PU
Gremios	Alto	1,4	5,73	0,075	
	Bajo	1,4	42,82	<b>0,003</b>	PU>U
	Móvil	1,4	30,85	<b>0,005</b>	U>PU
Recursos	Sensible	1,4	232,42	<b>0,0001</b>	U>PU
	Tolerante	1,4	232,42	<b>0,0001</b>	PU>U
Mecanismos de adhesión	Adnatas	1,4	50,86	<b>0,002</b>	U>PU
	Fijas por la base	1,4	0,14	0,725	
	Pedunculadas	1,4	87,49	<b>0,001</b>	PU>U
	No adheridas	1,4	37,39	<b>0,004</b>	U>PU
Formas de vida	Colonial	1,4	0,00005	0,994	
	Unicelular	1,4	0,00005	0,994	



**Fig. 7.** Abundancia relativa (Pi) de las categorías más abundantes (mayores al 1%) de rasgos funcionales de las especies algales presentes en los sitios de muestreo periurbano (PU) y urbano (U), del río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas del año 2016. Se muestran valores medios y error estándar. Para las clases de tamaño se muestran cuatro de las cinco categorías, para mecanismos de adhesión se muestran tres de cinco categorías.

### 4.3. Comparación con datos previos

#### 4.3.1. Variables físico-químicas

Las variables físico-químicas registradas en 2003 y 2016 en los sitios periurbano y urbano se muestran en la Tabla 4. Se observaron valores de pH circumneutrales a alcalinos en todos los casos. Los valores de conductividad, nitratos, magnesio y dureza fueron mayores en 2003, mientras que en 2016 se observaron mayores valores en sólidos disueltos, y algunos iones como cloruros, calcio y bicarbonatos. No se observaron diferencias entre sitios en 2003.

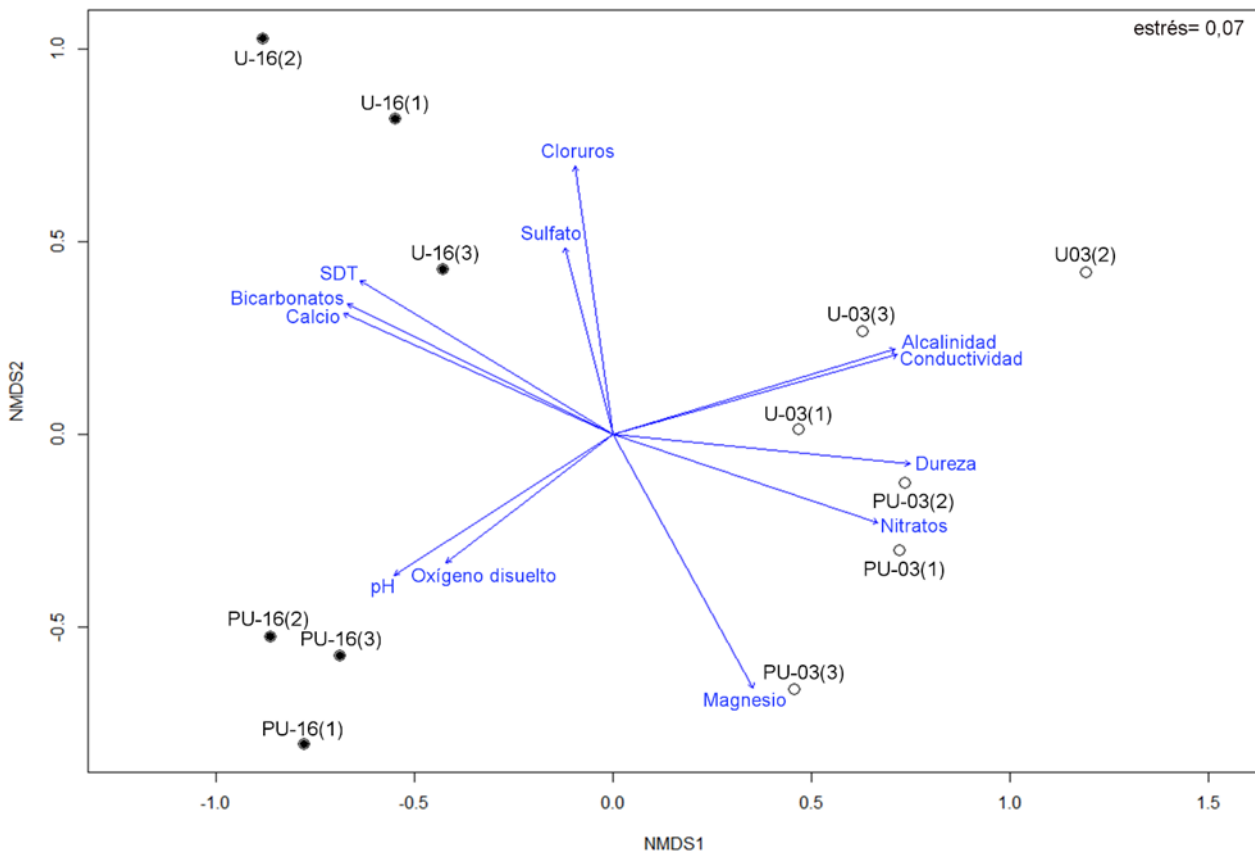
**Tabla 4.** Variables físico-químicas registradas en los sitios periurbano y urbano del río Chocancharava, en el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016.

	2003		2016	
	Periurbano	Urbano	Periurbano	Urbano
pH	7,985	8,08	8,48	8,14
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	332,5	342	247	283
SDT (mg/l)	155,5	161,5	203	235
Nitrato (mg/l)	0,7	0,4	0	0
Sulfato (mg/l)	29	28	27,9	29,9
Cloruros (mg/l)	7,03	7,96	4,3	14,3
Calcio (mg/l)	20,15	19,9	24,8	27,2
Magnesio (mg/l)	10,2	9,1	9,3	6,8
Dureza Total (mg/l)	79,7	91	2	1,9
Bicarbonatos (mg/l)	105,65	109,15	120	125
Alcalinidad (mg/l)	105,65	109,15	96	100

SDT: sólidos disueltos totales

#### 4.3.2. Análisis de la comunidad algal

En el ordenamiento de las muestras se observa una clara separación de la comunidades entre 2003 y 2016 (ANOSIM,  $R= 0,68$ ,  $P= 0,002$ ), asociado principalmente a los mayores valores de conductividad, dureza y nitratos en 2003. Los sitios urbano y periurbano presentaron mayores diferencias en la estructura de la comunidad algal en 2016, asociado a mayores valores de oxígeno disuelto, mientras que las comunidades en el sitio urbano estuvieron asociadas a sólidos disueltos, cloruros, bicarbonatos y calcio (Figura 8).

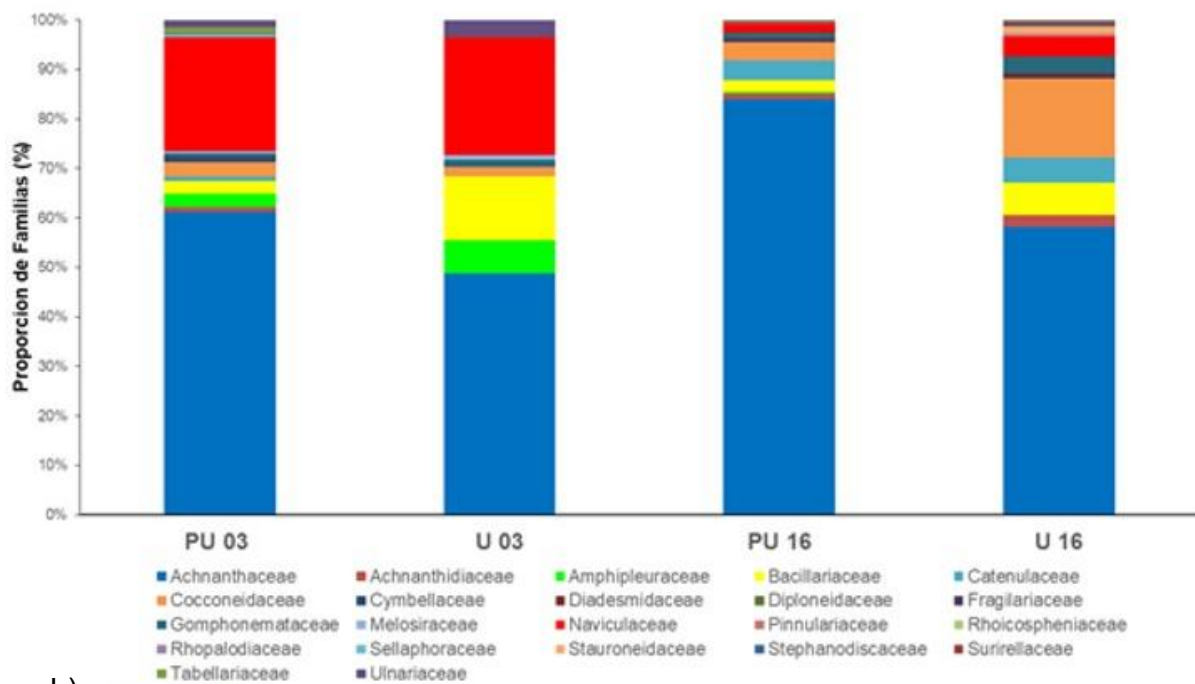


**Fig 8.** Ordenación por escalamiento no métrico multidimensional (NMDS) de la comunidad algal del río Chocancharava, en los sitios urbano (U) y periurbano (PU), durante el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016.

Se identificó un total de 18 familias y 52 especies de Bacillariophyceae durante el año 2003 y 21 familias y 67 especies en 2016.

