

Calidad de agua en el Río Uruguay en el tramo Tortuga Alegre-Puerto Yerúá utilizando bioindicadores (Diatomeas)

Martín D. Novoa; Fabricio H. Raviol; Martín S. Munitz, M. Belén Medina; Gladys E. Subovich; Fernando A. Parma, Celia Williman, Lucas Page, Marcela A. Diaz velez

Autores: Facultad de Ciencias de la Alimentación, Universidad Nacional de Entre Ríos. Mons. Tavella 1450 - Concordia, Entre Ríos, Argentina

Contacto: martin.novoa@uner.edu.ar y/o fabricio.raviol@uner.edu.ar

Resumen

Se consideró relevante monitorear y caracterizar la calidad del agua en un tramo del río Uruguay, utilizando diatomeas, como bioindicadoras, su relación con factores fisicoquímicos y plaguicidas, en un ciclo anual. Los máximos valores de los parámetros fisicoquímicos y DBO se registraron en su mayoría en La Verde, Benito Lejerén y Yuquerí Chico. Por otro lado, las diatomeas determinadas en estos sitios, fueron tolerantes a altos niveles de contaminación, demostrando así, que son excelentes bioindicadoras de la calidad del agua. Se identificaron 285 taxones distribuidos en los géneros *Nitzschia*, *Navicula*, *Gomphonema*, entre otros. El índice de Diatomeas Pampeano, resultó apropiado para la evaluación de la calidad de agua en este tramo del río. Sin embargo, en algunos sitios se encontró dominancia de especies que no cuentan con un valor asignado de IDP, por lo tanto, se plantea la necesidad de elaborar un nuevo índice local. Se determinó la presencia de plaguicidas organoclorados a lo largo de todo el año, alcanzando niveles muy elevados en el cuarto muestreo. Resulta importante, que los programas de monitoreo de calidad de agua se complementen además, con la incorporación de bioindicadores, lo cual, sería de gran utilidad para el asesoramiento del estado trófico de ríos.

Palabras clave: diatomeas, Río Uruguay, calidad de agua, plaguicidas

Objetivos Generales

- Establecer el status ecológico actual del río Uruguay aguas abajo del Embalse Salto Grande, en el tramo Tortuga Alegre-Puerto Yerúá e implementar técnicas de biomonitorio.
- Validar el Índice de Calidad de Agua (Índice de Diatomeas Pampeano) para la región en estudio.
- Determinar el nivel de contaminación por plaguicidas en distintos puntos estratégicos del tramo "Tortuga Alegre-Puerto Yerúá".

Objetivos específicos

- Determinar la composición y distribución espacio-temporal de las diatomeas bentónicas aguas abajo del Embalse Salto Grande en el tramo "Tortuga Alegre-Puerto Yerúá", a lo largo de un ciclo anual.
- Determinar la influencia de las variables fisicoquímicas, hidráulicas y antrópicas sobre estas taxocenosis de diatomeas.
- Comprobar a partir del empleo del índice de saprobiedad la contaminación orgánica en los diferentes sitios de muestreo.
- Elaborar un atlas de las diversas especies algales, principalmente de las Bacillariophyceae (diatomeas) dominantes en la Región de Salto Grande.

Introducción

La crisis del agua ya no se ve únicamente como un problema ambiental sino también económico. Muestra de esto son los resultados de la Encuesta Anual sobre Riesgos Globales del Fórum Económico Mundial (WEF, 2014), que muestran que las crisis causadas por el agua aparecen como la tercera mayor preocupación global, o las recientes declaraciones del presidente de Nestlé en el *Financial Times* en las que afirmaba que "Más urgente que el cambio climático es la escasez de agua" (Clark, 2014). Ante este escenario, organizaciones no gubernamentales, buscan cada vez más analizar y gestionar de forma sostenible el uso del agua. En estos años, se ha desarrollado un gran número de métodos en los que se evalúa la disponibilidad y/o degradación hídrica mediante diversos índices (Boulay et al., 2011). El aumento de los sistemas productivos intensivos ha traído consigo un problema de manejo de excretas y un aumento de la contaminación ambiental. El aporte por el arrastre de suelo con contenido de plaguicidas, fertilizantes, vertido de desechos orgánicos y otras sustancias, provocada por procesos de lluvia-esorrentía, ocasiona que dichas aguas experimenten cambios físicos y químicos, afectando por consiguiente las distintas comunidades que en ellos viven y a los seres humanos. Cada vez hay más contaminantes en el ambiente acuático, y los costos de tratamiento para potabilizar el agua son más altos y empiezan a predominar organismos que pueden perturbar el funcionamiento del ecosistema y poner en riesgo la salud humana. De este modo se hace imprescindible aplicar tecnologías alternativas para superar los inconvenientes que genera la mayor producción de residuos (Delgado et al., 2012). La evaluación de concentraciones ambientales de residuos de pesticidas en Europa y Norteamérica ha mostrado una contaminación significativa de los ríos y el agua subterránea en áreas rurales y urbanas (Sprague & Nowell, 2008). La aplicación de la nueva legislación en Europa (Water Framework Directive 2000/60) se puso en marcha para restaurar la calidad de la mayoría de los recursos de agua y encontrar el "buen status ecológico" para el 2015. Más aún, la contaminación por pesticidas podría constituir una de las principales amenazas para la salud y la productividad de los ecosistemas acuáticos. Con relación a la contaminación ambiental, el deterioro de la calidad del agua es uno de los mayores problemas asociados al uso de plaguicidas (RAP-AL Uruguay, 2010; Ibarra Cecena & Corrales Vega, 2011). Las prácticas agrícolas en nuestra región son las tradicionales, es decir que el uso de agroquímicos y plaguicidas en los cultivos, es habitual. Los controles y las buenas prácticas no siempre llegan a ser implementadas

para permitir la eliminación de contaminantes, facilitando la presencia de residuos en los cursos de agua, entre los que se encuentran los agrotóxicos persistentes. Algunos de estos plaguicidas son de lenta degradación y pueden permanecer activos por periodos relativamente largos, agravando el problema, provocando alteraciones importantes en la biota acuática (RAP-AL Uruguay, 2010).

Los ecosistemas lóticos presentan un patrón único de diversidad biológica entre los grupos taxonómicos (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Estos patrones responden a la naturaleza química y física de estos ambientes. En un cuerpo de agua, los sedimentos actúan como compartimientos de almacenamiento de información de estos ecosistemas acuáticos (Rosenberg et al., 1998). El análisis de esta información, desde el punto de vista biológico (evaluando, por ejemplo, las crisofíceas y las diatomeas), así como físico y químico, puede ayudar a entender su historia y, en cierta medida, predecir su futuro. De esta manera es posible determinar el papel de estos ecosistemas como fuente o sumidero de nutrientes y contaminantes, estudiar la calidad del material degradado o monitorizar su respuesta a la remediación o la recuperación natural del estrés antropogénico (Malley et al., 2000).

Las mediciones de los parámetros fisicoquímicos si bien tienen gran precisión, son testigos de las condiciones instantáneas de las aguas y los efectos de los contaminantes se detectan si son dispuestos en el momento. Es decir, los resultados son puntuales en la dimensión cronológica y no revelan mucho de la evolución de una carga contaminante y la capacidad resiliente y amortiguadora de los ecosistemas acuáticos. Como una alternativa a estos procedimientos, muchos países han desarrollado técnicas de biomonitorio basadas en la evaluación de índices de sensibilidad de organismos vivos ante la presencia de distintas perturbaciones en los sistemas acuáticos (Tolivia et al., 2009). Un indicador biológico será aquel que logre soportar los efectos ocasionados por un elemento perturbante; es decir, que muestre algún tipo de respuesta compensatoria o tolerante, a expensas de un gran gasto metabólico (Tolivia et al. 2009). Los llamados índices biológicos, informan entonces sobre la situación tanto momentánea, como de lo acontecido algún tiempo antes de la toma de muestras, es decir, es como tener información del presente y pasado de lo que está sucediendo en las aguas (Alba-Tercedor, 1988). En Europa y EEUU, bajo la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000) se exige la evaluación del estado ecológico de los sistemas acuáticos mediante el empleo de indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos. Hasta la fecha en nuestro país los estudios biológicos han estado ligados a universidades y otros organismos de investigación. Tal situación ha comenzado a revertirse a partir de las nuevas legislaciones surgidas luego del año 2002: Ley general del ambiente (LN 25.675 - 2002), Régimen de gestión ambiental de aguas (LN 25.688 - 2002) y Ley de la Cuenca Matanza Riachuelo (LN 26.168 - 2006). En estas leyes se establece que la política en el ámbito de ambiente contribuirá a alcanzar, entre otras cosas, la conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente y la utilización prudente y racional de los recursos naturales.

La contaminación de un sistema acuático se refleja en las poblaciones a través del desarrollo simultáneo de tres clases de fenómenos: modificación de la estructura poblacional, aparición y proliferación de especies asociadas a determinados aportes y/o desaparición más o menos rápida y gradual de la totalidad o parte de la población inicial (Whitton et al., 1991). Así, en un sistema perturbado, es posible advertir el reemplazo de especies sensibles por tolerantes (Lange-Bertalot, 1979). La respuesta de los organismos frente a los cambios de las condiciones del medio los convierte en finos sensores de la calidad del agua. La necesidad de contar con una herramienta de gestión que permita integrar los distintos factores que operan en el medio acuático, hace relevante la necesidad de implementar metodologías biológicas para la evaluación de la calidad del agua, las cuales se sustentan en su valor integrador frente a los factores que operan en el medio.

Las algas, las bacterias y los hongos, junto con polisacáridos hidratados secretados por ellos mismos, suelen formar un entramado denominado biofilm (Sabater et al., 1993) que, consecuentemente, forma la base de las cadenas alimenticias a escala local, gobernando la asimilación, retención y transformación de materiales particulados y disueltos en el ecosistema acuático (Gomez et al., 2009). Dentro del biofilm,

las diatomeas (microfitobentos), son los productores primarios más abundantes y juegan un importante rol en la red trófica bentónica constituyendo una fuente alimenticia sustancial para los organismos que se alimentan de ellas (Gomez *et al.*, 2009). Las diatomeas podrían ser seriamente afectadas por la exposición a los plaguicidas. Uno de los ecosistemas que provee un hábitat ideal para las algas bentónicas son los lugares con sedimentos suaves y flujo de agua moderado. Estos se distinguen por poseer algas móviles. Uno de los elementos que ha hecho que la flora de diatomeas bentónicas domine sobre otras algas es su movilidad, porque secretan una sustancia mucilaginosa que además de que les proporciona unión al sustrato, les permite deslizarse sobre la superficie. Este deslizamiento es propio de las diatomeas pennadas con rafe, lo que las hace típicas del bentos (Lee, 2008). Las diatomeas son cosmopolitas (Potapova & Charles, 2003). De acuerdo a Stevenson and Bahls (1999) las diatomeas son los indicadores ecológicos más usados a causa de que ellas son abundantes en la mayoría de los ecosistemas acuáticos y que sus especies se adaptan diferencialmente a un amplio rango de condiciones ecológicas. Lowe & Laliberte (1996) indicaron que las diatomeas son el grupo más abundante entre las algas bentónicas (en los microhábitats epipélicos). Entre los indicadores biológicos son los que poseen tiempos de generación más cortos respondiendo rápidamente a los cambios ambientales. Son indicadores tempranos tanto de incremento de polución como de restauración del hábitat (Stevenson and Pan, 1999).

Debido a las características de este grupo algal, de distribución casi ubiquitaria, elevado número de especies y a su capacidad de respuesta a los cambios del entorno, las diatomeas son consideradas como valiosos indicadores de la calidad del agua, sensibles a las condiciones químicas e importantes referentes geoambientales (Stevenson y Bahls, 1999; Gomez & Licursi, 2001; Martinez de Fabricius *et al.*, 2014). En la Argentina se han realizado algunos intentos del empleo de algas como indicadoras ambientales, tanto fósiles como actuales, en ríos de la llanura con distintos grados de contaminación (Martínez de Fabricius *et al.*, 2003).

El uso de las diatomeas en la evaluación del agua se sustenta por las siguientes ventajas:

- Presentes en casi todos los ecosistemas acuáticos.
- Sensibilidad a la calidad del agua, eutrofización y polución del agua.
- Rápida reacción a las perturbaciones ambientales.
- Ciclos de vida rápidos.
- Facilidad y rapidez para ser muestreadas.
- Rapidez en las técnicas de recuento (Gomez, 1999b).