Se observaron altos valores de abundancia relativa para la familia Achnantheaceae en ambos periodos, siendo mayores en 2016 en el sitio periurbano, donde representó un 80% de la comunidad (Figura 9).

a)



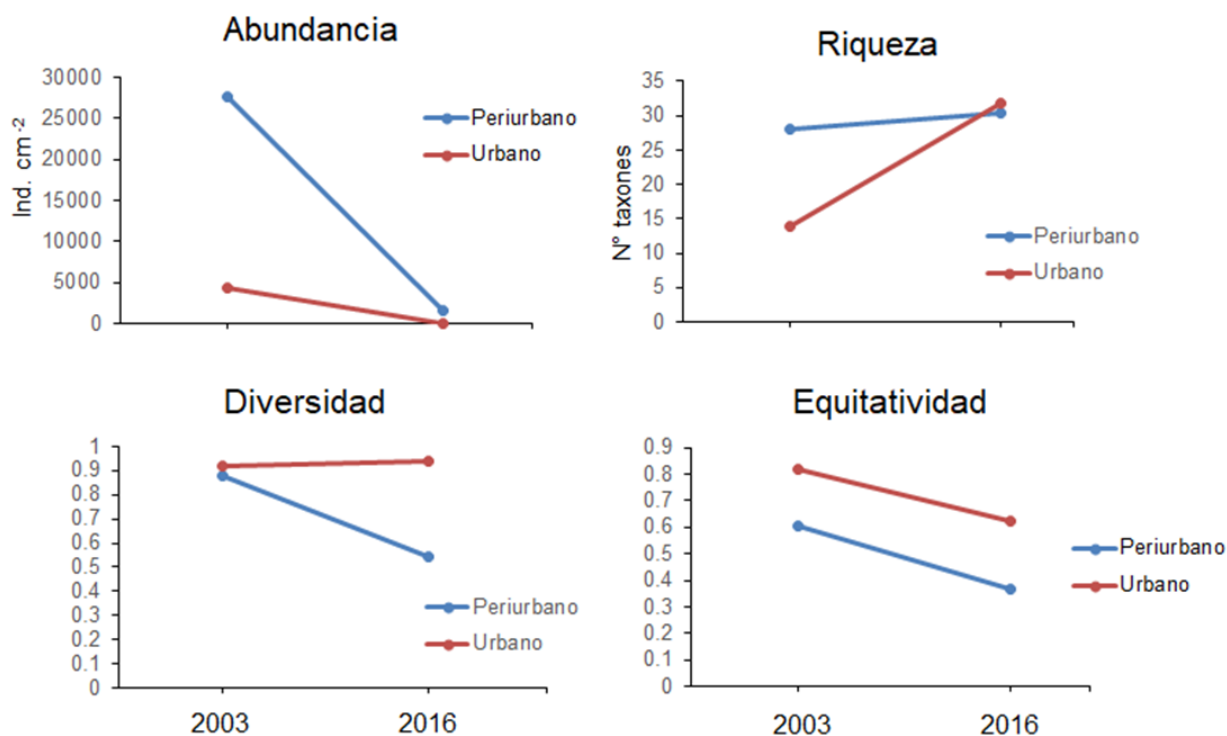
b)



**Fig. 9.** a) Abundancia relativa de familias de Bacillariophyta registradas en los sitios periurbano (PU) y urbano (U) del río Chocancharava, durante el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016; b) especies representativas de las familias más abundantes.

Otras familias abundantes en 2003 fueron Naviculaceae, Bacillariaceae y Amphipleuraceae, representadas principalmente por *Navicula* sp., *Navicula cryptocephala* Kützing, *Navicula menisculus* var. *upsaliensis* Grunow, *Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith, *Nitzschia recta* Hantzsch ex Rabenhorst y *Amphipleura lindheimeri* Grunow. En 2016, en el sitio urbano, se observó un aumento en la proporción de Cocconeidaceae (Figura 9).

La abundancia varió significativamente entre los sitios para el año 2003, obteniéndose mayores valores en el sitio periurbano (Figura 10, Tabla 5). Se observó una disminución de la abundancia en ambos sitios en el año 2016, y la diferencia entre sitios disminuyó notablemente. Con respecto a la riqueza, se observaron diferencias entre sitios para el año 2003, siendo mayor en el sitio periurbano. El sitio del tramo urbano mostró un incremento muy visible entre los dos años comparados. Los índices de diversidad y equitatividad de Shannon-Wiener presentaron diferencias entre sitios y entre años. Se observó una disminución de la diversidad en el sitio periurbano en 2016. La equitatividad fue mayor en el sitio urbano en ambos años, pero se observa que durante el año 2016 los valores son menores en los dos tramos muestreados.



**Fig. 10.** Variación de atributos estructurales registrados durante el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016, en los dos sitios de muestreo (sitio periurbano y urbano) del río Chocancharava. Se muestran valores medios.

**Tabla 5.** Resultados de ANOVAs de dos factores realizados para comparar variables estructurales de las comunidades presentes en el río Chocancharava durante el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016, (factor año) entre los sitios periurbano (PU) y urbano (U) (factor sitio). Se muestran los valores de grados de libertad (gl), F y P y el resultado de las pruebas *a posteriori*.

Variable	Factor	gl	F	P	A posteriori
<i>Log Abundancia</i>	sitio	1,8	86,04	<b>&lt;0,001</b>	PU>U
	año	1,8	148,96	<b>&lt;0,001</b>	03>16
	sitio*año	1,8	17,27	<b>0,003</b>	PU03>U03=PU16>U16
<i>Riqueza</i>	sitio	1,8	13,13	<b>0,007</b>	PU>U
	año	1,8	32,73	<b>&lt;0,001</b>	16>03
	sitio*año	1,8	19,24	<b>0,002</b>	U16=PU16=PU03>U03
<i>Diversidad</i>	sitio	1,8	16,51	<b>0,0046</b>	U>PU
	año	1,8	8,51	<b>0,019</b>	03>16
	sitio*año	1,8	11,06	<b>0,011</b>	U16=U03=PU03>PU16
<i>Equitatividad</i>	sitio	1,8	63,13	<b>&lt;0,001</b>	U>PU
	año	1,8	52,54	<b>&lt;0,001</b>	03>16
	sitio*año	1,8	0,68	0,432	



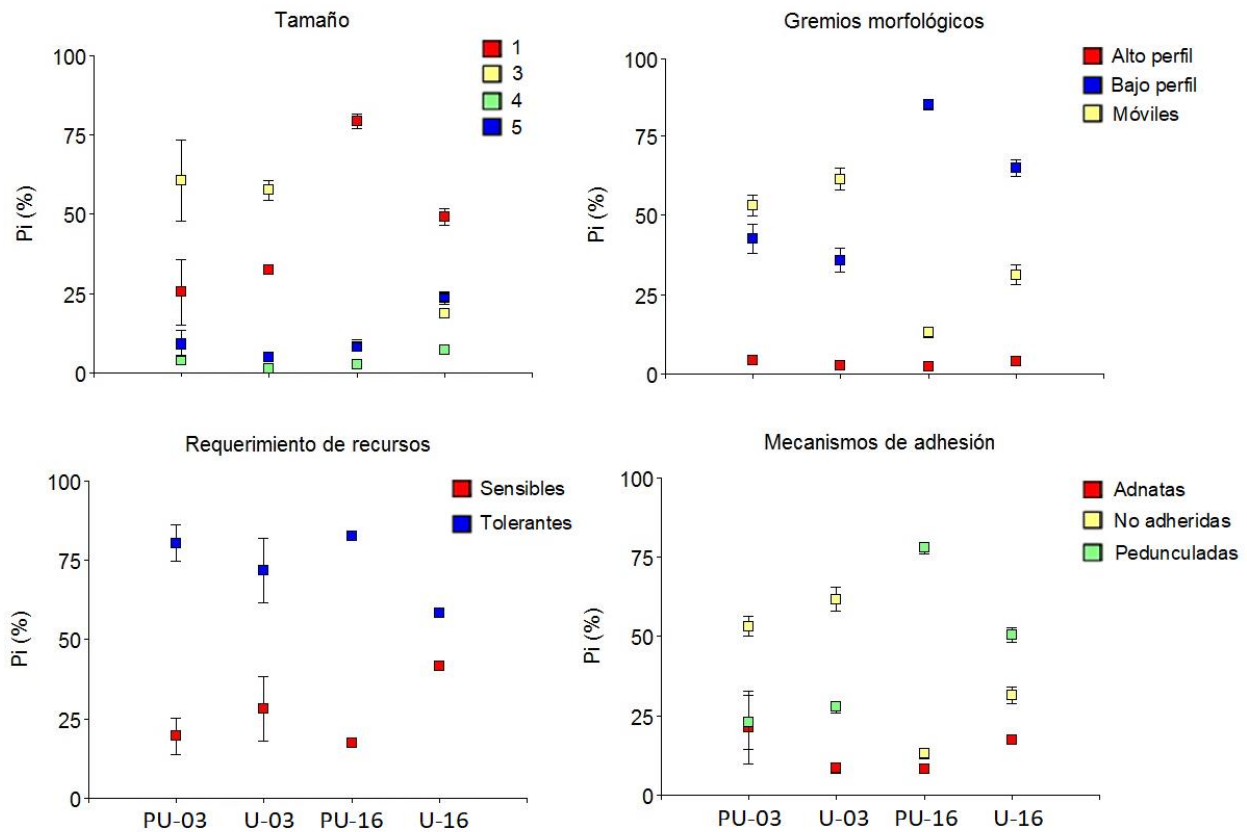
En cuanto a los rasgos morfológicos (Figura 11, Tabla 6), para las clases de tamaño se observó que durante el año 2003 predominaron diatomeas de tamaño 3 (entre 300 y 599  $\mu\text{m}^3$ ), en ambos sitios. En cambio, durante 2016 predominaron algas más pequeñas, de la clase de tamaño 1 (taxones con biovolumen menor a 99  $\mu\text{m}^3$ ). Estas clases de tamaño estuvieron representadas principalmente por *A. minutissimum* y *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow.

Con respecto a los gremios morfológicos, las diatomeas móviles fueron más abundantes en el año 2003 en el sitio urbano, mientras que en 2016 se observó un predominio de diatomeas de bajo perfil, en el sitio periurbano. Las diatomeas de alto perfil presentaron una baja proporción en todos los casos.

En relación a los requerimientos de recursos, se observó un predominio de diatomeas tolerantes a la escasez de recursos para todos los sitios y años.

En cuanto a los mecanismos de adhesión al sustrato, en el año 2003 se destacaron diatomeas no adheridas, en cambio en el año 2016 predominaron las pedunculadas, principalmente en el sitio periurbano.

Con respecto a las formas de vida, se observó un predominio de formas unicelulares en todas las ocasiones de muestreo, representando más del 95% de la comunidad. De la misma manera que para los datos de 2016, no se incluye el gráfico de formas de vida, y sólo se graficaron las categorías de los rasgos morfológicos que tuvieron una abundancia mayor al 1%.

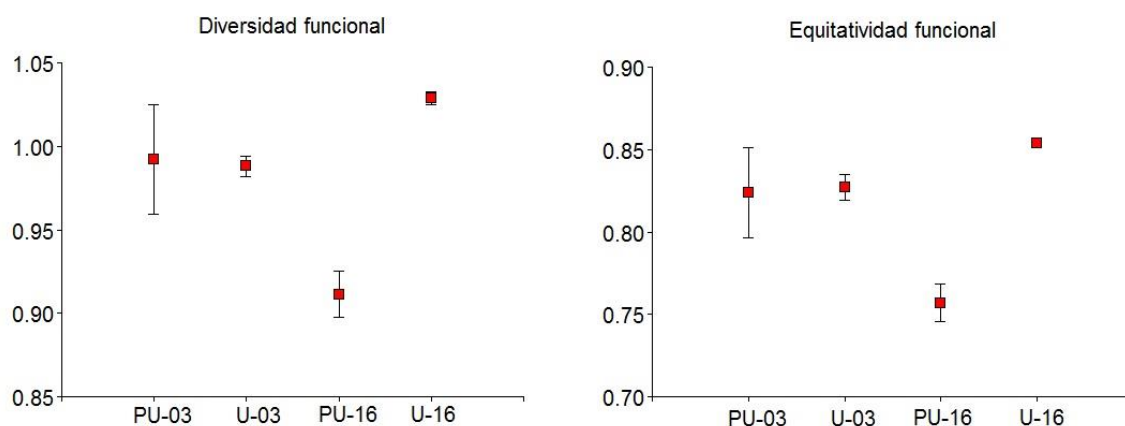


**Fig. 11.** Abundancia relativa (Pi) de las categorías más abundantes (mayores al 1%) de rasgos funcionales de las especies algales presentes en los sitios de muestreo periurbano (PU) y urbano (U), seleccionados en el río Chocancharava, para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestran valores medios y error estándar. Para las clases de tamaño se muestran cuatro de las cinco categorías, para mecanismos de adhesión se muestran tres de cinco categorías.

**Tabla 6.** Resultados de ANOVAs de dos vías para las proporciones de diatomeas correspondientes a las diferentes categorías de los rasgos funcionales entre los sitios periurbano (PU) y urbano (U) seleccionados en el río Chocancharava para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestran los valores de grados de libertad del factor y del error (gl), F, P y el resultado de las pruebas *a posteriori* para los factores principales y la interacción. Los valores significativos ( $p < 0,05$ ) se muestran en negrita.

Rasgos	Variable	Factor	gl	F	P	A posteriori
Tamaño	Pi 1	Sitio	1,8	4,44	<b>0,068</b>	
		Año	1,8	40,69	<b>&lt;0,001</b>	16 > 03
		Sitio:Año	1,8	11,4	<b>0,010</b>	PU16>U16>U03=PU03
	Ln pi 2	Sitio	1,8	3,43	0,101	
		Año	1,8	0,06	0,807	
		Sitio:Año	1,8	1,3	0,288	
	Ln pi 3	Sitio	1,8	9,09	<b>0,017</b>	U>PU
		Año	1,8	153,03	<b>&lt;0,001</b>	03>16
		Sitio:Año	1,8	9,87	<b>0,014</b>	PU03=U03>U16>PU16
	Pi 4	Sitio	1,8	2,31	0,167	
		Año	1,8	13,25	<b>0,007</b>	16>03
	Pi 5	Sitio:Año	1,8	29,4	<b>0,007</b>	U16>PU03=PU16=U03
		Sitio	1,8	5,38	<b>0,049</b>	U>PU
		Año	1,8	13,11	<b>0,007</b>	16>03
		Sitio:Año	1,8	17,06	<b>0,003</b>	U16>PU03=PU16=U03
Gremios	Pi Alto perfil	Sitio	1,8	0,001	0,975	
		Año	1,8	0,39	0,548	
		Sitio:Año	1,8	3,21	0,111	
	Pi Bajo perfil	Sitio	1,8	16,13	<b>0,004</b>	PU>U
		Año	1,8	114,79	<b>&lt;0,001</b>	16>03
		Sitio:Año	1,8	3,89	0,084	
	Pi Móviles	Sitio	1,8	21,34	<b>0,002</b>	U>PU
		Año	1,8	146,44	<b>&lt;0,001</b>	03>16
		Sitio:Año	1,8	2,92	0,126	
Recursos	Pi Sensible	Sitio	1,8	7,67	<b>0,024</b>	U>PU
		Año	1,8	0,92	0,365	
		Sitio:Año	1,8	1,7	0,229	
	Pi Tolerante	Sitio	1,8	7,67	<b>0,024</b>	PU>U
		Año	1,8	0,92	0,365	
		Sitio:Año	1,8	1,7	0,229	
Mecanismos de adhesión	Ln pi Adnatas	Sitio	1,8	0,01	0,908	
		Año	1,8	0,004	0,947	
		Sitio:Año	1,8	6,78	<b>0,032</b>	U16=PU03>U03=PU16
	Pi Fijas por la base	Sitio	1,8	0,27	0,620	
		Año	1,8	5,63	<b>0,045</b>	03>16
		Sitio:Año	1,8	0,08	0,780	
	Pi Pedunculadas	Sitio	1,8	6,02	<b>0,040</b>	PU>U
		Año	1,8	70,58	<b>&lt;0,001</b>	16>U
		Sitio:Año	1,8	12,1	<b>0,008</b>	PU16>U16>U03=PU03
	Pi No adheridas	Sitio	1,8	22,71	<b>0,002</b>	U>PU
		Año	1,8	153,06	<b>&lt;0,001</b>	03>16
		Sitio:Año	1,8	3,06	0,118	
Formas de vida	Pi Colonial	Sitio	1,8	1,63	0,237	
		Año	1,8	10,96	<b>0,011</b>	03>16
		Sitio:Año	1,8	1,61	0,240	
	Pi Unicelular	Sitio	1,8	1,63	0,237	
		Año	1,8	10,96	<b>0,011</b>	16>03
		Sitio:Año	1,8	1,61	0,240	

Con respecto a los índices basados en los rasgos morfológicos (Figura 12, Tabla 7), se observó una disminución de la diversidad y la equitatividad funcional en el sitio periurbano en 2016.



















**Fig. 12** Índices de diversidad y equitatividad funcional calculados con los rasgos funcionales de las especies algales presentes en los sitios de muestreo periurbano (PU) y urbano (U), seleccionados en el río Chocancharava, para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestran valores medios y error estándar.

**Tabla 7.** Resultados de ANOVAs de dos vías para los índices de diversidad y equitatividad funcional entre los sitios periurbano (PU) y urbano (U), seleccionados en el río Chocancharava, para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestran los valores de grados de libertad del factor y del error (gl), F, *P* y el resultado de las pruebas a posteriori para los factores principales y la interacción. Los valores significativos ( $p < 0,05$ ) se muestran en negrita.

Variable	Factor	gl	F	<i>P</i>	A posteriori
Diversidad funcional	sitio	1,8	9,76	<b>0,0142</b>	PU>U
	año	1,8	1,22	0,3023	16>03
	sitio*año	1,8	11,18	<b>0,0102</b>	U03=PU03=U16>PU16
Equitatividad funcional	sitio	1,8	10,65	<b>0,0115</b>	PU>U
	año	1,8	1,66	0,2331	16=03
	sitio*año	1,8	9,28	<b>0,0159</b>	PU03=U03=U16>PU16

Con respecto a los índices taxonómicos (Tabla 8), tanto el IDP como el IPS señalaron una diferencia entre los sitios en 2003, mostrando polución fuerte en el sitio urbano y moderada en el sitio periurbano, así como también para el año 2016, donde observamos un estado de polución débil en el sitio periurbano y con polución moderada en el sitio urbano. El índice de Sladecek no diferenció los sitios y los años, señalando polución débil en todos los casos. De acuerdo con el TDI los sitios mostraron polución fuerte en 2003 y en 2016 se observó polución moderada en ambos sitios.

**Tabla 8.** Resultados de índices taxonómicos calculados para la comunidad algal de los sitios periurbano (PU) y urbano (U) seleccionados en el río Chocancharava, para el periodo de aguas bajas de los años 2003 y 2016. Se muestra el valor promedio de cada índice y la valoración de calidad.

	IDP		Sladecek		IPS		TDI	
PU 03	1.89		1.76		3.32		79.02	
U 03	2.49		1.71		2.52		75.53	
PU 16	1.29		1.93		4.31		56.00	
U 16	1.68		1.88		3.77		62.45	

 Polución Débil  Polución Moderada  Polución Fuerte

## 5. DISCUSIÓN

En este trabajo se encontraron cambios en la comunidad algal entre los sitios urbano y periurbano del río Chocancharava, que podrían reflejar los cambios ocurridos en el curso del río y su ribera. En ambos sitios, predominó la familia Achnanthaceae, con *Achnanthidium minutissimum* como representante en 2016 y *Achnantheiopsis lanceolatoidea* en 2003. *Achnanthidium* es un colonizador temprano que ocupa rápidamente un espacio libre (Sabater, 2000). Rumeau & Coste (1988) y Leira *et al.* (2009) demostraron que los géneros pertenecientes a las familias Achnanthidiaceae y Achnanthaceae están presentes principalmente en ríos con bajo contenido orgánico y de nutrientes, y que son muy sensibles a la contaminación. La abundancia de *A. minutissimum* se puede utilizar para evaluar la intensidad de una perturbación (Stevenson & Bahls, 1999). En Inglaterra, Kelly & Whitton (1995) atribuyeron un valor indicativo 2 a esta especie en una escala de eutrofización con un máximo de 5, siendo así un representante de los ambientes oligotróficos. Faria *et al.* (2013) encontraron esta especie en un embalse subtropical hipereutrófico en Brasil. En ese estudio, *A. minutissimum* se clasificó en el grupo de especies con baja tolerancia a la eutrofización.

*Achnanthidium minutissimum* agg. es un complejo de especies (Rimet & Bouchez, 2012b), a menudo abundantes en el epifiton y epilíton de las aguas lénticas y lólicas (Almeida *et al.*, 2014; Kollár *et al.*, 2015). Aunque se clasifica principalmente como un indicador de buena calidad del agua (Feio *et al.*, 2007; Almeida *et al.*, 2014), parece ser altamente tolerante a la contaminación con metales y a las perturbaciones naturales (Kovács *et al.*, 2006; Cantonati *et al.*, 2014). De esta manera, parece no haber un consenso en cuanto a las preferencias ecológicas en este complejo de especies. En este trabajo, se le asignó un valor indicador bajo, lo que significa que vive en aguas de buena calidad, con bajos valores de nutrientes (Gómez & Licursi, 2001).

En cuanto a las variables ambientales, los sitios urbano y periurbano del río Chocancharava mostraron valores de pH circumneutrales a alcalinos en todos los casos de muestreo. Los valores de conductividad, nitratos, magnesio y dureza fueron mayores en 2003, mientras que en 2016 se observaron mayores concentraciones de sólidos disueltos, y algunos iones como cloruros, calcio y bicarbonatos. No se observaron diferencias entre los sitios en 2003. Se observaron

valores de conductividad menores en comparación con otros trabajos llevados a cabo en sitios de muestreo cercanos (Boccolini *et al.*, 2005; Martínez de Fabricius *et al.*, 2007). Asociado a estas variables ambientales, el análisis multivariado de las muestras de 2003 y 2016, evidencia una asociación de las comunidades presentes en el sitio periurbano en 2003 a los mayores valores de nitratos, y una mayor diferenciación de los sitios en el año 2016.