Impacto socioeconómico, tecnológico y ambiental en el campo, área o temática

El Río Uruguay, de características eutróficas, ha resultado afectado por una intensa actividad antropogénica, acompañada muchas veces por la falta de una planificación adecuada en la explotación de los recursos. Las prácticas agrícola-ganaderas, las actividades industriales y en algunos casos la deficiente infraestructura sanitaria de la población genera que muchos de estos ecosistemas acuáticos se hallen en un estado de notable deterioro. De lo expresado, se desprende la necesidad de establecer el «status» ecológico actual del Río Uruguay, en el tramo aguas abajo del Embalse y que va desde “La Tortuga Alegre” a la localidad de Puerto Yerúa, e implementar técnicas de biomonitoreo. La combinación de diversos índices bióticos obtenidos a partir de distintos organismos resulta interesante y recomendable, ya que suministra información complementaria, siendo las diatomeas indicadoras de polución a corto plazo comparadas con los macroinvertebrados.

Es por ello que en el proyecto de estudio se propone: el monitoreo y caracterización de la calidad del agua del Río Uruguay aguas abajo del Embalse Salto Grande en la región de Concordia y su zona de influencia, utilizando algas como bioindicadoras (diatomeas) y su relación con la factible presencia de plaguicidas en sedimentos y otros factores físico químicos, en un ciclo anual. Se prevé validar para

la zona de estudio, el índice regional de calidad de agua IDP (Índice de Diatomeas Pampeano) basado en la sensibilidad de los ensambles de diatomeas bentónicas integrando los efectos de enriquecimiento orgánico y eutrofización de los ríos (en relación a los datos de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Amonio y Fósforo Reactivo Soluble). El delineamiento de índices y otras metodologías de análisis se acompañará de la catalogación gráfica de las especies de mejor valor diagnóstico. Estos datos sobre la calidad del agua serán una herramienta de utilidad para distintos organismos oficiales, nacionales y provinciales, empresas privadas y consultoras que llevan a cabo estudios de monitoreo y de impacto ambiental. Asimismo será posible contribuir a la pertinencia social a través de charlas educativas a la comunidad (escuelas, centro de fomento, ONG, etc.) para la toma de conciencia de la preservación del medio ambiente.

Es de interés profundizar en estos aspectos a fin de dar respuesta a la comunidad y su zona de influencia, para proveer datos sobre un manejo de este recurso, así como determinar el grado de impacto que pudieran tener por las actividades antrópicas que en ellos se realizan.

Área de estudio

El Río Uruguay es un curso de agua internacional cuya cuenca forma parte de los territorios de Argentina, Brasil y Uruguay. Su primer tramo se orienta en la dirección este-oeste sirviendo de límite político entre los estados de Santa Catarina y Río Grande do Sul. Posteriormente se dirige hacia el sudoeste marcando la frontera entre Argentina y Brasil hasta su confluencia con el río Cuareim (límite entre Brasil y Uruguay), adoptando una dirección sur y constituyéndose en la divisoria política entre Argentina y Uruguay hasta su desembocadura en el Río de la Plata (Chalar, 2006; Chalar et al. 1993). Su cuenca ocupa un área cercana a los 339.000 km², y su longitud es de 1.800 Km. Su curso transcurre un 32 % por territorio brasilero, un 38 % forma límite entre Argentina y Brasil y un 30 % forma límite entre Argentina y Uruguay (Chalar, 2006). Posee una gran importancia ecológica a pesar de la alta degradación ambiental que manifiesta. En su porción media se sitúa la selva tropical de Misiones, uno de los sitios de mayor biodiversidad del mundo (Infocivica, 2005). Gran parte de su deterioro está relacionado con las actividades agroindustriales que en ella se desarrollan así como también por los emprendimientos hidroeléctricos.

El área seleccionada para este estudio abarca aproximadamente 45 km de longitud y va desde la zona del Río Uruguay correspondiente al camping "Tortuga Alegre" a la localidad de Puerto Yerúá. El mencionado tramo atraviesa las ciudades de Concordia (Argentina), Salto (Uruguay), las poblaciones de Benito Legerén y Puerto Yerúá. Los habitantes de las mismas, ejercen diferentes tipos de presiones en este sistema fluvial haciendo diversos usos del agua del Río Uruguay: fuente de agua potable, recreación (navegación y balneario), descargas de efluentes (cloacales e industriales), etc.

Metodología

Plan de muestreo en el Río Uruguay en el tramo Tortuga Alegre-Puerto Yerúá

En primer lugar, se realizó un viaje exploratorio a fin de determinar áreas accesibles y aptas para la realización del trabajo, toma de muestras y selección desde el punto de vista biológico de los sitios de muestreo definitivos. En este muestreo piloto se tomaron muestras de sedimentos para análisis de fitobentos y se registraron parámetros fisicoquímicos. Los resultados obtenidos del estudio de las muestras biológicas y del análisis de los registros fisicoquímicos permitieron seleccionar los puntos definitivos entre los que se incluyen además tributarios. Por otro lado se incluyeron aquellos sitios de muestreo de interés particular de diferentes entes que avalan este proyecto (Secretaría de Obras Públicas y Secretaría de Políticas Ambientales (Municipalidad de Concordia), CARU, CAFESG y Prefectura Naval Argentina). Los sitios definitivos de este proyecto fueron diez:

TA: Tortuga Alegre
LB: La Bianca
SC: San Carlos
NB: Nebel
M-C: Manzores- Caballad



LS: Los Sauces
LV: La Verde
BL: Benito Legerén
YCh: Yuquerí Chico
PY: Puerto Yeruá

Fig. 1.- Sitios de muestreo preliminar sobre el Río Uruguay en el tramo La Tortuga Alegre-Puerto Yeruá.

Fig. 2.- Sitios de muestreo seleccionados sobre el Río Uruguay en el tramo La Tortuga Alegre-Puerto Yeruá.

El muestreo fue bimensual a lo largo de un ciclo anual, comenzando en marzo 2018 y culminando en marzo 2019. El mismo, fue efectuado por personal del laboratorio, vehículo y chofer de la Facultad de Ciencias de la Alimentación; y con embarcación y personal de Prefectura Naval Argentina.

Los envases para la toma de muestras fueron lavados y rotulados correctamente en el laboratorio. La toma de muestras de agua superficial y sedimentos se realizó siguiendo los lineamientos generales de procedimientos estandarizados (APHA, 1998).

En todos los muestreos se midieron *in situ* los parámetros fisicoquímicos que se detallan a continuación mediante la utilización de una sonda multiparamétrica.

Temperatura: Temp. (°C)

Oxígeno Disuelto: OD (mg/l)

Todas las muestras se conservaron refrigeradas a 4 °C durante el traslado al laboratorio (APHA, 1998), las mismas se identificaron y rotularon para su posterior procesamiento.

En cada punto de muestreo, en cada bimestre, se recolectaron:

- Una muestra de agua para análisis de Fósforo Reactivo Soluble en frascos color caramelo de 20 ml previamente lavado con una solución de HCL 10%.
- Una muestra de agua (a 20 cm de profundidad) para análisis fisicoquímico completo, en envase de plástico de 2 lts, que luego fue trasvasada a frascos de vidrio color caramelo lavados adecuadamente (CTM, 1988; APHA, 1998).
- Una muestra de agua para análisis de Amonio y Plaguicidas Organoclorados en envase de vidrio color caramelo de 250 ml.
- Una muestra de agua en envases estériles de 1 lt para análisis de DBO.
- Una muestra de sedimento, para análisis diatomológico, utilizando una draga y luego trasvasada a un envoltorio de aluminio.

Plaguicidas

Materiales y métodos

Se detallan a continuación los materiales y equipamiento utilizados para la determinación de plaguicidas.

Reactivos

Estándares certificados de: *alfa-HCH*, *beta-HCH*, *lindano*, *delta-HCH*, *endosulfan*, *aldrin*, *heptacloro epóxido B*, *heptacloro epóxido A*, *transclordano*, *p*, *p'-DDE*, *dieldrin*, *endrin*, *p*, *p'-DDD*, *p*, *p'-DDT* (Accu Standard Inc.).

Agua grado 1 (agua calidad cromatográfica ultra pura).

Hidróxido de sodio y ácido clorhídrico, calidad p.a. (Merck).

Metanol calidad cromatográfica (Merck).

Fibras de sílica fundida recubiertas con: Polidimetilxilosano (PDMS) marca Supelco de 100 µm.

Equipamiento

- Cromatógrafo gaseoso Hewlett Packard Modelo 6890 Serie II, con sistema de inyección capilar “split/splitless”, equipado con Inyector automático Hewlett Packard Modelo 6890 y Chem station o estación de trabajo HP. Versión A.03.34 con Detector de microcaptura de electrones (μ ECD) y Detector de Nitrógeno-Fósforo (NPD). Columna Agilent HP – 5MS 0,25 mm x 30 m x 0,25 μ m de diámetro interno (i.d.). “Liner” o inserto de 900 μ l – 78,5 x 6,5 mm para inyección directa y de 0.75 mm de diámetro interno para SPME.

- Cromatógrafo gaseoso Hewlett Packard GC 6890, equipado con dos sistemas de inyectores: Inyector de Vaporización con Temperatura Programada (PTV) y puerto de inyección modo “split/splitless”. Liner o inserto de 0.75 mm (i.d.) para SPME. Muestreador automático HP 7683, columna capilar HP5 MS (30 m x 0,25 mm x 0,25 μ m). Detector Selectivo de Masa (MSD) HP 5973. ChemStation o estación de trabajo HP. Biblioteca NIST y RTLpest.

- Equipo E. Pure – Barnstead, utilizado para la obtención de agua grado 1.

- Agitador magnético Mistral Large Magnestir II - Lab Line Mod 1170-1, con sistema aislante, para mantener la temperatura constante.

- Baño de ultrasonido NEY-Dental International con controles ajustables.

- Jeringas SPME marca Supelco, para introducir la fibra de sílica recubierta con el polímero específico.

- “Vacum Manifold” marca Alltech, bomba de vacío regulable, con capacidad para 16 columnas o cartuchos. Cartuchos de 6 y 25 ml, provistos de filtros de teflón de 0,45 μ m marca Alltech.

Desarrollo metodológico

Verificar las técnicas analíticas

Teniendo en cuenta que, la técnica de determinación de plaguicidas organoclorados en agua se encuentra validada e incorporada en los registros correspondientes al Nomenclador de Análisis de Agua, según lo establecido en la normativa (ISO-17025) del Sistema de Gestión de la Calidad implementado en el laboratorio, se procedió según los criterios de la misma para su verificación.

Preparación de estándares y muestras fortificadas

A partir de las soluciones madres individuales de estándares certificados de los analitos mencionados, se prepararon soluciones en metanol a una concentración de 50 mg/l, las cuales se utilizaron para la preparación por quintuplicado de las soluciones acuosas de los analitos a tres concentraciones, como mínimo, en el rango de linealidad del método.

En todos los ensayos del presente trabajo, las muestras fortificadas se prepararon a las diferentes concentraciones según este procedimiento.

El análisis de los datos obtenidos permitió determinar los parámetros estadísticos correspondientes a fin de verificar la optimización del mismo (Duffau et al., 2010).

Técnicas Analíticas

Para la determinación e identificación de los plaguicidas se aplicaron las siguientes técnicas analíticas:

Técnica extractiva por microextracción en fase sólida (SPME) con polidimetilsiloxano (PDMS) de 100 μ m: las condiciones extractivas se determinaron en función de experiencias previas, estableciéndose un tiempo de inmersión de la fibra de 10 minutos en un volumen de 12 ml de las soluciones acuosas, agitación magnética a 2000 rpm y temperatura controlada (Montti et al., 2010; Xue et al., 2016).

Cromatografía gaseosa, con detector de microcaptura de electrones (GC- μ ECD) –Sistema de Inyección por desorción de los analitos desde la fibra en el puerto del sistema cromatográfico (GC- μ ECD- SPME).

Cromatografía gaseosa y espectrometría de masa (GC-MSD) - SPME.

Condiciones Cromatográficas

La inyección en el sistema cromatográfico se efectúa por exposición de la fibra (SPME) y desorción en puerto de inyección en modo "split/splitless".

GC- μ ECD: columna HP-5MS (30 m \times 0,25 mm \times 0,25 μ m i.d.), gas carrier He y flujo por columna de 1 ml/min, temperatura inyector de 250 °C. "Liner" o inserto de 0,75 mm de diámetro interno y capacidad de 0,6 μ l. Modo "splitless", temperatura del detector 330 °C. Horno a temperatura inicial de 80 °C durante 6 minutos para SPME, rampa de calentamiento de: 10 °C/min hasta 280 °C durante 3 min y de 15 °C/min hasta 290 °C durante 1 min. Tiempo de desorción de la fibra (SPME) en el puerto de inyección: 6 min.

GC-MSD: temperatura de interfase 280 °C. Temperatura de cuadrupolo 150 °C. Fuente de iones 230 °C. Energía de ionización 70 e.V. Modo SCAN entre 40 a 550 m/z con 0,2 s de escaneo. Modo SIM. Columna Agilent HP - 5MS 0,25 mm \times 30 m \times 0,25 μ m. Modo: flujo constante. Velocidad de flujo: 1 ml/min. Presión 7,64 psi. "Solvent delay" (retardo del solvente): 9,8 minutos. Gas portador: Helio 99.9995 % y trampa de humedad e hidrocarburos.

Condiciones del horno para la identificación de los analitos: Temperatura inicial: 80 °C durante 6 min. Rampa: 10 °C/min hasta 280 °C durante 3 min y 15 °C/min hasta 290 °C durante 1 min. Tiempo de desorción de la fibra (SPME) en el puerto de inyección: 6 min.

Se verificó para cada metodología y para cada sistema cromatográfico: la linealidad, intervalos de confianza, precisión en los puntos seleccionados de la curva de regresión lineal, la exactitud, límites de detección y cuantificación del sistema y del método.

Análisis de los Resultados

El tratamiento estadístico de todos los resultados obtenidos en el presente trabajo se realizó mediante software: Statgraphics Centurión XV, versión 15.2.06, R, versión 3.1.3, GraphPad Prism 5 versión 5.00 y OriginPro versión 90E (González Martín et al., 1994; Peluso et al., 2013).

Parámetros fisicoquímicos e hidráulicos

Los valores de precipitación efectiva durante los 30 días previos a cada muestreo fueron obtenidos del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) (Uruguay).

Los análisis Físicoquímicos se realizaron utilizando las siguientes metodologías:

Tabla 1.- Listado de análisis fisicoquímicos y metodologías

Determinación	Metodología
pH	LIRA-ME-5.04.03 - Método electrométrico 4500-H.B (*)
Conductividad	LIRA-ME-5.04.04 - Método conductimétrico normalizado 2510.B (*)
Sólidos Totales Secados	LIRA-ME-5.04.05 - Sólidos totales secados a 103-105°C 2540.B (*)
Alcalinidad Total	LIRA-ME-5.04.06 - Método potenciométrico GEMS (**)
Dureza total	LIRA-ME-5.04.07 - Método titulométrico de EDTA 2340.C (*)
Nitratos	LIRA-ME-5.04.09 - Método espectrofotométrico del salicilato.
Nitritos	LIRA-ME-5.04.10 - Método espectrofotométrico GEMS (**)
Cloruros	LIRA-ME-5.04.11 - Método argentométrico 4500-Cl.B (*)
Magnesio	LIRA-ME-5.04.12 - Método de cálculo 3500-Mg.E (*)
Calcio	LIRA-ME-5.04.13 - Método titulométrico de EDTA 3500-Ca.D (*)
Sulfatos	LIRA-ME-5.04.14 - Método turbidimétrico 4500-SO ₄ .E adaptado (*)
Fósforo Reactivo Soluble	LIRA-ME-5.04.18 - Método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico 4500-P.C adaptado (*)
Demanda Bioquímica de Oxígeno	LIRA-ME-5.04.36 - Prueba de DBO de 5 días 5210 B (*)
(*) APHA-AWWA-WPCF - Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S. A. Madrid 1992. Ed. 17.	(**) Global Environmental Monitoring System (GEMS) - GEMS/Water Operational Guide - ETS/78.8/Rev.1. World Health Organization, Geneva, 1987.

Luego de tomar la cantidad de muestra necesaria para la determinación de sólidos totales, la totalidad de la muestra se filtró con papel de filtro Whatman N°1 para que la gran cantidad de sólidos no interfiera en el desarrollo de color de las técnicas colorimétricas. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado y los valores que se observan en las figuras son el promedio de las mismas.

Determinación de Amonio

Previo a la determinación de Amonio como fuente orgánica de nitrógeno, se realizó una curva de calibrado de cationes (Litio, Sodio, Potasio, Amonio, Magnesio y Calcio) con el cromatógrafo iónico Dionex ICS-5000*.

A partir del estándar - Dionex™ Combined Six Cation Standard-II: Mezcla de Cloruro de Litio, Cloruro de Amonio, Cloruro de Sodio, Cloruro de Potasio, Cloruro de Magnesio y Cloruro de Magnesio en Ácido Clorhídrico, siendo las concentraciones: Litio 50mg/L, Sodio 200 mg/L, Amonio 400 mg/L, Potasio 200 mg/L, Magnesio 200 mg/L y Calcio 1000mg/L, se prepararon 5 niveles de concentración conocida de cationes con agua destilada tipo I, cada una por quintuplicado, y se efectuaron 3 inyecciones de cada nivel.

Las muestras de agua superficial se filtraron con filtro para jeringa de 0,2 µm, por triplicado y se efectuaron 3 inyecciones para la medición de amonio. Debido a las interferencias provocadas por el efecto matriz, se prepararon muestras adicionadas. Para este caso, se filtró la muestra con filtro de jeringa de 0,2 µm y se adicionaron a 3 niveles de concentración (alta, media y baja), por triplicado, y luego se efectuaron 3 inyecciones de cada una.

Las condiciones cromatográficas fueron:

Flujo de bombas: 1 ml/min, isocrático.

Eluente cationes: EGC 500 MSA 20 mM, isocrático.

Frecuencia de recolección de datos: 5 Hz.

Temperatura Horno y Columna: 25 °C.
Columnas: IonPac CS12A 4 x 250 mm.
Supresor cationes: CERS_4mm a 59 mA.
Volumen de inyección: 1 ml.

ANÁLISIS DE DIATOMEAS

MATERIALES Y EQUIPAMIENTO

Se detallan a continuación los materiales y equipamiento considerados más relevantes para este análisis:

Reactivos

- Medio de montaje para diatomeas, Naphrax Ltd. de alta resolución.
- Peróxido de hidrógeno de 100 V.
- Ácido Sulfúrico
- Permanganato de Potasio.
- Ácido Oxálico
- Agua Bidestilada

Equipamiento

- Microscopio Óptico Trinocular, de alta resolución, marca LEICA, modelo DM 2500, campo claro, contraste de fases, contraste de Interferencia (DIC), cámara fotográfica y sistema de epifluorescencia (LIRA-UNER).
- Microscopio óptico Polivar Reichardt equipado con condensador y objetivos de contraste de fase interferencial (óptica de Normansky) (Laboratorio de Diatomeas Continentales, UBA)
- Equipo E. Pure – Barnstead, utilizado para la obtención de agua grado 1.
- Centrífuga Gelec G.142D

Procesamiento de las muestras

Para el estudio de fitobentos, se tomó una fracción de las muestras de sedimentos (1 gr.) para la observación, determinación taxonómica y conteo de valvas. Se procedió a homogenizar cada muestra de sedimentos y de cada una se separó una fracción que fue secada en estufa y luego pesada. Luego se procedió a la eliminación de la materia orgánica según la técnica propuesta por Hasle & Fryxel (1970), la que se detalla a continuación:

A.- Tratamiento previo de la muestra

- 1- Se colocó una alícuota del material en un vaso de precipitados y se adicionó la misma cantidad de ácido sulfúrico, posteriormente se adicionó una solución saturada de permanganato de potasio recién preparada hasta que la muestra tomó color púrpura.
- 2- Se agitó y se dejó en oscuridad durante 24 horas.
- 3- Se añadió una solución saturada de ácido oxálico, recién preparada hasta que se logró la decoloración de la muestra.
- 4- Se centrifugó y descartó el sobrenadante.
- 5- El sedimento se diluyó con agua destilada. Luego se agitó y centrifugó nuevamente. Este proceso se realizó hasta alcanzar el pH del agua destilada
- 6- Para cerciorarse de la eficiencia de la digestión de la materia orgánica (MO) se observó al microscopio, una gota del material tratado. Cuando se evidenció la presencia de remanentes de MO se comenzó a partir del agregado de ácido oxálico.

B- Montaje de preparados permanentes

1- Se colocó tres cubreobjetos, por cada muestra, sobre una plancha de secado y se les agregó a cada uno 1 a 4 gotas de la suspensión de diatomeas.

2- Cuando la muestra fue muy densa se colocó una gota y diluyó con agua destilada.

3- Una vez que la muestra se evaporó, se procedió a añadir sobre el portaobjetos 2 a 4 gotas de resina (Naphrax®: 1,7 IR).

4- Se asentó la superficie del portaobjetos con la resina sobre el cubreobjetos ya seco, se invirtió el portaobjetos y se lo colocó nuevamente en la plancha de secado.

5- Una vez que la resina se licuó y se extendió sobre la muestra debido al calor de la plancha, se removieron las burbujas de aire y el excedente de resina que suele quedar en los bordes.

En la identificación taxonómica se utilizaron las floras standard y bibliografía específica para las diatomeas. Se siguió en especial Krammer & Lange-Bertalot (1988; 1991a y b); Metzeltin & Lange-Bertalot (2007); Lange-Bertalot (2001); Krammer (2002); Metzeltin et al. (2005). La distribución geográfica en nuestro país, de los taxones identificados se tomó de los catálogos de Tell (1985) y la caracterización ecológica de Van Dam et al. (1994).

Para determinar la distribución de las especies de la comunidad fitobentónica lo largo del ciclo anual, se construyeron tablas de presencia-ausencia de los taxones.

La determinación semicuantitativa se realizó mediante recuentos de un mínimo de 400 valvas en preparaciones permanentes, bajo microscopio óptico (Battarbee, 1986). Se anexaron a la lista taxonómica, las nuevas sinonimias propuestas en aquellos taxones reportados con posterioridad. No se utilizarán las sinonimias en aquellas variedades de las especies que todavía no han sido sinonimizadas (<http://www.algaebase.org/>-<http://westerndiatoms.colorado.edu/species>).

Cálculo del Índice de Diatomeas Pampeano

Para determinar la calidad del agua se utilizó el IDP, que fue diseñado para evaluar la eutrofización y polución orgánica de ríos y arroyos de la región pampeana (Gómez & Licursi, 2001). Se pretende validar este índice para la región de estudio de este proyecto. Es la primera vez que este índice se aplicará para un recurso hídrico de esta envergadura y puntualmente, en el Río Uruguay.

Se calculó mediante la siguiente fórmula:

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

I_{idp} : valor del IDP para la especie (fluctúa entre 0 y 4).

A_j : abundancia relativa de la especie.

El valor del IDP varía entre 0 y 4, rango que determina cinco clases de calidad de agua que se muestran en la Tabla 4 (Licursi & Gómez, 2003).

Se incluye en la lista taxonómica de especies, la clase de calidad del agua (0 a IV) y el valor indicador específico del Índice de Diatomeas Pampeano para las diferentes taxa que son consideradas para este índice.

Tabla 2.- IDP y su relación con la calidad del agua y grado de disturbio antrópico

Valor del IDP	Código del agua	Código de color	Características del agua	Grado de disturbio
0-0,5	muy buena	●	Sin polución, estado natural, pocos nutrientes y poco enriquecimiento humano.	<i>Mínimo:</i> baja influencia humana.
>0,5-1,5	buena	●	Polución y eutrofización leve, bajos niveles de nutrientes y materia orgánica.	<i>Leve:</i> ganadería extensiva y agricultura.
>1,5-2	aceptable	●	Polución y eutrofización moderado, altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica.	<i>Moderado:</i> actividad industrial y/o ganadería extensiva.
>2-3	mala	○	Polución y eutrofización fuerte, presencia de materia orgánica parcialmente degradada, nitritos, amonio y aminoácidos.	<i>Fuerte:</i> agricultura extensiva y ganadería y densidad poblacional.
>3-4	muy mala	○	Polución y eutrofización muy fuerte, altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica.	<i>Muy fuerte:</i> actividad industrial intensiva y gran densidad poblacional.