Con respecto a las variables estructurales de la comunidad, en el año 2016 se observaron mayores valores de diversidad y equitatividad en el tramo urbano. En el año 2003, se observaron mayores valores de riqueza en el sitio periurbano, pero en 2016 el sitio urbano lo equiparó. La abundancia fue mayor en el sitio periurbano en 2003 y se redujo marcadamente en 2016. De esta manera, podríamos relacionar el aumento en la urbanización de 2003 a 2016 y la construcción del azud con una disminución en la abundancia, diversidad y equitatividad de la comunidad, pero un aumento de la riqueza. En estos años, el sitio periurbano mantuvo la riqueza de especies pero la abundancia disminuyó de manera notable.

Contrario a lo esperado, los valores de diversidad y equitatividad fueron mayores en el tramo urbano en los dos periodos (año 2003 y año 2016). Incluso la diversidad disminuyó en el sitio periurbano. Esto puede deberse a que en el sitio periurbano hay otros disturbios, diferentes a los del tramo urbano, asociados al uso agropecuario: fertilizantes que serían una fuente potencial de enriquecimiento de nutrientes; el excremento de ganado y aguas residuales que podrían ser fuentes de desechos orgánicos (Fore & Grafe, 2002). Porter *et al.* (2008) relacionaron disminuciones en las métricas algales con el uso extensivo de fertilizantes nitrogenados en campos agrícolas y factores hidrológicos (por ejemplo, lluvia y escorrentía) que controlan el transporte de nitrógeno a las corrientes. Por otro lado, en el río Chocancharava se realiza extracción de áridos; desde el año 2012 el Ministerio de Agua, Ambiente y Energía declaró la prohibición para la extracción de áridos en ciertos tramos del río Cuarto. De acuerdo a la resolución no se podrá realizar, por ningún medio, en el tramo urbano comprendido entre los puentes Malvinas Argentinas (Ruta Nacional 5) y Antártida Argentina (Ruta Nacional 8). Mientras que, si se usan medios mecánicos, la prohibición rige para un tramo comprendido entre aguas arriba del paraje Tres Acequias y aguas debajo del paraje Estancia El Durazno. Si bien se controla esta actividad, se observa una creciente

actividad de pequeños extractores manuales de arena. Estas diferencias mencionadas entre sitios en cuanto a las actividades desarrolladas en cercanías al río podrían explicar las diferencias observadas entre sitios con respecto a la comunidad algal, y los resultados contrarios a lo esperado. Además, hay numerosos factores que afectan a la diversidad algal, y muchas veces los índices de diversidad no responden a los disturbios antropogénicos, ya que estos pueden estar enmascarados por gradientes ambientales naturales o la selección de sitios puede ser muy simplificada en relación a los múltiples estresores antrópicos (Heino *et al.*, 2007).

Además de las variables estructurales de la comunidad, en este trabajo se aplicaron diferentes indicadores taxonómicos y no taxonómicos, para evaluar cómo responden a las variables que pueden afectar al río en los distintos tramos. En cuanto a los rasgos morfológicos de la comunidad algal, las diatomeas móviles fueron más abundantes en el año 2003 en el sitio urbano, mientras que en 2016 se observó un predominio de diatomeas de bajo perfil, principalmente en el sitio periurbano. Las diatomeas de alto perfil presentaron una baja proporción en todos los casos. Passy (2007) demostró que las especies de bajo perfil son resistentes a las perturbaciones físicas, como las causadas por las corrientes, pero no pueden tolerar el enriquecimiento de nutrientes. Diferentes estudios han demostrado que la abundancia de especies móviles aumenta con la materia orgánica y la concentración de nutrientes (Passy, 2007; Berthon *et al.*, 2011). Varios motivos podrían explicar el predominio de las diatomeas móviles en entornos ricos en recursos. Por un lado, pueden secretar enzimas extracelulares, lo que les permite utilizar macromoléculas adsorbidas en sustratos o sedimentos (Pringle, 1990). A su vez, las diatomeas móviles a menudo son más grandes que las diatomeas de bajo perfil, lo que les permite almacenar más nutrientes (Pringle, 1990). Por último, tienen la ventaja sobre las especies sésiles de poder moverse rápidamente desde microambientes pobres en nutrientes a otros con mayores concentraciones de nutrientes y moléculas orgánicas (Pringle, 1990; Johnson *et al.*, 1997).

Por el contrario, se han reportado más diatomeas de bajo perfil en ambientes pobres en nutrientes (ríos de muy alta calidad) (Berthon *et al.*, 2011). En 2016, en el sitio periurbano también se observó un predominio de diatomeas pequeñas y pedunculadas, características propias de *A. minutissimum*. En un estudio realizado



en Sudáfrica (Riato *et al.*, 2017) los gremios de bajo perfil, dominados por las formas de vida pioneras, mostraron la relación más fuerte con niveles de perturbación más altos (es decir, aumento de Na<sup>+</sup>, alcalinidad, disminución de la profundidad). De manera similar, el gremio planctónico y las formas de vida en tubo, roseta y adnatas dominaron a niveles de perturbación más altos, mientras que las diatomeas de alto perfil mostraron la tendencia inversa. En nuestro trabajo, el predominio de diatomeas móviles y de bajo perfil se puede relacionar con las características del sustrato y de velocidad de corriente del río Chocancharava, que no permiten el desarrollo de una comunidad compleja, con mayor proporción de algas de alto perfil. Los rasgos funcionales nos indicarían mejores condiciones en el sitio periurbano, y en el año 2016, dada la predominancia de especies de bajo perfil, que habitan ambientes con bajas concentraciones de nutrientes. Sin embargo, los índices de diversidad y equitatividad funcional, calculados a partir de los rasgos morfológicos, mostraron menor diversidad funcional en el sitio periurbano en 2016. Este resultado es similar a lo obtenido con el índice de diversidad de Shannon, y coincide con lo encontrado por Cibils-Martina *et al.* (2018) en arroyos sombreados por forestaciones de exóticas, con comunidades algales de arquitectura sencilla.

En nuestro trabajo se obtuvieron resultados diferentes para cada índice. Los índices IDP e IPS, mostraron resultados iguales en cuanto a la calidad del agua, evidenciando diferencias entre sitios y entre años. De acuerdo a estos índices, el sitio periurbano en 2016 presenta la mejor condición y el sitio urbano en el año 2003 sería el de peor calidad. El TDI arrojó resultados que permiten diferenciar los años (y no los sitios), en 2003 los sitios mostraron polución fuerte y en 2016 se observó polución moderada en ambos sitios. El índice de Sladeczek no diferenció los sitios y los años, señalando polución débil en todos los casos. Este índice fue utilizado en la misma cuenca por Martínez de Fabricius *et al.* (2007) para el potamoplancton. Estos autores encontraron, en muestreos realizados en 1999 y 2000, valores para este índice dentro del rango de contaminación moderada a alta en sitios cercanos a los de nuestro trabajo, y contaminación alta en el sector de vuelco de cloacas y aguas abajo de este punto.

Mac Donagh *et al.* (2016) aplicaron varios índices bióticos, entre ellos tres de los utilizados en este trabajo: IPS, IDP, y TDI. Si bien el trabajo se realizó en sistemas lénticos, también se obtuvieron resultados variables de cada índice para

cada sitio de muestreo. Esto puede deberse a que algunas especies a menudo presentan una variación regional de tolerancia ecológica, influenciada por una variedad de procesos ambientales como el clima, geología, suelos, geomorfología fluvial, topografía y vegetación (Bere & Tundisi, 2011; Besse-Lototskaya *et al.*, 2011). Se ha sugerido que en regiones que no cuenten con un índice propio, se deben aplicar varios índices y analizar cuidadosamente los resultados (Besse-Lototskaya *et al.*, 2011).

Estudios previos en la Cuenca Chocancharava utilizando índices multimétricos y de calidad del bosque de ribera reportaron que la calidad biológica del agua se encontraba poco deteriorada, pero la degradación de las riberas generaba un estado ecológico “malo”. Por lo tanto, el principal componente que afecta la calidad ambiental del tramo urbano y periurbano del río Chocancharava en la ciudad de Río Cuarto, es la degradación del bosque de ribera, cuya continuidad en el tiempo afectará también la calidad del agua (Boccolini *et al.*, 2005; Corigliano *et al.*, 2008).

Hasta el momento no se habían aplicado índices utilizando a las diatomeas episámicas como indicadoras, por lo que este trabajo aporta nueva información sobre la calidad de agua reflejado por estas comunidades, que son las primeras en entrar en contacto con los nutrientes y sustancias tóxicas (Morin *et al.*, 2016). Los diferentes índices utilizados, con sus ventajas y desventajas, ofrecen información complementaria, por lo que es necesario reforzar la identificación de las especies locales y su asignación a diferentes requerimientos ecológicos y rasgos de historia de vida. Como sugieren muchos estudios recientes (Pandey *et al.*, 2018), para el monitoreo de la calidad de agua y la estimación del estado biológico de un sistema, es fundamental el desarrollo adecuado de métricas biológicas. En este sentido, un enfoque basado en múltiples descriptores puede proporcionar una imagen más completa e integrada de las condiciones ambientales experimentadas por las diatomeas.

## Consideraciones finales

A modo de conclusión, este trabajo permitió evidenciar cambios en las comunidades episámicas del río Chocancharava entre un sitio urbano y uno periurbano y en el tiempo.

En el año 2016, el sitio periurbano mostró un predominio de *A. minutissimum*, con alta densidad, por lo que la equitatividad y la diversidad fueron menores. Los rasgos funcionales responden a la predominancia de esta especie en ambos sitios; con elevadas proporciones de diatomeas, pequeñas, de bajo perfil, tolerantes a la escasez de recursos y pedunculadas.

La comparación con los datos de 2003, previos a la construcción del azud y con menor urbanización, mostró mayores valores de conductividad y nitratos en 2003. La diferencia entre sitios fue más marcada en 2016.

Contrario a lo esperado, la diversidad fue menor en el sitio periurbano, posiblemente relacionado a disturbios asociados al uso agropecuario. Los índices de diversidad y equitatividad funcional, calculados a partir de los rasgos morfológicos, también mostraron menor diversidad funcional en el sitio periurbano en 2016.