Resultados alcanzados y discusión

En los resultados, se tendrán en cuenta las siguientes siglas para referirnos a los distintos bimestres analizados y a los sitios de muestreo sobre el Río Uruguay, a los fines de simplificar el escrito, tablas y figuras:

- M-1: Primer muestreo, marzo 2018.
- M-2: Segundo muestreo, junio 2018.
- M-3: Tercer muestreo, agosto 2018.
- M-4 Cuarto muestreo, octubre 2018
- M-5 Quinto muestreo, diciembre 2018
- M-6 Sexto muestreo, marzo 2019

- TA:** Tortuga Alegre
- LB:** La Bianca
- SC:** San Carlos
- NB:** Nebel
- M-C:** Manzore – Caballada
- LS:** Los Sauces
- LV:** La Verde
- BL:** Benito Legerén
- YCh:** Yuquerí Chico
- PY:** Puerto Yerúá

Resultados de los niveles medios de los PLAGUICIDAS evaluados en los diferentes sitios y fechas de muestreos en el tramo de Tortuga Alegre- Puerto Yerúá

Por razones técnicas, ruptura de la cadena de frío de las muestras para la determinación de plaguicidas, no se han obtenido resultados de los sitios en el muestreo uno (M-1), correspondiente al mes de marzo de 2018.

Análisis por bimestre de muestreo

Tabla 3.- Niveles residuales de plaguicidas en agua (ng/l) correspondientes al muestreo 2 – 06/2018.

Plaguicidas	Sitios de Muestreo									
	TA	LB	SC	NB	MC	LS	LV	BL	YCh	PY
Alfa HCH	<LD ^a	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Beta HCH	<LD	<LD	<LD	1	<LD	<LD	<LC ^b	<LD	<LD	3
Lindano	<LC	<LC	<LC	<LC	<LD	<LC	1	<LC	<LC	1
Delta HCH	4	12	5	5	7	11	20	7	11	23
Endosulfan	14	25	22	20	15	20	26	21	26	28
Aldrin	22	31	7	7	10	25	77	10	29	44
Heptacloro epóxido B	2	<LD	<LD	<LD	5	14	31	10	13	35
Heptacloro epóxido A	11	14	2	4	10	23	51	19	23	61
Transclordano	179	134	60	93	69	98	176	174	129	413
p, p'-DDE	50	27	16	29	22	23	44	44	38	93
Dieldrin	17	22	4	10	13	29	61	23	27	92
Endrin	16	23	3	12	13	33	64	25	29	104
p, p'-DDD	211	56	37	58	66	130	145	129	148	310
p, p'-DDT	119	73	44	79	51	65	81	82	63	222

(a) <LD: Menor al Límite de Detección, (b) <LC: Menor al Límite de Cuantificación.

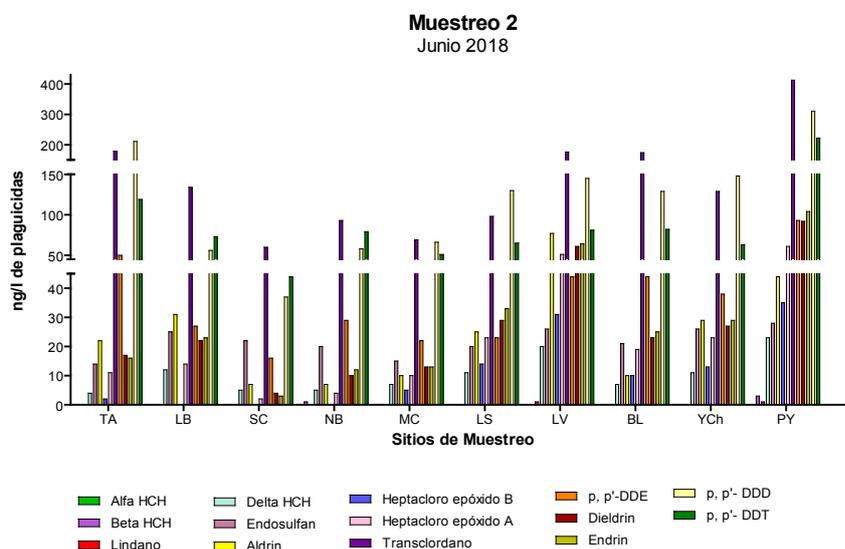


Fig. 3.- Variación de los niveles de plaguicidas en agua. Muestreo 2. Junio 2018.

En la tabla 3 y figura 3 se presentan los resultados de los plaguicidas detectados en los diferentes sitios en el muestreo dos (M-2), correspondiente al mes de junio de 2018. Podemos observar que los sitios de mayor presencia de plaguicidas corresponden a Puerto Yerúa y La Verde. Los plaguicidas *alfa-HCH*, *beta-HCH* y *lindano* no se han detectado en la mayoría de los sitios. El *transclordano*, *p, p'-DDD* y *p, p'-DDT* son los de mayores niveles, en un rango aproximado de 40 a 415ng/l, en todos los sitios; siendo PY el que presenta los mayores niveles de estos tres plaguicidas.

Tabla 4.- Niveles residuales de plaguicidas en agua (ng/l) correspondientes al muestreo 3 – 08/2018.

Plaguicidas	Sitios de Muestreo									
	TA	LB	SC	NB	MC	LS	LV	BL	YCh	PY
Alfa HCH	6	5	4	2	3	7	3	2	2	4
Beta HCH	3	10	13	2	2	8	5	3	6	5
Lindano	4	6	4	2	3	4	2	1	2	3
Delta HCH	6	21	16	<LD ^a	5	8	7	5	5	5
Endosulfan	1842	1081	2466	2092	1813	1876	1879	1963	1929	2501
Aldrin	232	111	347	190	374	338	288	174	217	202
Heptacloro epóxido B	47	38	81	<LD	<LD	43	38	19	28	24
Heptacloro epóxido A	48	45	110	21	17	43	48	32	20	29
Transclordano	80	153	246	84	64	83	121	69	42	71
p, p'-DDE	79	237	302	116	126	100	194	49	28	124
Dieldrin	281	201	256	80	100	125	127	80	70	71
Endrin	97	74	151	30	48	65	66	38	25	51
p, p'-DDD	472	835	1137	668	380	582	647	207	189	342
p, p'-DDT	1678	807	457	320	510	477	344	262	272	239

(a) <LD: Menor al Límite de Detección.

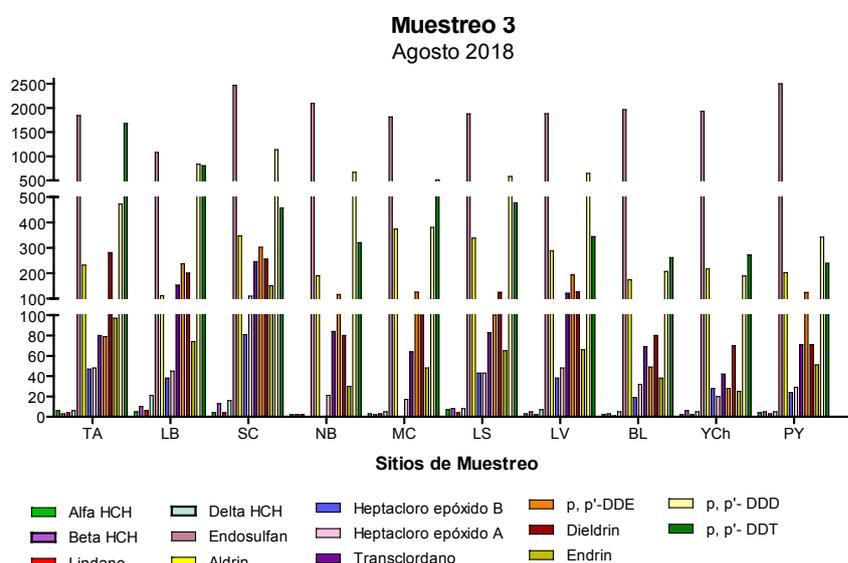


Fig. 4.- Variación de los niveles de plaguicidas en agua. Muestreo 3. Agosto 2018.

En este muestreo, el sitio de menor presencia de plaguicidas es NB, ya que no han sido detectados dos de los analitos evaluados en el mismo.

Los datos de la tabla 4 y la representación gráfica de los niveles de plaguicidas indican que en el muestreo tres (M-3), correspondiente al mes de agosto de dicho año, se encuentran presentes la mayoría de los plaguicidas en todos los sitios muestreados y con mayores niveles respecto a los evaluados en el

M-2. El endosulfan es el de mayores niveles en todos los sitios, en un rango entre 1000 y 2500 ng/l; y en segundo orden, el *p, p'*-DDD y *p, p'*-DDT (200 a 1700ng/l).

Los sitios que contienen los mayores niveles de estos plaguicidas corresponden a PY para endosulfan, TA para *p, p'*-DDT y SC para *p, p'*-DDD. El aldrin también presenta en los diferentes sitios, niveles relativamente altos.

Tabla 5.- Niveles residuales de plaguicidas en agua (ng/l) correspondientes al muestreo 4 - 10/2018.

Plaguicidas	Sitios de Muestreo									
	TA	LB	SC	NB	MC	LS	LV	BL	YCh	PY
Alfa HCH	6	4	8	22	16	15	<LD ^a	<LD	<LD	<LD
Beta HCH	<LD	<LD	<LD	1205	504	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Lindano	<LD	<LD	8	12	8	8	7	<LD	4	6
Delta HCH	<LD	<LD	88	154	94	75	24	37	<LD	<LD
Endosulfan	71	238	484	1487	1626	1114	220	129	92	100
Aldrin	41	50	181	151	163	142	68	75	41	58
Heptacloro epóxido B	14	35	103	68	91	56	17	26	27	18
Heptacloro epóxido A	17	<LD	81	90	76	<LD	9	33	<LD	23
Transclordano	39	29	105	96	84	51	33	85	23	57
<i>p, p'</i> -DDE	<LD	52	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Dieldrin	<LD	77	211	150	272	86	<LD	136	44	<LD
Endrin	13	29	114	195	106	53	66	29	15	21
<i>p, p'</i> -DDD	122	155	1093	638	585	312	127	398	142	268
<i>p, p'</i> -DDT	4119	5293	34560	24032	24689	22979	7161	11829	9222	7184

(a) <LD: Menor al Límite de Detección.

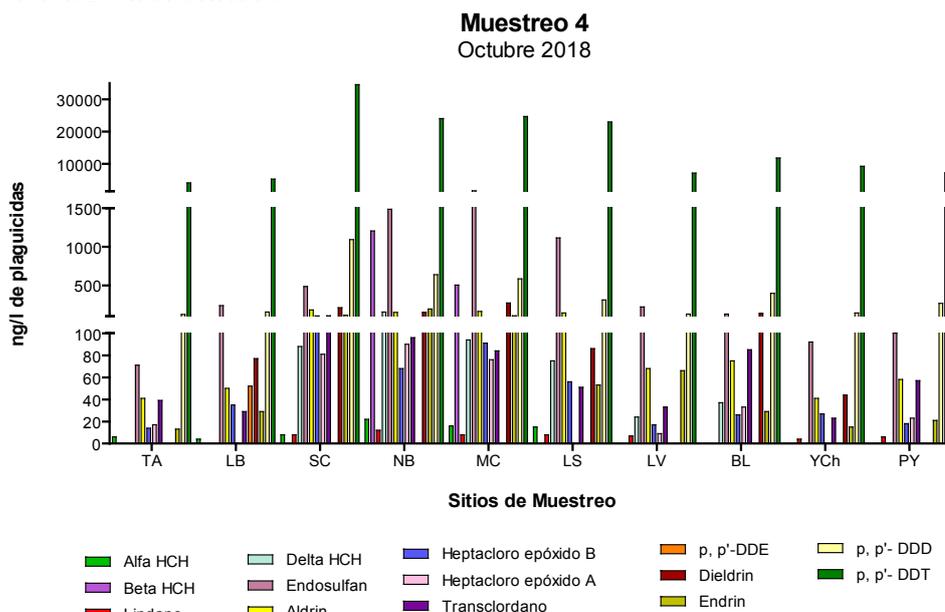


Fig. 5.- Variación de los niveles de plaguicidas en agua. Muestreo 4. Octubre 2018.

A diferencia de lo observado en el M-3, el sitio NB es el de mayor presencia de plaguicidas en este muestreo (M-4), correspondiente al mes de octubre.