Los rasgos funcionales nos indicarían mejores condiciones en el sitio periurbano, y en el año 2016, dada la predominancia de especies de bajo perfil, que habitan ambientes con bajas concentraciones de nutrientes. Esto coincide con lo encontrado con algunos de los índices taxonómicos utilizados. De acuerdo a los índices taxonómicos IDP (Índice de Diatomeas Pampeano) e IPS (Índice de Sensibilidad a la Contaminación), el sitio periurbano en 2016 presenta polución débil y el sitio urbano en el año 2003 presenta polución fuerte.

Los índices taxonómicos y no taxonómicos ofrecieron información complementaria, por lo que las futuras herramientas de monitoreo deberían contemplar un enfoque basado en múltiples descriptores.

Para futuras investigaciones en nuestra área de estudio, se propone realizar un relevamiento más exhaustivo de las variables fisicoquímicas, para luego correlacionar estos datos con valores de índices. También se podrían calibrar los índices o desarrollar uno para nuestra región. Además, realizar muestreos

estacionales para contemplar variaciones entre épocas de alto y bajo caudal y con mayor cantidad de sitios de muestreo para contemplar variaciones espaciales.

La reciente creación de la Reserva Provincial de Uso Múltiple Corredor del Chocancharava en las proximidades de los sitios evaluados en este estudio, ratifica la necesidad de la exploración y aplicación de diferentes herramientas de monitoreo de la calidad del agua y la definición de indicadores y métricos que permitan dar respuesta a los requerimientos de la sociedad en nuestra región.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Allan, J. D. & M. M. Castillo. 2007. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Second Edition, Springer, The Netherlands. 436 pp.
- Almeida, F. F. de; E. N. Santos-Silva, L. Ector & C. E. Wetzel. 2018. *Eunotia amazonica* sp. nov. (Bacillariophyta), a common stalk-forming species from the Rio Negro basin (Brazilian Amazon). *Eur. J. Phycol.* 53: 1–14.
- Almeida, S. F. P. 2001. Use of diatoms for freshwater quality evaluation in Portugal. *Limnetica* 20: 205–213.
- Almeida, S. F. P.; C. Elias; J. Ferreira; E. Tornés; C. Puccinelli; F. Delmas; G. Dörflinger; S. Urbanič; S. Marcheggiani; J. Rosebery; L. Mancini & S. Sabater. 2014. Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: a methods intercalibration exercise. *Sci. Total Environ.* 476-477: 768–776.
- Álvarez-Blanco, I.; C. Cejudo-Figueiras; E. Bécares & S. Blanco. 2010. Spatiotemporal changes in diatom ecological profiles: Implications for biomonitoring. *Limnol.* 12: 157–168.
- Álvarez-Blanco, I; S. Blanco; C. Cejudo-Figueiras & E. Bécares. 2013. The Duero Diatom Index (DDI) for river water quality assessment in NW Spain: design and validation. *Environ. Monit. Assess.* 185: 969–981.
- Amaidén, M. A. & N. Gari. 2011. Perifiton en el mesohábitat de corredera de un arroyo serrano; Dinámica estacional en relación a variables físico-químicas. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 46 (3-4): 235–250.
- Arana, M. D.; G. A. Martínez; A. J. Oggero; E. S. Natale & J. J. Morrone. 2017. Map and shapefile of the biogeographic provinces of Argentina. *Zootaxa* 341(3): 420–422.
- Baatrup-Pedersen, A.; E. Göthe; T. Riis; & M. T. O'Hare. 2016. Functional trait composition of aquatic plants can serve to disentangle multiple interacting stressors in lowland streams. *Sci. Total Environ.* 543: 230–238.
- Barroso, C. N.; M. D. Barbero; A. M. Oberto & C. M. Gualdoni. 2014. El bentos y su fracción derivante: composición y estructura en un arroyo regulado (Achiras, Córdoba) *Biol. Acuát.* 30: 27–45.
- Battarbee, E. W. 1986. Diatom Analysis. En: Berglund, B. E. (Ed.) *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, pp. 527–570. J. Wiley & Sons, New York.
- Bellinger, B. J.; C. Cocquyt & C. M. O'Reilly. 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia* 573: 75–87.
- Belton, T. J.; K. C. Ponader; D. F. Charles. 2005. Trophic diatom indices (TDI) and the development of site-specific nutrient criteria. TMDL 2005 Specialty conference. Water Environment Federation, Alexandria.
- Bere, T. & J. G. Tundisi. 2011. Influence of ionic strength and conductivity on benthic diatom communities in a tropical river (Monjolinho) São Carlos-SP, Brazil. *Hydrobiologia* 661: 261–276.

- Berthon, V.; A. Bouchez & F. Rimet. 2011. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia* 673: 259–271.
- Besse-Lototskaya, A.; P. F. M. Verdonschot; M. Coste & B. Van de Vijver. 2011. Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecol. Indic.* 11: 456–467.
- Boccolini, M. F.; A. M. Oberto & M. del C. Corigliano. 2005. Calidad ambiental en un río urbano de llanura. *Biol. Acuát.* 22: 59–69
- Boccolini, M. F.; M. E. Luque & A. L. Martínez. 2012. Flora diatómica en ríos y arroyos serranos de Córdoba, Argentina. *Ed. Académica Española*. 116 pp., ISBN 978-3-659-03342-1.
- Cantonati, M.; N. Angeli; L. Virtanen; A. Z. Wojtal; J. Gabrieli; E. Falasco; I. Lavoie; S. Morin; A. Marchetto; C. Fortin & S. Smirnova. 2014. *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyta) valve deformities as indicators of metal enrichment in diverse widely-distributed freshwater habitats. *Sci. Total Environ.* 475: 201–215.
- Cemagref. 1982. *Etude des méthodes biologiques quantitative d'appréciation de la qualité des eaux*. Rapport Q. E. Lyon-A. F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218 pp.
- Chessman, B.C.; N. Bate; P. A. Gell; P. Newall. 2007. A diatom species index for bioassessment of Australian rivers. *Mar. Freshwater Res.* 58: 542–557.
- Cibils, L.; R. Principe; J. Márquez; N. Gari & R. Albariño. 2015. Functional diversity of algal communities from headwater grassland streams: How does it change following afforestation? *Aquat. Ecol.* 49: 453–466.
- Cibils Martina, L.; R. Principe; N. Gari. 2013. Effect of a dam on epilithic algal communities of a mountain stream: before-after dam construction comparison. *J. Limnol.* 72(1): 79–94.
- Cibils-Martina, L.; J. Márquez; R. Principe; N. Gari & R. Albariño. 2017. Pine afforestation affects key primary producers in mountain grassland streams in Córdoba, Argentina. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.* 51(4): 591–607.
- Cibils-Martina, L.; J. A. Márquez; E. N. Gari; R. J. Albariño & R. E. Principe. 2018. Disentangling grazing and light controls on algal communities in grassland and afforested streams. *Ecol. Res.* DOI: 10.1002/ere.1014
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol.- Prog. Ser.* 216: 265–278.
- Colina, M.; D. Calliari; C. Carballo & C. Kruk. 2016. A trait-based approach to summarize zooplankton-phytoplankton interactions in freshwaters. *Hydrobiologia* 767: 221–233.
- Corigliano, M. del C. 2009. Ecología histórica de la Subcuenca del Río Carcarañá. Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Corigliano, M. del C.; A. M. Oberto; R. E. Príncipe; G. B. Raffaini & C. M. Gualdoni. 2008. Calidad del espacio ribereño en el tramo urbano del río Chocancharava (Río Cuarto, Prov. de Córdoba). *Rev. Univ. Nac. Río Cuarto* 28(1-2): 55–66.

- Costanza, R.; R. D'Arge; R. De Groot; S. Farber; M. Grasso; B. Hannon; K. Limburg; S. Naeem; R. V. O'Neill; J. Paruelo; R. G. Raskin; P. Sutton & M. Van Den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Davies, N. M.; R. H. Norris & M. C. Thoms. 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwat. Biol.* 45: 343–369.
- Dela-Cruz, J.; T. Pritchard; G. Gordon & P. Ajani. 2006. The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Australia. *Freshwat. Biol.* 51: 951–972.
- De la Rey, P. A.; J. C. Taylor; A. Laas; L. van Rensburg & A. Vosloo. 2004. Determining the possible application value of diatoms as indicators of general water quality: a comparison with SASS 5. *Water SA.* 30: 325–332
- Del Buono, M. L. 2010. Distribución de algas en el psamon de un río de llanura. Tesis de Licenciatura, Dpto de Ciencias Naturales, UNRC, 38 pp.
- Descy, J. P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatom. *Beih. Nov. Hedwigia* 64: 305–323.
- Descy, J. P. 1980. Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. En: Pesson, P. (Ed.). *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*, pp. 169–194. 2nd edition. Gauthier Villars, Paris.
- Descy, J. P. & M. Coste. 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courants. Rapport Final, EC contract B-71-23, Rapport final. CEMAGREF. 64 pp.
- Dewson, Z. S.; A. B. James & R. G. Death. 2007 Stream ecosystem functioning under reduced flow conditions. *Ecol. Appl.* 17: 1797–1808.
- Di Battista, T.; F. Fortuna & F. Maturo. 2016. Environmental monitoring through functional biodiversity tools. *Ecol. Indic.* 60: 237–247.
- Di Rienzo, J. A.; F. Casanoves; M. G. Balzarini; L. Gonzalez; M. Tablada & C. W. Robledo. 2012 InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Dong, X. Y.; B. Li; F. Z. He; Y. Gu; M. Q. Sun; H. M. Zhang; L. Tan; W. Xiao; S. R. Liu & Q. H. Cai. 2016. Flow directionality, mountain barriers and functional traits determine diatom metacommunity structuring of high mountain streams. *Sci. Rep.* 6, 24711.
- Dudgeon, D.; A. H. Arthington; M. O. Gessner; Z. I. Kawabata; D. J. Knowler; C. Leveque; R. J. Naiman; A. H. Prieur-Richard; D. Soto; M. I. J. Stiassny & C. A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81: 163–182.
- Dunck, B.; L. Rodrigues. & D. C. Bicudo. 2015. Functional diversity and functional traits of periphytic algae during a short-term successional process in a Neotropical floodplain lake. *Braz. J. Biol.* 75(3): 587–597.

- Duong, T. T.; A. Feurtet-Mazel; M. Coste; D. K. Dang & A. Boudou. 2007. Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecol. Indic.* 7: 839–851.
- Ector, L. & F. Rimet. 2005. Using bioindicators to assess rivers in Europe: an overview. En: Lek, S.; M. Scardi; P. F. M. Verdonschot; J. P. Descy & Y. S. Park (Eds.). *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*, pp. 7–19. Springer, Berlin.
- Faria, D. M.; A. T. B. Guimarães & T. A. V. Ludwig. 2013. Responses of periphytic diatoms to mechanical removal of *Pistia stratiotes* L. in a hypereutrophic subtropical reservoir: dynamics and tolerance. *Braz. J. Biol.* 73 (4): 681–689.
- Feio, M. J.; S. F. P. Almeida; S. C. Craveiro & A. J. Calado. 2007. Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality. *Fundament. Appl. Limnol. Arch. Hydrobiol.* 168: 247–258.
- Fielding, A. H. 2007. *Cluster and Classification Techniques for the Biosciences*. Cambridge University Press, 246 pp.
- Fore, L.S. & C. Grafe. 2002. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (USA). *Freshwat. Biol.* 47: 2015–2037.
- Garcia de Leaniz, C. 2008. Weir removal in salmonid streams: implications, challenges and practicalities. *Hydrobiologia* 609: 83–96.
- Gari, N. & M. del C. Corigliano. 2005. El efecto de arroyos tributarios de menor orden sobre el perifiton de un río de llanura. *Biol. Acuát.* 22: 141–150.
- Gari, E. N. & M. del C. Corigliano. 2007. Spatial and temporal variations of *Cocconeis placentula* var. *euglypta* in drift and periphyton. *Braz. J. Biol.* 67(4): 587–595.
- Gómez, N. 1999. Epipellic diatoms of a high contaminated basin from Argentina (Matanza Riachuelo river): biotic indices and multivariate analysis. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 2: 301–309.
- Gómez, N. & M. Licursi. 2001. The pampean Diatom Index (IDP) for assessment of river and streams in Argentina. *Aquat. Ecol.* 35: 173–181.
- Gómez, N.; J. C. Donato; A. Giorgi; H. Guasch; P. Mateo & S. Sabater. 2009. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En: Elosegi, A. & S. Sabater (Eds.). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, pp. 219–242. Fundación BBVA, España.
- Grime, J. P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley, New York. 222 pp.
- Guse, B.; M. Pfannerstill; N. Fohre. 2015. Dynamic modelling of land use change impacts on nitrate loads in rivers. *Environ. Process.* 2: 575–592.
- Hasle, G. R. 1978. Some specific preparations: Diatoms. En: Sournia, A. (Ed.) *Phytoplankton manual*, pp. 136–142. UNESCO.
- Heino, J. 2005. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwat. Biol.* 50: 1578–1587.



- Heino, J.; H. Mykra; H. Hämäläinen; J. Aroviita & T. Muotka. 2007. Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. *Freshwat. Biol.* 52: 1846–1861.
- Hering, D.; L. Carvalho; C. Argillier; M. Beklioglu; A. Borja; A. C. Cardoso; H. Duel; T. Ferreira; L. Globevnik; J. Hanganu; S. Hellsten; E. Jeppesen; V. Kodes; A. L. Solheim; T. Noges; S. Ormerod; Y. Panagopoulos; S. Schmutz; M. Venohr & S. Birk. 2015. Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress: an introduction to the MARS project. *Sci. Total Environ.* 503-504: 10–21.
- Jenkins, K. M. & A. J. Boulton. 2003. Connectivity in a dryland river: short-term aquatic microinvertebrate recruitment following floodplain inundation. *Ecology* 84: 2708–2723.
- Johnson, R. E.; N. C. Tuchman & C. G. Peterson. 1997. Changes in the vertical microdistribution of diatoms within a developing periphyton mat. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 503–519.
- Kamjunke, N.; O. Büttner; C. G. Jäger; H. Marcus; W. von Tümpling; S. Halbedel; H. Norf; M. Brauns; M. Baborowski; R. Wild; D. Borchardt & M. Weitere. 2013. Biogeochemical patterns in a river network along a land use gradient. *Environ. Monit. Assess.* 185: 9221–9236.
- Kelly, M. G. & B. A. Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7: 433–444.
- Kelly, M.; S. Juggins; R. Guthrie; S. Pritchard; J. Jamieson; B. Rippey; H. Hirst & M. Yallop. 2008. Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms. *Freshwat. Biol.* 53: 403–422.
- Kelly, M.; C. Bennett; M. Coste; C. Delgado; F. Delmas; L. Denys; L. Ector; *et al.* 2009. A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. *Hydrobiologia* 621: 169–82.
- Kireta, A. R.; E. D. Reavie; G. V. Sgro; T. R. Angradi; D. W. Bolgrien; B. H. Hill & T. M. Jicha. 2012. Planktonic and periphyton diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: testing water quality and disturbance models. *Ecol. Indic.* 13: 221–31.
- Kollár, J.; M. Fránková; P. Hašler; M. Letáková & A. Poulíčková. 2015. Epiphytic diatoms in lotic and lentic waters-diversity and representation of species complexes. *Fottea* 15: 259–271.
- Kovács, C.; M. Kahlert & J. Padisák. 2006. Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. *J. Appl. Phycol.* 18: 105–117. <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-006-9080-4>.
- Lange, K.; A. Liess; J.J. Piggott; C.R. Townsend & C.D. Matthaei. 2011. Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwat. Biol.* 56: 264–278.
- Lange, K.; C. R. Townsend & C. D. Matthaei. 2016. A trait-based framework for stream algal communities. *Ecol. Evol.* 6: 23–36.

- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285–304.
- Leclercq, L. & B. Maquet. 1987. Deux nouveaux indices diatomiques et de qualité chimique des eaux courantes. Comparaison avec différents indices existants. *Cah. Biol. Mar.* 28: 303–310.
- Leira, M.; G. Chen; C. Dalton; K. N. Irvine & D. H. Taylor. 2009. Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. *Freshwat. Biol.* 54: 1–14.
- Licursi, M. & N. Gómez. 2003. Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biol. Acuát.* 21: 31–49.
- Lima de Souza, M. & C. Ferragut. 2012. Influence of substratum surface roughness on periphytic algal community structure in a shallow tropical reservoir. *Acta Limnol. Bras.* 24(4): 397–407.
- Litchman, E. & C. A. Klausmeier. 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39: 615–639.
- Lobo, E. A. 2013. O perifíton como indicador da qualidade da água. En: Schwarzbald, A.; A. L. Burliga & L. C. Torgan (Eds.). *Ecologia do Perifíton*, pp. 205–233. São Carlos, RiMa Editora.
- Luque, M. E. & A. L. Martínez de Fabricius. 2010. Estudio del componente algal en la cuenca baja del Río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Lilloa* 47(1–2): 95–106.
- Mac Donagh, M. E.; J. M. Paredes del Puerto & P. Altieri. 2016. Aplicación de índices bióticos basados en diatomeas epífitas sobre *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják, en lagunas pampeanas de Argentina. *Biol. Acuát.* 31: 63–74.
- Malmqvist, B. & S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environ. Conserv.* 29: 134–153.
- Marcel, R., Berthon, V., Castets, V., Rimet, F., Thiers, A., Labat, F. & Fontan, B. 2017. Modelling diatom life forms and ecological guilds for river biomonitoring. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 418: 1–15.
- Martínez de Fabricius, A. L. 1986. La ficoflora del río Grande. (Departamento de Calamuchita, Prov. Córdoba, Argentina). *Rev. Univ. Nac. Río Cuarto* 6(2): 221–235.
- Martínez de Fabricius, A. L. & E. N. Gari. 1989. Estudios sistemáticos de las BACILLARIOPHYCEAE del Río Grande (Depto. Calamuchita, Córdoba, Argentina). PENNALES I. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 26: 13–21.
- Martínez de Fabricius, A. L.; M. C. Fernández; N. Gari & M. del C. Corigliano. 1988. Análisis del componente algal en transporte en ríos y arroyos del valle de Calamuchita (Córdoba- Argentina). *Rev. Univ. Nac. Río Cuarto* 8(1): 95–110.
- Martínez de Fabricius, A.L.; N. Maidana; N. Gómez & S. Sabater. 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). *Biodivers. Conserv.* 12: 2443–2454.

- Martínez de Fabricius, A. L.; M. E. Luque; D. Lombardo & E. Bruno. 2007. Potamoplankton en la cuenca media del río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Limnetica*: 26(1): 25–38.
- McAleece, N.; P. J. D. Lamshead; G. L. J. Paterson & J. D. Gage. 1997. *BioDiversity Professional version 2*. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.
- McGeoch, M. A. 1998 The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.* 73: 181–201.
- McGill, B.J.; B. J. Enquist; E. Weiher & M. Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.* 21: 178–185.
- Menezes, S.; D. J. Baird & A. M. V. M. Soares. 2010. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *J. Appl. Ecol.* 47: 711–719.
- Morin, S.; N. Gómez; E. Tornés; M. Licursi & J. Rosebery. 2016. Benthic diatom monitoring and assessment of freshwater environments: standard methods and future challenges. En: Romani, A. M.; H. Guasch & M. D. Balaguer (Eds.). *Aquatic biofilms: Ecology, water quality and wastewater treatment*, pp.111–124. Caister Academic Press, Norfolk, UK.
- Morrone, J. J. 2017. *Neotropical Biogeography Regionalization and Evolution*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Naiman, R. J.; H. Décamps & M. E. McClain. 2004. *Riparia Streamside Communities*. Academic Press, San Diego.
- Naiman, R. J.; H. Decamps; M. E. McClain. 2010. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Ed. ELSEVIER Academic Press.
- Oeding, S. & K. H. Taffs. 2017. Developing a regional diatom index for assessment and monitoring of freshwater streams in sub-tropical Australia. *Ecol. Indic.* 80: 135–146.
- Oggero, A.; N. De Luca; E. Natale & M. Arana. 2014. Caracterización y situación actual de los bosques nativos en el centro sur de la provincia de Córdoba. [www.vocesenelfenix.com](http://www.vocesenelfenix.com)
- Oksanen, J.; F. G. Blanchet; R. Kindt; P. Legendre; P. R. Minchin; R. B. O'Hara; et al. 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-8. <http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>
- Padisák, J.; L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19.
- Pandey, L. K.; E. A. Bergey; L. Jie; J. Park; S. Choi; H. Lee; S. Depuydt; Y. T. Oh; S. M. Lee & T. Han. 2017. The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: insights advances and challenges. *Water Res.* 118: 39–58.
- Pandey, L. K.; I. Lavoie; S. Morin; J. Park; J. Lyu; S. Choi; H. Lee & T. Han. 2018. River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecol. Indic.* 84: 140–151.