Es de destacar la relevancia de los elevados niveles de *p, p'*- DDT en todos los sitios, con un rango de valores de 4100 a 35000 ng/l aproximadamente, correspondiendo su máximo al sitio SC y el menor al TA. Por otro lado, los niveles de *endosulfan* y *p, p'*- DDD son relevantes en este muestreo para todos los sitios. El *beta-HCH* fue cuantificado sólo en dos sitios, NB y MC, con niveles relativamente altos.

Tabla 6.- Niveles residuales de plaguicidas en agua (ng/l) correspondientes al muestreo 5 - 12/2018.

Plaguicidas	Sitios de Muestreo									
	TA	LB	SC	NB	MC	LS	LV	BL	YCh	PY
Alfa HCH	2	2	3	2	1	1	3	1	4	1
Beta HCH	<LD ^a	<LD	147	<LD						
Lindano	3	4	3	1	1	1	<LD	<LD	2	1
Delta HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Endosulfan	174	238	93	135	178	189	153	124	203	173
Aldrin	49	65	34	37	41	29	38	43	42	27
Heptacloro epóxido B	22	38	15	<LD	<LD	<LD	14	<LD	<LD	<LD
Heptacloro epóxido A	36	64	27	9	21	16	22	15	12	9
Transclordano	61	76	36	30	41	27	40	31	34	19
<i>p, p'</i> -DDE	17	14	18	<LD	62	31	67	47	70	39
Dieldrin	259	350	199	1143	360	363	196	202	<LD	<LD
Endrin	73	103	39	<LD	58	59	44	22	50	<LD
<i>p, p'</i> - DDD	522	731	241	204	315	323	326	214	279	228
<i>p, p'</i> - DDT	8148	5321	2803	4886	4206	4192	3205	4565	4167	4144

(a) <LD: Menor al Límite de Detección.

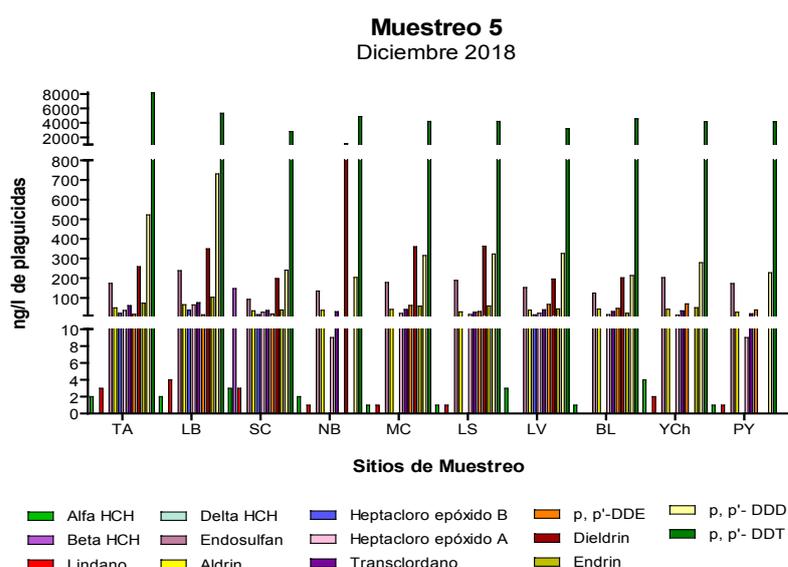


Fig. 6.- Variación de los niveles de plaguicidas en agua. Muestreo 5. Diciembre 2018.

En el muestreo 5, correspondiente al mes de diciembre de 2018, podemos observar que en todos los sitios se encuentran presente un gran número de los plaguicidas analizados, siendo NB y PY los sitios con menor presencia de analitos. El *delta-HCH* no se ha detectado en ninguno de los sitios y el *beta-HCH* solo en el sitio SC con un valor de 147 ng/l.. El *p, p'- DDT* se encuentra en todos los sitios de muestreo con niveles muy elevados, si bien estos son de menor magnitud que en el M-4. El sitio TA es el que manifiesta el mayor nivel de este plaguicida, siendo este de 8148ng/l. En segundo orden se encuentra el *p, p'- DDT* y *Dieldrin*, presentando este último un valor notablemente mayor en el sitio NB, el cual es de 1143 ng/l.

Tabla 7.- Niveles residuales de plaguicidas en agua (ng/l) correspondientes al muestreo 6 – 03/2019.

Plaguicidas	Sitios de Muestreo 6									
	TA	LB	SC	NB	MC	LS	LV	BL	YCh	PY
Alfa HCH	3	2	7	5	6	5	3	3	3	5
Beta HCH	<LD ^a	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Lindano	1	1	6	3	2	2	1	1	1	1
Delta HCH	16	13	35	67	19	18	10	350	232	9
Endosulfan	74	34	119	127	200	73	43	171	267	114
Aldrin	119	82	145	156	167	168	158	124	146	150
Heptacloro epóxido B	2	3	32	38	37	5	5	<LD	<LD	3
Heptacloro epóxido A	13	12	49	61	65	17	15	21	24	15
Transclordano	18	31	78	97	75	30	40	19	30	40
p, p'-DDE	11	17	44	35	30	17	18	12	17	26
Dieldrin	148	95	191	317	358	226	108	247	294	307
Endrin	8	10	55	81	100	41	11	26	11	30
p, p'- DDD	74	98	218	366	382	97	80	98	146	162
p, p'- DDT	939	136	798	1034	1184	829	391	432	340	1224

(a) <LD: Menor al Límite de Detección.

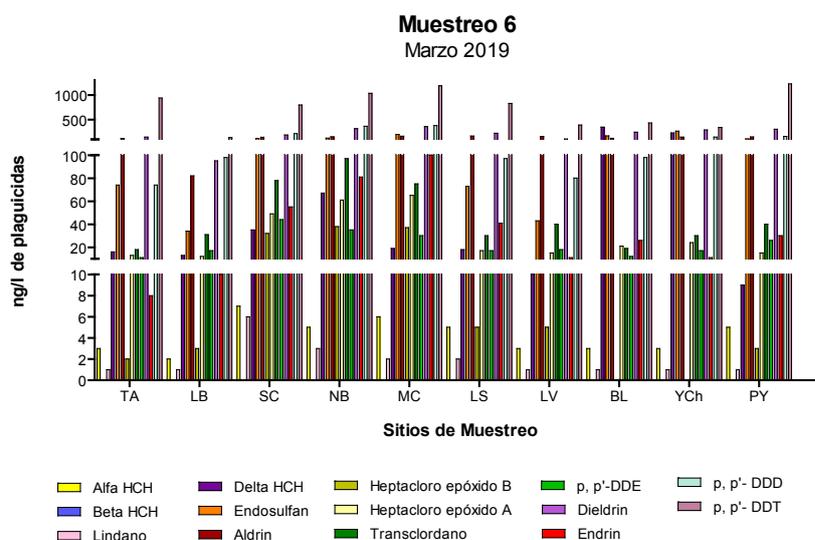


Fig. 7.- Variación de los niveles de plaguicidas en agua. Muestreo 6. Marzo 2019.

En este muestreo se observa que se encuentran presentes la mayoría de los plaguicidas en todos los sitios, pero los niveles en general son menores que en los muestreos M-5, M-4, y M-3.

El *beta-HCH* es el único analito que no ha sido detectado en ninguno de los sitios de muestreo, y el *heptacloro epóxido B*, no se ha encontrado en este muestreo en los sitios BL y YCh.

Se puede observar que el *p, p'- DDT* es el que presenta mayores niveles, pero su diferencia respecto de los demás plaguicidas no es tan marcada como en el M-5; y sus niveles no alcanzan la magnitud de los correspondientes al M-4. El máximo nivel se detectó en el sitio PY, y es de 1224 ng/L.

A los fines de caracterizar la contaminación en los diversos sitios se efectuó un análisis estadístico de componentes principales (PCA), el cual establece en sus principios teóricos para su aplicabilidad que, el número de variables a analizar debe ser menor al de las muestras ó en este caso los sitios de muestreos; para lo cual fue necesario adoptar un criterio adecuado para representar las variables ó plaguicidas analizados en los diferentes sitios de muestreo (González Martín et al., 1994).

A tal fin, se agruparon los plaguicidas analizados por familias, es decir que los resultados correspondientes a *p, p'-DDE*, *p, p'- DDD* y *p, p'- DDT*, están representados por DDT's; de la misma forma, Alfa HCH, Beta HCH, Lindano y Delta HCH se agruparon como HCH's; y Heptacloro epóxido B y Heptacloro epóxido A, como Heptacloro epóxido. Se ha adoptado como criterio general considerar significativa la correlación entre las variables y los componentes cuando el coeficiente respectivo es mayor a 0,4, los cuales se indican subrayando dichos valores en las tablas correspondientes (Peluso et al., 2013).

Los resultados del análisis de componentes principales se presentan en la figura 8, en la que se describen los componentes principales que explican la variabilidad de los datos en un 90,93%.

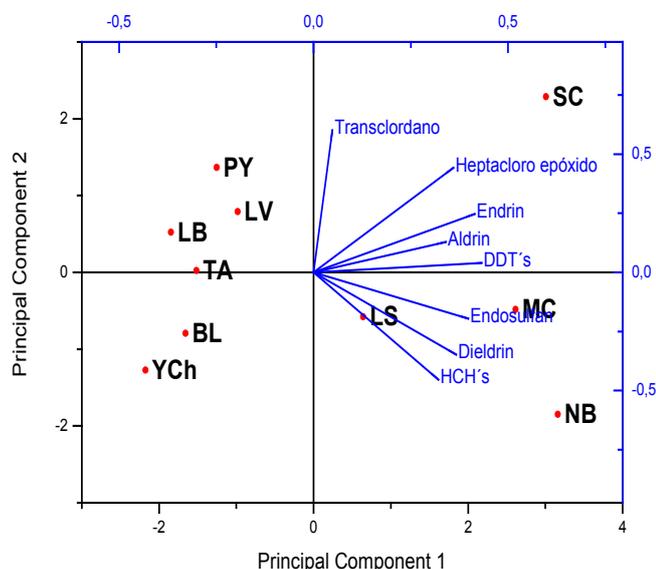


Fig. 8 - Diagrama de dispersión de los sitios y pesos del componente para los plaguicidas determinados.

Tabla 8.- Legislación de Niveles Guías para calidad de aguas, expresados en ng de plaguicidas/litro.

Plaguicidas/ Legislación	CEE	EPA	SAyDS	
	Fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional	Protección de vida acuática	Fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional	Protección de vida acuática
Alfa HCH	SD	SD	131	10
Beta HCH	SD	SD	232	10
Delta HCH	SD	SD	SD	10
HCH + Paration +Dieldrin	2500	SD	SD	SD
Aldrin	SD	3000	30	4
Lindano	SD	950	3000	10
Clordano	SD	2400	300	6
Endrin	SD	86	200	2,3
Heptacloro epóxido	SD	520	100	10
Endosulfán	SD	220	138000	20
Dieldrin	SD	240	30	4
DDT	SD	1100	1000	1

SD: Sin Datos

En la tabla 19, se presentan aquellos sitios que no cumplen con la legislación en cada uno de los muestreos.

Tabla 9.- Sitios que NO cumplen con la legislación indicada, en cada uno de los muestreos.