- Pantle, R. & H. Buck. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach Wasser und Abwasser* 96: 609–620.
- Passy, S. I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behaviour along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquat. Bot.* 86: 171–178.
- Passy, S. I. & C. A. Larson. 2011. Succession in stream biofilms is an environmentally driven gradient of stress tolerance. *Microb. Ecol.* 62: 414–424.
- Poff, N. L. & J. K. H. Zimmerman. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform environmental flows science and management. *Freshwat. Biol.* 55: 194–20.
- Poff, N. L.; J. D. Allan; M. B. Bain; J. R. Karr; K. L. Prestegard; B. D. Richter; *et al.* 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bio Science* 47: 769–784.
- Porter, S. D.; D. K. Mueller; N. E. Spahr; M. D. Munn & N. M. Dubrovsky. 2008. Efficacy of algal metrics for assessing nutrient and organic enrichment in flowing waters. *Freshwat. Biol.* 53: 1036–1054.
- Principe, R. 2010. Ecological effects of small dams on benthic macroinvertebrate communities of mountain streams (Córdoba, Argentina). *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 46: 1–15.
- Pringle, C. M. 1990. Nutrient spatial heterogeneity – effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae. *Ecology* 71: 905–920.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Reynolds, C.; V. Huszar; C. Kruk; L. Naselli-Flores & S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417–428.
- Riato, L.; V. Della Bella; M. Leira; J. C. Taylor & P. J. Oberholster. 2017. A diatom functional-based approach to assess changing environmental conditions in temporary depressional wetlands. *Ecol. Indic.* 78: 205–213.
- Rimet, F. 2012. Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia* 683: 1–24.
- Rimet, F. & A. Bouchez. 2011. Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: lotic mesocosm approaches. *Ecol. Indic.* 11: 489–499.
- Rimet, F. & A. Bouchez. 2012a. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Know. Manage. Aquat. Ecosyst.* 406: 01–14.
- Rimet, F. & A. Bouchez. 2012b. Biomonitoring river diatoms: implications of taxonomic resolution. *Ecol. Indic.* 15: 92–99.
- Rodríguez Catanzaro, L.; E. Luque & N. Gari. 2014. La comunidad algal epilítica en hábitat de rabión en un arroyo serrano. *Biol. Acuát.* 30: 175–187.

- Rumeau, A. & M. Coste. 1988. Initiation á la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bull. fr. pêche piscic.* 309: 1–69.
- Sabater, S. 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *J. Appl. Phycol.* 12: 113–124.
- Seeligmann, C.; N. I. Maidana & M. Morales. 2008. Diatomeas (Bacillariophyceae) de humedales de altura de la Provincia de Jujuy-Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 43(1-2): 1–17.
- Seitzinger, S.P.; J. A. Harrison; E. Dumont; A. H. W. Beusen & A. F. Bouwman. 2005. Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: an overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Glob. Biogeochem. Cycles* 19, GB4S01.
- Siddig, A. A. H.; A. M. Ellison; A. Ochs; C. Villar-Leeman & M. K. Lau. 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecol. Indic.* 60: 223–230.
- Sierra, M. V.; N. Gómez; A. V. Marano & M. A. Di Siervi. 2013. Caracterización funcional y estructural del biofilm epipélico en relación al aumento de la urbanización en un arroyo de la Llanura Pampeana (Argentina). *Ecología Austral* 23: 108–118.
- Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiologia* 7: 1–218.
- Soininen, J.; A. Jamoneau; J. Rosebery & S. I. Passy. 2016. Global patterns and drivers of species and trait composition in diatoms. *Glob. Ecol. Biogeogr* 25: 940–950.
- Stanford, J. A. & J. V. Ward. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regul. Rivers: Res. Manage.* 17: 303–310.
- Stanner, D.; P. Bordeau. Eds. 1995. *Europe's Environment. The Dobrís Assessment.* European Environment Agency. Copenhagen, 676 pp.
- Statzner, B.; K. Hoppenhaus; M. F. Arens & P. Richoux. 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwat. Biol.* 38: 100-135.
- Stenger-Kovács, C.; E. Lengyel; L. O. Crossetti; V. Üveges & J. Padisák. 2013. Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. *Ecol. Indic.* 24: 138–147.
- Stevenson, R. J. & L. L. Bahls. 1999. Periphyton protocols. En: Barbour, M. T.; J. Gerritsen; B. D. Snyder & J. B. Stribling (Eds). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish.* 2nd edn. EPA 841-B-99002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Stevenson, R.; Y. Pan & H. van Dam. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. En: Smol, J. & E. Stoermer (Eds.). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, pp. 57–85. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge.

- Szulc, B. & K. Szulc. 2013. The use of the Biological Diatom Index (BDI) for the assessment of water quality in the Pilica River, Poland. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 42: 188–194.
- Tapolczai, K.; A. Bouchez; C. Stenger-Kovács; J. Padisák. & F. Rimet. 2016. Trait-based ecological classifications for benthic algae: review and perspectives. *Hydrobiologia* 776: 1–17.
- The Heinz Center. 2002. *State of the Nation's Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 270 pp.
- Thomas, M.K.; C. T. Kremer & E. Litchman. 2016. Environment and evolutionary history determine the global biogeography of phytoplankton temperature traits. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25: 75–86.
- Thomson, J. R.; M.P. Taylor; K.A. Fryirs & G.J. Brierley. 2001. A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosys.* 11(5): 373–389.
- Tickner, D.; P. D. Armitage; M. A. Bickerton & K A. Hall. 2000. Assessing stream quality using information on mesohabitat distribution and character. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 10(3): 170–196.
- Tilman, D. 1980. Resources: a graphical-mechanistic approach to competition and predation. *Am. Nat.* 116: 362–393.
- Van den Brink, P. J.; A. C. Alexander; M. Desrosiers; W. Goedkoop; P. L. M. Goethals; M. Liess & S. D. Dyer. 2011. Traits-based approaches in bioassessment and ecological risk assessment: strengths, weaknesses, opportunities and threats. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 7: 198–208.
- Vannote, R .L.; G. W. Minshall; K. W. Cummins; J. R. Sedell & C. F. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130–137.
- Vasselon, V.; I. Domaizon; F. Rimet; M. Kahlert & A. Bouchez. 2017. Application of high- throughput sequencing (HTS) metabarcoding to diatom biomonitoring: do DNA extraction methods matter? *Freshw. Sci.* 36:162–177.
- Venrick, E.L. 1995. Muestreo y submuestreo del fitoplancton marino y dulceacuícola. En: Alveal, K.; M. E. Ferrario, E. C. Oliveira & E. Sar (Eds.). *Manual de Métodos Ficológicos*, pp: 199–218. Universidad de Concepción, Chile.
- Viglizzo, E. F.; A. L. Pordomingo; M. G. Castro & F. A. Lértora. 2003. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environ. Monitor. Assess.* 87: 169–195.
- Villafañe, V. E. & F. M. H. Reid. 1995. Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K.; M. E. Ferrario; E. C. Oliveira & E. Sar (Eds.). *Manual de Métodos Ficológicos*, pp. 169–185. Universidad de Concepción, Chile.
- Vörösmarty, C. J.; P. B. McIntyre; M. O. Gessner; D. Dudgeon; A. Prusevich; P. Green; S. Glidden; S. E. Bunn; C. A. Sullivan; C. R. Liermann & P. M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561.

- Vouilloud, A. A.; S. E. Sala & M. R. Sabbatini. 2005. Diatomeas perifíticas de la cuenca del Río Sauce Grande (Buenos Aires, Argentina). *Iheringia, Sér. Bot.* 60(1): 77–89.
- Wang, Y. K.; R. J. Stevenson; P. R. Sweet & J. DiFranco. 2006. Developing and testing diatom indicators for wetlands in the Casco Bay watershed. Maine, USA. *Hydrobiologia* 561: 191–206.
- Watanabe, T.; K. Asai & A. Houki. 1986. Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage—diatom assemblage index (DAI<sub>po</sub>). *Sci. Total Environ.* 55: 209–218.
- Wellnitz, T. A. & N. L. Poff. 2012. Current-mediated periphytic structure modifies grazer interactions and algal removal. *Aquat. Ecol.* 46: 521–530.
- Wu, N. C.; B. Schmalz & N. Fohrer. 2012. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river. *Ecol. Indic.* 13: 158–167.
- Wu, N. C.; B. Schmalz & N. Fohrer. 2014. Study progress of riverine phytoplankton and its use as bioindicator –a review. *Austin J. Hydrol.* 1(1): 9.
- Zampella, R.; J. F. Bunnell; K. J. Laidig & N. A. Procopio. 2006. Using multiple indicators to evaluate the ecological integrity of a coastal plain stream system. *Ecol. Indic.* 6: 644–663.
- Zelinka, M. & P. Marvan. 1961. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fliessender Gewasser. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389–407.

## **7. ANEXO.**



**Anexo.** Listado taxonómico de especies registradas en los sitios periurbano (PU) y urbano (U) del río Chocancharava en 2003 y 2016.

Se muestra la asignación de los taxones identificados a las categorías de rasgos funcionales, los valores indicadores para los índices taxonómicos y la densidad promedio para cada sitio y año.