Plaguicidas	M-2		M-3		M-4		M-5		M-6	
	Legislación	Sitio	Legislación	Sitio	Legislación	Sitio	Legislación	Sitio	Legislación	Sitio
Alfa HCH					4 ^(a) (10 ng/l) ^(b)	NB - MC - LS ^(c)				
Beta HCH			4 (10 ng/l)	SC	4 (10 ng/l)	NB - MC	4 (10 ng/l)	SC		
					3 (232 ng/l)	NB - MC				
Delta HCH	4 (10 ng/l)	PY - LB - LV - YCh - LS	4 (10 ng/l)	LB - SC	4 (10 ng/l)	SC - NB - BL - LV - MC - LS			4 (10 ng/l)	TA - LB - SC - NB - BL - MC - LS - YCh
Lindano					4 (20 ng/l)	NB				
Endosulfán	4 (20 ng/l)	LB - SC - LV BL - YCh - PY	4 (20 ng/l)	TODOS	4 (20 ng/l)	TODOS	4 (20 ng/l)	TODOS	4 (20 ng/l)	TODOS
			2 (220 ng/l)	TODOS	2 (220 ng/l)	LB - SC - NB MC - LS	2 (220 ng/l)	LB	2 (220 ng/l)	YCh
Aldrin	4 (4 ng/l)	TODOS	4 (4 ng/l)	TODOS	4 (4 ng/l)	TODOS	4 (4 ng/l)	TODOS	4 (4 ng/l)	TODOS
	3 (30 ng/l)	PY - LB - LV	3 (30 ng/l)	TODOS	3 (30 ng/l)	TODOS	3 (30 ng/l)	TA - LB - SC - NB - BL - LV - MC - YCh	3 (30 ng/l)	TODOS
Heptacloro epóxido	4 (10 ng/l)	TA - LB - MC - LS - LV - BL - YCh - PY	4 (10 ng/l)	TODOS	4 (10 ng/l)	TODOS	4 (10 ng/l)	TA - LB - SC - BL - LS - LV - MC - YCh	4 (10 ng/l)	TODOS
			3 (100 ng/l)	SC	3 (100 ng/l)	SC - NB - MC	3 (100 ng/l)	LB	3 (100 ng/l)	MC
Transclordano	4 (6 ng/l)	TODOS	4 (6 ng/l)	TODOS	4 (6 ng/l)	TODOS	4 (6 ng/l)	TODOS	4 (6 ng/l)	TODOS
	3 (300 ng/l)	PY								
Dieldrin	4 (4 ng/l)	TODOS	4 (4 ng/l)	TODOS	4 (4 ng/l)	SC - LB - MC - NB LS - BL - YCh	4 (4 ng/l)	SC - LB - MC - NB - LS - LV - TA - BL	4 (4 ng/l)	TODOS
	3 (30 ng/l)	PY - LV	3 (30 ng/l)	TODOS	3 (30 ng/l)	SC - LB - MC - NB LS - BL - YCh	3 (30 ng/l)	SC - LB - MC - NB - LS - LV - TA - BL	3 (30 ng/l)	TODOS
Endrin	4 (2,3 ng/l)	TODOS	4 (2,3 ng/l)	TODOS	4 (2,3 ng/l)	TODOS	4 (2,3 ng/l)	TA - LB - SC - LS - BL - LV - MC - YCh	4 (2,3 ng/l)	TODOS
			2 (86 ng/l)	TA - SC	2 (86 ng/l)	SC - NB - MC	2 (86 ng/l)	LB	2 (86 ng/l)	MC
p,p'-DDT	4 (1 ng/l)	TODOS	4 (1 ng/l)	TODOS	4 (1 ng/l)	TODOS	4 (1 ng/l)	TODOS	4 (1 ng/l)	TODOS
			3 (1000 ng/l)	TA	3 (1000 ng/l)	TODOS	3 (1000 ng/l)	TODOS	3 (1000 ng/l)	PY - NB - MC
			2 (1100 ng/l)	TA	2 (1100 ng/l)	TODOS	2 (1100 ng/l)	TODOS	2 (1100 ng/l)	PY - MC

^(a) 1: CEE. Fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional; 2: EPA. Protección de vida acuática, 3: SAyDS. Fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional, 4. SAyDS. Protección de vida acuática.

^(b) Nivel Guía.

^(c) Tortuga Alegre (TA), La Bianca (LB), San Carlos (SC), Nebel (NB), Manzores Caballada (MC), Los Sauces (LS), La Verde (LV), Benito Legeren (BL), Yuquerí Chico (YCh) y Puerto Yerúa (PY).

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS E HIDRÁULICOS

Precipitaciones

Como se puede observar en el siguiente gráfico, el bimestre con mayor cantidad de precipitaciones efectivas fue M-5 (diciembre 2018), mientras que Agosto fue el bimestre con menos lluvias.

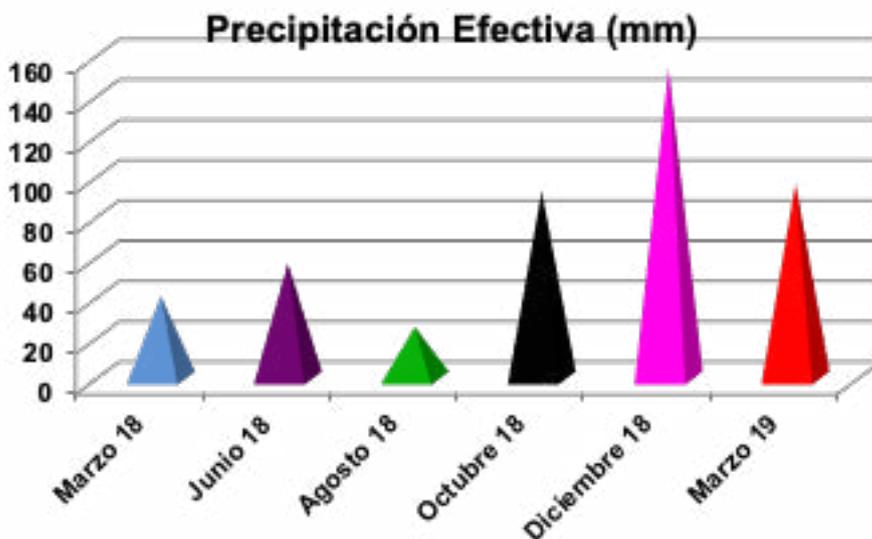


Fig. 9.- Precipitaciones efectivas en cada uno de los bimestres en estudio

pH

Los valores de pH se mantuvieron en un rango estrecho entre 7,1 y 8 en todos los sitios durante los seis muestreos informados.

Conductividad

La conductividad osciló entre 50 y 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la mayoría de los sitios. YCh registró un pico de 213 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el M-5. Le siguieron dos picos, en el M-3, en los sitios LV y BL, con valores de 182 y 194 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente.

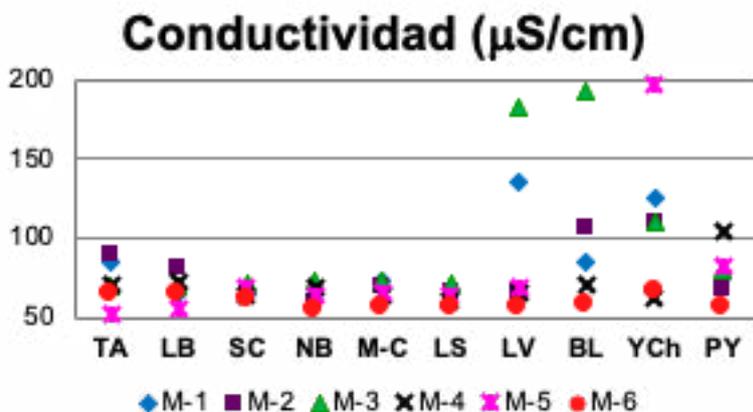


Fig. 10.- Variación de la Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

Alcalinidad

Evidenció muy poca variabilidad siendo de 20 a 50 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ en la mayoría de los sitios y registrando picos de 72 y 68 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ en M-5, en los sitios BL y Ych respectivamente.

Dureza, Calcio y Magnesio

En lo que respecta a la dureza total, sus valores fluctuaron entre 22 y 56 mg CaCO₃/l, presentando un pico de 94 mg CaCO₃/l en el sitio BL en el M-3. Durante este muestreo aumentaron en general todos los valores de dureza.

Los valores de Calcio no presentaron gran variabilidad en su mayoría (oscilando entre 3 y 13 mg Ca²⁺/l), con un valor máximo de 13,13 mg Ca²⁺/l en BL durante el M-5. Por su parte, el Magnesio se mantuvo en valores entre 1,3 y 9 mg Mg²⁺/l, pero en el M-3 la mayoría de los puntos de muestreo registraron valores más elevados en todos los sitios y un pico significativo en BL, de 20 mg Mg²⁺/l. Se podría inferir que fue el Magnesio, el componente que generó el aumento de los valores de dureza total durante el M-3.

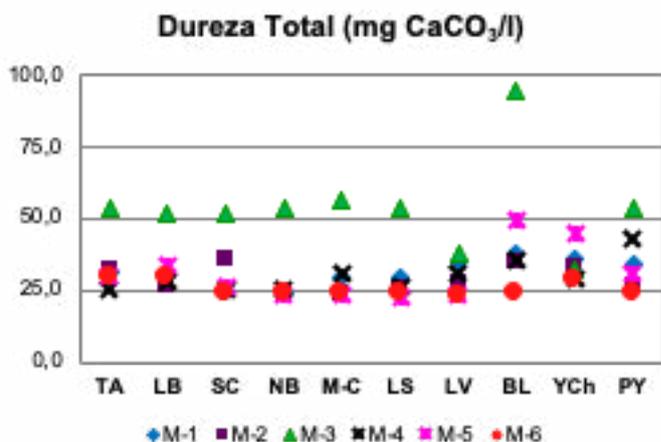


Fig. 11.- Variación de los valores de Dureza (mg CaCO₃/l) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

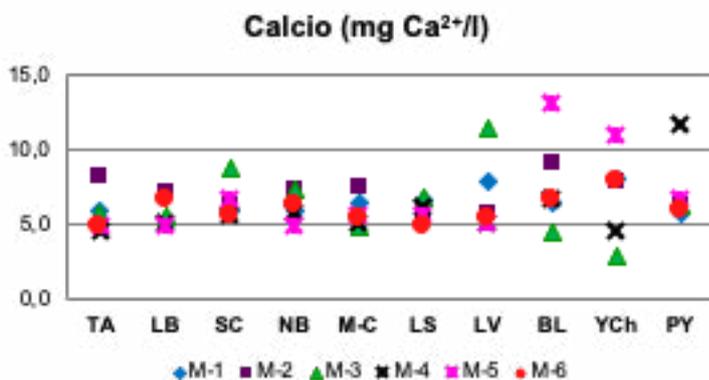


Fig. 12.- Variación de la concentración de Calcio (mg Ca²⁺/l) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

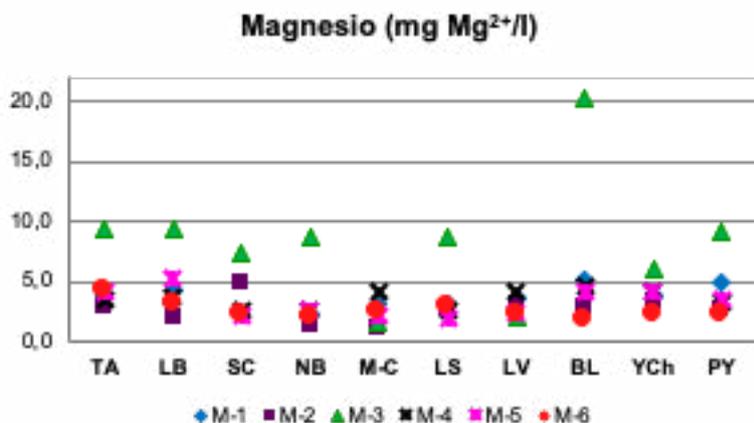


Fig. 13.- Variación de la concentración de Magnesio (mg Mg²⁺/l) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

Cloruros y Sulfatos

Durante los seis muestreos, en la mayoría de los sitios, los valores de Cloruros variaron entre 0,2 y 4 mg Cl⁻/l. Se observaron picos de 9,7 y 6,8 mg Cl⁻/l, en el M-3, nuevamente en los sitios LV y BL, respectivamente. Le siguen, en el M-5, dos picos, en los sitios BL y YCh que arrojaron valores de 8,3 y 6,5 mg Cl⁻/l respectivamente.

Los Sulfatos se mantuvieron entre 0,5 y 7,7 mg SO₄²⁻/l a lo largo del estudio realizado, en la mayoría de los sitios. Se detectó un pico importante de 14 mg SO₄²⁻/l en el sitio BL durante el M-3.

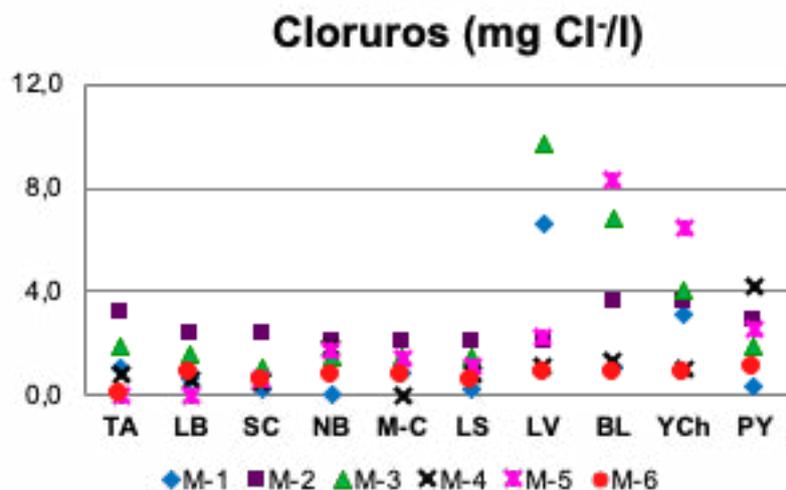


Fig. 14.- Variación de la concentración de Cloruros (mg Cl⁻/l) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

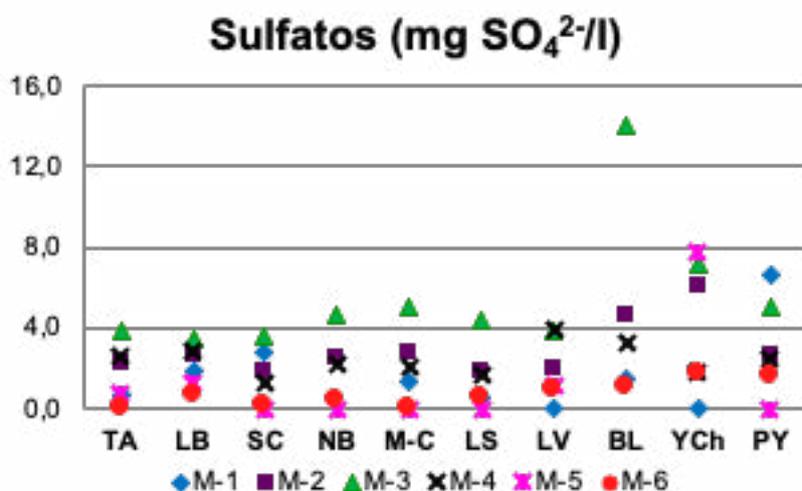


Fig. 15.- Variación de la concentración de Sulfatos ($\text{mg SO}_4^{2-}/\text{l}$) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

Nitratos y Nitritos

En el periodo estudiado, los Nitratos variaron entre 1,5 y 6 $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$ en la mayoría de los sitios estudiados, presentando un pico de 9 $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$ durante el M-4 en el sitio LS.

En áreas con agua pura, como ser las aguas subterráneas poco profundas y que no están afectadas por las actividades humanas, las concentraciones deberían ser usualmente de menos de 2 miligramos por litro (mg/L).

Los nitritos, a lo largo de todo el muestreo, se mantuvieron por debajo de 0,05 $\text{mg NO}_2^-/\text{l}$, con un pico de 0,2 $\text{mg NO}_2^-/\text{l}$ en el sitio LV durante el M-3.

Amonio

Los valores que se informan corresponden a los valores medios obtenidos. Las muestras arrojaron valores entre 0,04 y 0,91 $\text{mg NH}_4^+/\text{l}$ en la mayoría de los sitios durante el período de estudio, siendo el sitio LV el que presentó los valores más elevados, 3,6 $\text{mg NH}_4^+/\text{l}$ en el M-1, 4,3 $\text{mg NH}_4^+/\text{l}$ en el M-3 y 3,3 $\text{mg NH}_4^+/\text{l}$ en el M-6. Los sitios BL y YCh también presentaron valores elevados en el M-5, 1,74 y 1,47 $\text{mg NH}_4^+/\text{l}$ respectivamente.

El Valor máximo en el DIGESTO del Río Uruguay para aguas destinadas a la conservación y desarrollo de la vida acuática, es de 0,02 mg/l .

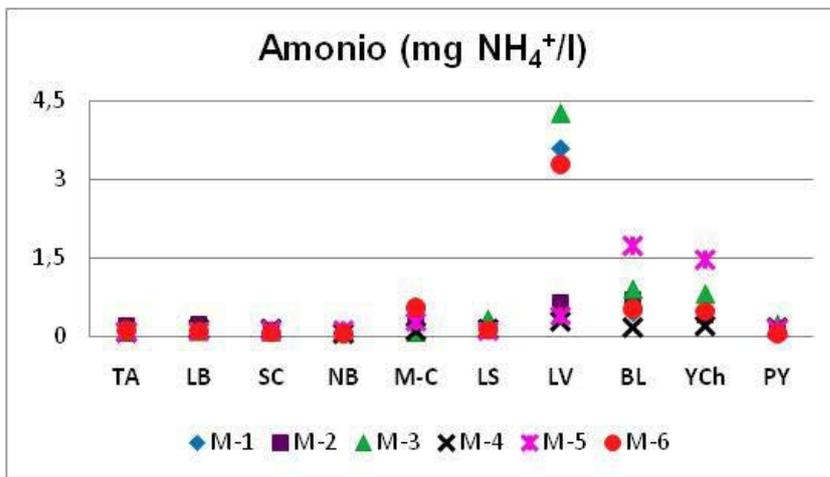


Fig. 16.- Variación de la concentración de Amonio (mg NH₄⁺/l) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

Fósforo Reactivo Soluble (PRS)

Los valores oscilaron entre 0,01 y 0,15 mg PRS/l, en la mayoría de los sitios de muestreo durante el período de estudio. En M-5 se evidenciaron valores un poco más elevados respecto a los otros bimestres. Por otro lado, se registraron dos picos, uno en el sitio LV, de 0,4 mg PRS/l en el M-1 y otro de 0,56 mg PRS/l en el M-3. Según la legislación, para agua con implicaciones de tipo económico o acción indirecta sobre la salud, el valor máximo admisible es de 0,2 mg/L de fosfatos.

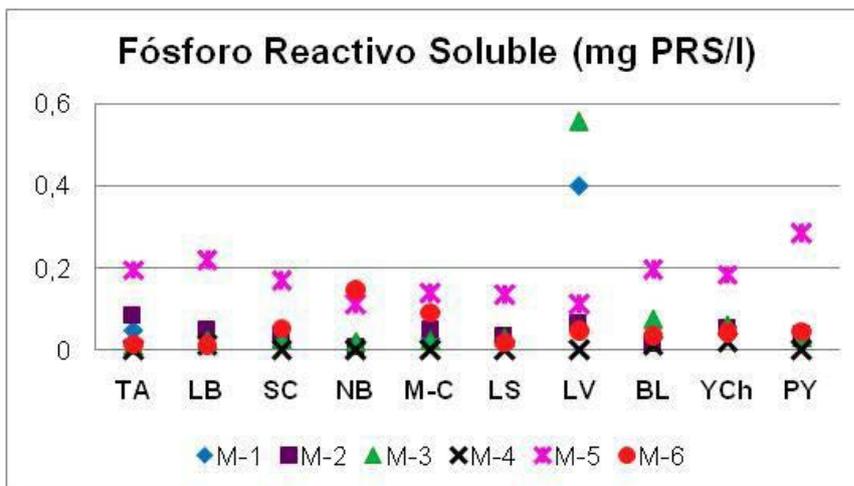


Fig. 17.- Variación de la concentración de PRS (mg PRS/l) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

Demanda Bioquímica de Oxígeno

Podemos observar que, en M-5, se obtuvieron los valores más elevados de este parámetro, 40,4 y 33,7 mg O₂/l, en los sitios BL y Ych, respectivamente. Le siguen en importancia los sitios LV y LB en M-2, con 28 mg O₂/l

El Comité Ejecutivo del Plan de Gestión Ambiental y de Manejo de la Cuenca Hídrica Matanza-Riachuelo (CEMR 1997) establece como concentración límite de DBO 20 mg/l para la conservación de la vida acuática.

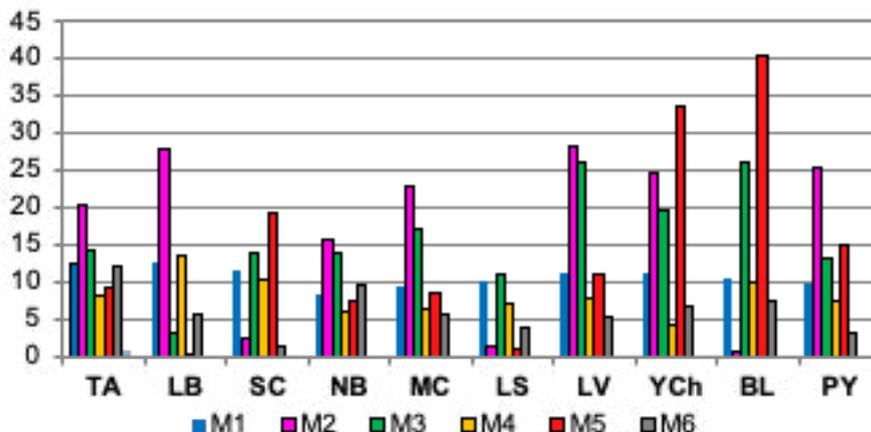


Fig. 18.- Variación de la concentración de DBO (mg O₂/l) en los sitios de muestreo del Río Uruguay en los seis bimestres.

RESULTADOS BIOLÓGICOS, BASADOS EN EL ANÁLISIS DE LAS DIATOMEAS

Se identificaron un total de 285 taxones infragenéricos de diatomeas. El M-2 (junio 2018) fue el que presentó mayor riqueza específica. Se determinaron 170 taxones. Le sigue, el M-3 (agosto 2018), donde se determinaron taxonómicamente 153 especies. El M-6 (marzo 2019), fue el bimestre con menor riqueza específica (101 especies).

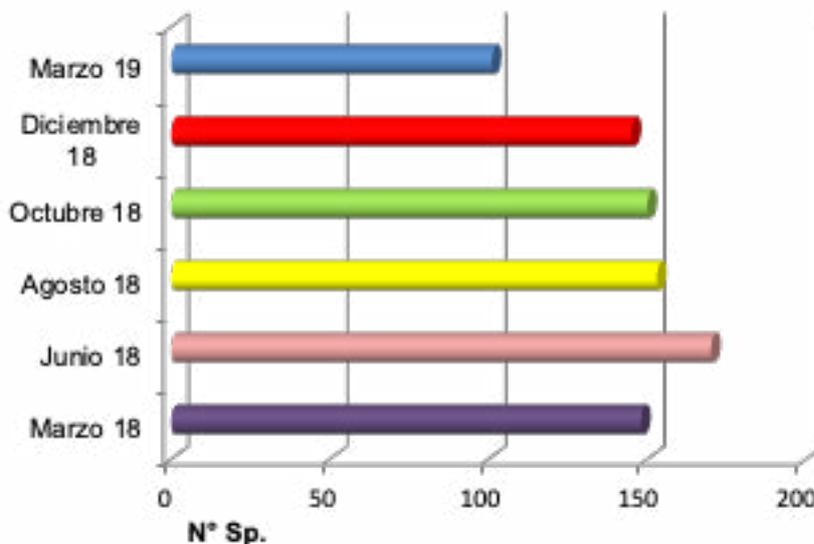


Fig. 19.- Riqueza específica en el período de estudio en el Río Uruguay, tramo Tortuga Alegre-Puerto Yerúa

Los géneros con mayor número de especies en el tramo estudiado del Río Uruguay en el ciclo anual, fueron:

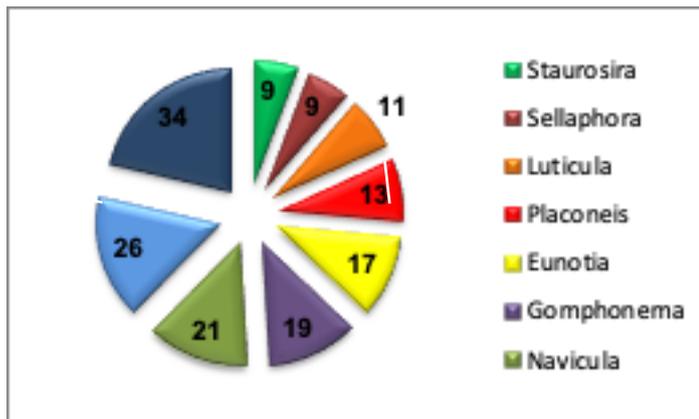


Fig. 20.- Géneros con mayor número de especies en el tramo del Río Uruguay Tortuga Alegre-Puerto Yerúa en el ciclo anual.

La mayor riqueza específica se registró en el M-2 en los sitios BL (72 taxa) y Yuquerí chico (70 especies). Le sigue en importancia: BL, en el M-4 (69 especies). Los sitios con menor riqueza de especies fueron SC (16), en octubre (M-4) y MC y SC (16), en marzo 2019 (M-6).