Taxones	Rasgos funcionales					Índices taxonómicos						Dens. media (ind.cm <sup>-2</sup> )			
						S		IDP	IPS		TDI				
	Tam.	Grem.	Rec.	M.Adh.	F. V.	s	v	l	i	v	s	PU 03	U 03	PU 16	U 16
<i>Achnantheiopsis lanceolatooides</i> (Sovereign) Lange-Bertalot	3	B	T	A	U	0,9	1	1,5	4,6	1	5	5694.8	0.0	0.0	0.0
<i>Achnanthes inflata</i> (Kützing) Grunow	5	B	T	P	U	0	0	1,25	4	3	2	211.9	229.6	0.0	0.0
<i>Achnanthes</i> sp.	1	B	T	P	U	-	-	-	-	-	-	3831.9	362.0	1.1	0.0
<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	1	B	T	P	U	1,5	3	1	4	1	4	0.0	8.8	0.8	0.0
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	1	B	T	P	U	1	2	1	5	1	3	547.4	309.0	1199.5	9.2
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	5	A	S	N	U	1,3	4	2,5	5	3	1	26.5	0.0	0.0	0.0
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	1	B	S	A	U	1,4	1	2,25	4	1	5	0.0	0.0	51.5	0.8
<i>Amphora</i> sp.	1	B	S	A	U	-	-	-	-	-	-	141.3	379.7	5.8	0.0
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	5	B	S	A	U	1,5	3	1,5	4	2	4	0.0	0.0	1.8	0.1
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	5	B	S	A	U	1	1	2	3,6	1	3	485.6	35.3	52.3	2.5
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G.Mann	5	M	S	N	U	2,5	3	3	3	3	5	8.8	0.0	0.0	0.0
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) D.G.Mann	3	M	S	N	U	3,3	4	3,5	1	3	5	0.0	0.0	0.0	0.2
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	1	B	S	N	U	2,6	3	2,5	2	1	4	8.8	0.0	0.0	0.0
<i>Cymbella cymbiformis</i> C.Agardh	5	A	S	P	C	1,2	2	1,25	4	3	4	44.1	0.0	0.0	0.0
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	4	B	T	P	C	1,1	2	1,75	4	2	3	114.8	0.0	0.0	0.0
<i>Cymbella</i> sp.	3	B	T	P	C	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	1.1	0.0
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	5	A	S	P	C	0	0	1,75	4	2	3	26.5	0.0	0.0	0.0
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	3	M	T	N	U	1,5	3	1,5	4	2	4	44.1	0.0	0.0	0.0
<i>Diatoma anceps</i> (Ehrenberg) Kirchner	4	A	S	B	C	2,2	2	1,5	4	1	5	0.0	0.0	1.8	0.0
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	5	A	S	B	C	2,2	2	1,5	4	1	5	220.7	0.0	0.0	0.0
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	5	A	S	N	U	1,1	3	1	5	2	1	8.8	0.0	0.0	0.0
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse ex Rabenh.)D.G.Mann	2	A	S	A	C	1,3	1	0,5	4,8	2	3	88.3	0.0	0.6	0.1
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann in Round	4	A	S	A	C	0	0	1,75	5	2	4	0.0	0.0	1.1	0.0
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	5	M	T	A	U	0	0	1,25	4	3	1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	5	M	T	A	U	1,4	3	1,75	4	2	1	8.8	0.0	0.0	0.0
<i>Epithemia</i> sp.	5	M	T	A	U	-	-	-	-	-	-	8.8	0.0	0.0	0.0
<i>Fragilaria capucina</i> subsp. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	2	A	T	B	C	1,5	3	0,5	4	1	2	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fragilaria</i> sp.	2	A	T	B	C	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	4.0	0.0

Taxones (cont.)	Rasgos funcionales					Indices taxonómicos						Dens. media (ind.cm <sup>-2</sup> )			
						S		IDP		IPS					
	Tam.	Grem.	Rec.	M.Adh.	F. V.	s	v	l	i	v	s	PU 03	U 03	PU 16	U 16
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B.Petersen	3	A	T	B	C	1,5	3	0,5	4	1	2	0.0	0.0	3.4	0.1
<i>Geissleria decussis</i> (Østrup) Lange-Bertalot & Metzeltin	3	M	T	N	U	2,4	2	3	3,5	2	4	0.0	0.0	2.6	0.2
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	5	A	S	P	C	0,2	2	1,25	5	2	3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh	3	A	S	P	U	2,4	2	3	3,5	2	4	0.0	0.0	1.5	0.0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	3	A	S	P	U	2,1	1	3,25	2	1	4	35.3	8.8	1.7	0.3
<i>Gomphonema</i> sp.	3	A	S	P	U	-	-	-	-	-	-	97.1	8.8	16.7	0.2
<i>Gomphonema subclavatum</i> (Grunow) Grunow	5	A	S	P	C	0,2	2	1,25	5	2	3	8.8	0.0	0.0	0.0
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	5	M	S	N	U	2,2	3	2	4	3	5	0.0	0.0	0.6	0.0
<i>Halamphora normanii</i> (Rabenhorst) Levkov	5	A	S	P	C	0,2	2	2	4	3	5	0.0	79.5	3.1	0.0
<i>Halamphora perpusilla</i> (Grunow) Q.-M.You & J.P.Kociolek	1	B	S	A	U	0	0	1,75	4	1	5	441.5	167.8	4.5	0.0
<i>Halamphora submontana</i> (Hustedt) Levkov	4	B	S	A	U	2,5	3	3,5	1	2	5	441.5	0.0	2.6	0.0
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	5	M	T	N	U	2,4	2	2	1,5	3	5	61.8	132.4	1.3	0.0
<i>Hippodonta</i> sp.	2	M	T	N	U	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Luticula mutica</i> (Kützing) D.G.Mann	2	M	S	N	U	1,2	2	3	2	1	4	0.0	0.0	1.9	0.1
<i>Melosira varians</i> C.Agardh	5	A	S	N	C	1,6	1	2	4	1	4	79.5	17.7	0.0	0.0
<i>Navicula capitatoradiata</i> H.Germain	4	M	T	N	U	1,9	3	1,25	3	2	4	0.0	114.8	0.0	0.0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	3	M	T	N	U	2,4	2	3	3,5	2	4	2639.9	335.5	29.0	1.0
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	5	M	S	N	U	1,2	3	1,25	4,5	3	5	0.0	0.0	2.5	0.1
<i>Navicula notha</i> J. H. Wallace	2	M	T	N	U	0	0	1,75	4,8	1	2	0.0	0.0	0.6	0.0
<i>Navicula peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing	4	M	T	N	U	0	0	1,75	2	2	4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	5	M	S	N	U	1,5	3	1,25	5	2	3	26.5	0.0	1.1	0.0
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	4	M	T	N	U	2	7	1,25	4	3	4	17.7	0.0	15.6	0.3
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	4	M	T	N	U	2,4	2	3	3,5	2	4	0.0	326.7	1.7	0.0
<i>Navicula</i> sp.	3	M	T	N	U	-	-	-	-	-	-	8634.9	441.5	9.7	0.0
<i>Navicula tenella</i> Brébisson ex Kützing	2	M	T	N	U	2,4	2	3	3,5	2	4	8.8	26.5	0.0	0.0
<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	4	M	T	N	U	1,2	4	2	4,4	2	4	70.6	0.0	8.2	0.2
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	5	M	S	N	U	2,5	3	2	3	3	4	0.0	0.0	4.5	0.2
<i>Navicula menisculus</i> var. <i>upsaliensis</i> Grunow	4	M	S	N	U	1,2	3	1,25	4,5	3	4	185.4	0.0	0.0	0.1
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	2	M	S	N	U	2,7	4	3,75	2	2	4	17.7	8.8	0.0	0.0
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	3	M	S	N	U	2,5	3	2	1	3	4	61.8	247.2	0.8	0.0
<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst	3	M	S	N	U	1,8	4	2	1	3	5	0.0	0.0	0.8	0.0

Taxones (cont.)	Rasgos funcionales					Indices taxonómicos						Dens. media (ind.cm <sup>-2</sup> )			
						S		IDP	IPS		TDI				
	Tam.	Grem.	Rec.	M.Adh.	F. V.	s	v	l	i	v	s	PU 03	U 03	PU 16	U 16
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	4	M	S	N	U	1,2	3	1,25	4,5	3	4	53.0	17.7	7.3	0.9
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	3	M	S	N	U	1	2	1	3,5	1	3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	1	M	S	N	U	0	0	1,75	2	1	5	0.0	0.0	6.7	0.0
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	1	M	S	N	U	0	0	1,75	2	1	5	0.0	0.0	0.8	0.0
<i>Nitzschia linearis</i> W. Smith	5	M	S	N	U	1,3	1	2,5	3	2	4	211.9	79.5	63.2	2.2
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	3	M	S	N	U	2,5	1	3,75	1	3	4	759.3	512.1	46.9	1.0
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	4	M	S	N	U	1,5	3	1,75	3	2	4	150.1	17.7	0.0	0.0
<i>Nitzschia rostrata</i> Grunow	3	M	S	N	U	1,7	1	2,5	2	2	5	53.0	0.0	0.0	0.0
<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> (Grunow) Grunow	2	M	S	N	U	1,5	3	1,75	3	2	4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Nitzschia</i> sp.	3	M	S	N	U	-	-	-	-	-	-	0.0	17.7	1.9	0.0
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot	1	M	S	N	U	1,5	3	1,75	3	2	4	344.3	0.0	0.0	0.0
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	4	M	T	N	U	0	0	1,25	5	3	5	0.0	0.0	1.8	0.1
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehrenberg) W. Smith	5	M	S	N	U	1,5	3	1,25	5	2	3	0.0	0.0	0.6	0.0
<i>Planothidium delicatulum</i> (Kützing) Round & Bukhtiyarova	2	B	T	A	U	0	0	2	2,8	2	5	0.0	0.0	7.9	0.0
<i>Planothidium dubium</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova	2	B	T	A	U	1,5	3	1,25	5	2	3	8.8	0.0	0.8	0.0
<i>Planothidium lanceolata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot	3	B	T	A	U	0,9	1	1,5	4,6	1	5	141.3	0.0	7.1	0.3
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala, Guerrero & Ferrario	3	B	T	P	U	0	0	0,75	4,8	1	4	88.3	61.8	24.7	0.7
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	3	B	T	P	C	1,8	3	1,5	4	1	5	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Otto Müller	5	M	S	A	U	1,4	3	1,25	5	3	1	26.5	0.0	0.0	0.0
<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer	5	M	S	A	U	0	0	1,25	0	0	5	8.8	0.0	0.0	0.0
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	4	M	S	N	U	1,9	2	3	2,6	2	4	88.3	0.0	0.8	0.0
<i>Surirella angusta</i> Kützing	4	M	S	N	U	1,6	2	2,5	4	1	3	0.0	0.0	2.2	0.1
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	4	M	S	N	U	0	0	2,5	2	2	3	0.0	8.8	1.1	0.0
<i>Tryblionella hantzschiana</i> Grunow	2	M	S	N	U	2,4	2	2,75	2	3	4	0.0	26.5	0.0	0.0
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	5	A	T	B	C	1,9	1	2	3	1	3	256.0	53.0	4.0	0.1
<b>Total</b>												26540.5	4034.9	1614.4	21.4

**Referencias:****Rasgos funcionales (Cibils et al. 2015):**

Tam.= Tamaño (clases 1-5);

Grem.= Gremios morfológicos: A alto perfil, B bajo perfil, M móviles;

Rec.= requerimiento de recursos: S sensible, T tolerante;

M.adh.= mecanismos de adhesión: A adnatas, B fijas por la base, P con pedúnculos, C con células de fijación, N no adheridas;

F.V. = Forma de vida: U unicelular, C colonial, Ce cenobial, F filamentoso.

**Índices taxonómicos:**

Índice de Sladeczek (S): s = valencia sapróbica, v = valor indicador

Índice Diatómico Pampeano (IDP): I = valor de IDP

Índice de Sensibilidad a la Contaminación (IPS): i = sensibilidad, v = valor indicativo o grado estenoico

Índice Trófico de Diatomeas (TDI): s = sensibilidad a los nutrientes.