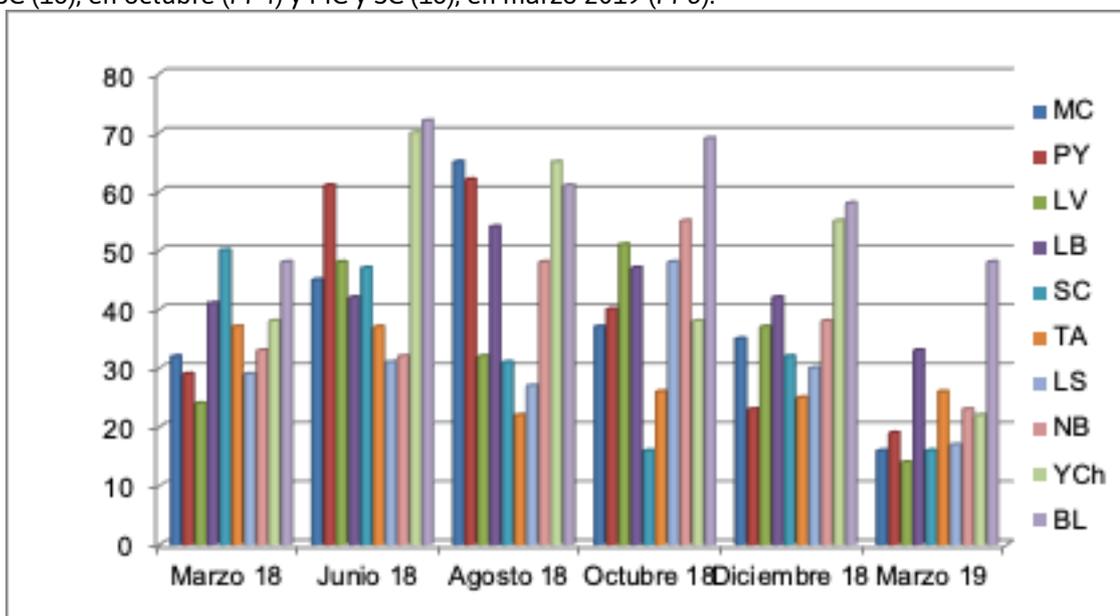


Fig. 21.- Géneros con mayor número de especies en el tramo del Río Uruguay Tortuga Alegre-Puerto Yerúa en el ciclo anual

Microfotografías de algunas de las especies más frecuentes en las tres cuencas en los 6 bimestres (1000X, escala: 10 μm)

Las fotografías fueron tomadas por Microscopía Óptica en la Universidad Nacional de Entre Ríos, Laboratorio de Investigación en Residuos en Alimentos (LIRA) y en el Laboratorio de Diatomeas Continentales de la Universidad Nacional de Buenos Aires. En esta Universidad, también se tomaron fotografías por Microscopía Electrónica de Barrido en el Centro de Microscopías Avanzadas.



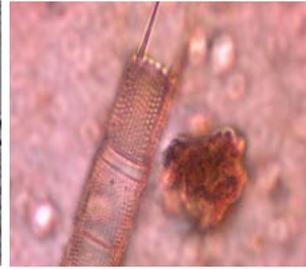
Luticula simplex



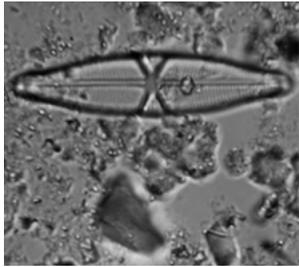
Navicula rostellata



Geissleria neosubtropica



Aulacoseira granulata



Capartograma crucicula



Geissleria punctifera

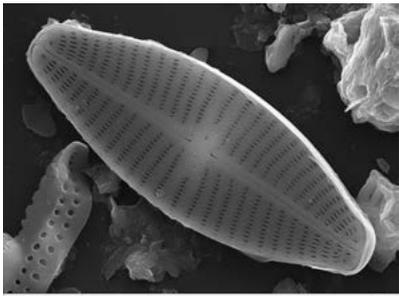


Fallacia monoculata

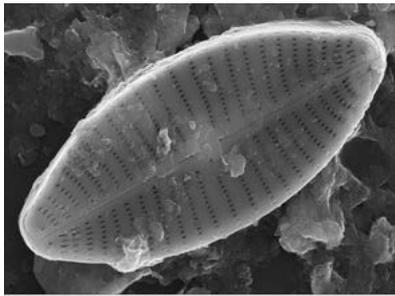


Nitzschia amphibia

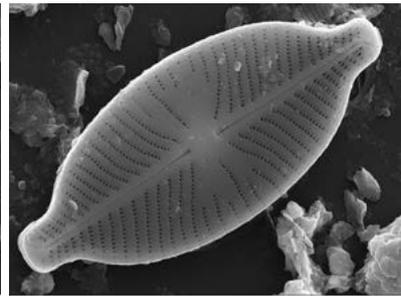
Microscopía Electrónica de Barrido (Centro de Microscopías Avanzadas-UBA)



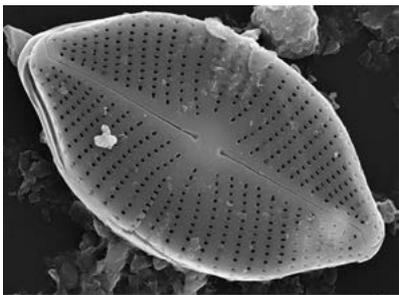
Geissleria punctifera



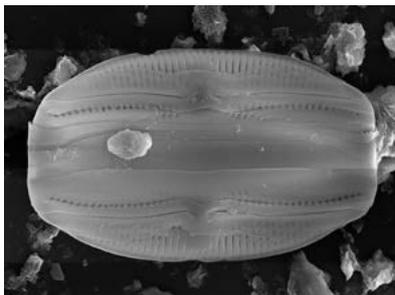
Geissleria neosubtropica



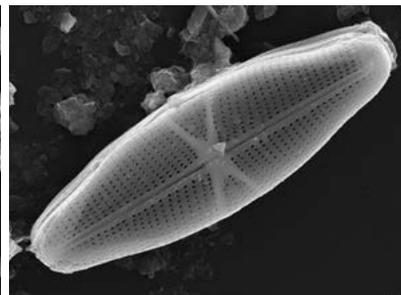
Placoneis abundans



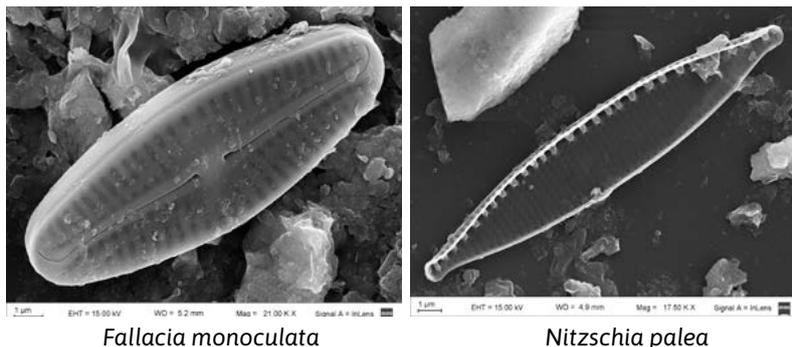
Placoneis bicuneus



Amphora copulata



Capartograma crucicula



Análisis semicuantitativo

Este análisis numérico para diatomeas, se basa en el establecimiento de frecuencias relativas, expresadas con relación al total de los taxones presentes en cada muestra, se cuenta con registros del ciclo completo de muestreo. Se consideraron aquellos taxones cuyos porcentajes de frecuencia fueron mayores al 15%.

Marzo 2018 (M-1)

Las especies de diatomeas que aportaron con un mayor porcentaje de frecuencia respecto al número total de especies presentes en la muestra fueron:

Achnanthes exigua y *Nitzschia palea* (YCh), *Aulacoseira granulata* (SC), *Capartograma crucicula* (MC, PY, LB, LS y BL), *Cyclotella meneghiniana* (MC), *Geissleria punctifera* (LB), *Navicula amphiceropsis* (LS), *Navicula kotschyi* (PY), *Nitzschia amphibia* (NB), *Placoneis abundans* (TA), *Sellaphora paenepupula* (LV) y *S. pupula* (BL) (Anexo 3: Tabla 27).

Junio 2018 (M-2)

En este bimestre las especies con un porcentaje mayor al 15 % respecto al número total de taxones de la muestra fueron:

Geissleria neosubtropica (LS) y *Navicula kotschyi* (MC, NB) (Anexo 3: Tabla 28).

Agosto 2018 (M-3)

Las especies de diatomeas que aportaron con un mayor porcentaje de frecuencia respecto al número total de especies presentes en la muestra fueron: *Geissleria neosubtropica* (PY, LS, YCh, SC), *Navicula amphiceropsis* (SC), *Navicula kotschyi* (LS), *Navicula rostellata* (TA y LS) y *Nitzschia palea* (BL) (Anexo 3: Tabla 29).

Octubre 2018 (M-4)

En este bimestre las especies con un porcentaje mayor al 15 % respecto al número total de taxones de la muestra fueron: *Geissleria neosubtropica* (LS, YCh), *Navicula amphiceropsis* (LS), *Planothidium heteromorphum* (NB) y *Sellaphora mutatooides* (YCh) (Anexo 3: Tabla 30).

Diciembre 2018 (M-5)

Las especies de diatomeas que aportaron con un mayor porcentaje de frecuencia respecto al número total de especies presentes en la muestra fueron:

Fallacia monoculata (NB), *Geissleria neosubtropica* (YCh, BL), *Navicula amphiceropsis* (MC), *Navicula kotschyi* (NB, BL) y *Surirella linearis* var. *constricta* (LB) (Anexo 3: Tabla 31).

Marzo 2019 (M-6)

En este bimestre las especies con un porcentaje mayor al 15 % respecto al número total de taxones de la muestra fueron: *Capartograma crucicula* y *Geissleria punctifera* (LB), *Planothidium frequentissimum* (TA) (Anexo 3: Tabla 32).

Gradiente de Condición Biológica

El Gradiente de Condición Biológica (BCG), propuesto originalmente por Davies y Jackson (2006) e implementado por la EPA de EE. UU. (Gerritsen 2008), es un modelo conceptual que relaciona la respuesta biológica con un gradiente de estrés causado por actividades humanas. “Las especies difieren en su sensibilidad a la contaminación y la perturbación”. La sensibilidad a la contaminación y la tolerancia a los factores de estrés se utilizan para asignar las especies a seis atributos del BCG.

Atributo I: taxones endémicos documentados históricamente, sensibles.

Atributo II: taxones altamente sensibles.

Atributo III: taxones sensibles intermedios (o taxones sensibles y comunes).

Atributo IV: taxa de tolerancia intermedia.

Atributo V: taxa tolerante.

Atributo VI: Especies no nativas o introducidas intencionalmente.

En la mayoría de los ecosistemas de arroyos, es posible discriminar seis niveles en el Gradiente de Condición Biológica, que van desde una condición natural no perturbada a una condición sumamente degradada (Davies y Jackson, 2006). Los niveles se describen en términos de cambios en la estructura y la función de las comunidades acuáticas nativas.

1. La integridad estructural, funcional y taxonómica natural se preserva dentro del rango de una variabilidad natural.

2. Estructura y función similar a la comunidad natural con algunos taxones adicionales. Las funciones a nivel de ecosistema se mantienen completamente.

3. Cambios evidentes en la estructura debido a la pérdida de algunos taxones nativos altamente sensibles; cambios en la abundancia relativa. Las funciones de nivel de ecosistema son mantenidas totalmente. Los taxones sensibles son comunes y abundantes.

4. Cambios moderados en la estructura debido a la sustitución de taxones sensibles por taxones más tolerantes. Las funciones del ecosistema son mantenidas en gran medida.

5. Los taxones sensibles disminuyeron notablemente. Distribución de los principales grupos taxonómicos notoriamente desequilibrada. La función del ecosistema muestra complejidad. Los organismos muestran signos de estrés fisiológico. 6. Cambios extremos en la estructura y función del ecosistema; cambios en la composición taxonómica. Alteraciones extremas de las densidades. Las funciones del ecosistema están alteradas severamente (Gerritsen 2008).

En M-1, hubo predominancia de diatomeas tolerantes a un grado de alta polución (BCG niveles 4, 5): *Planothidium delicatulum*, *Fallacia pygmaea*, *Hippodonta capitata* ssp. *iberoamericana*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula rostellata*, *Achnanidium exiguum*, *Amphora copulata*, *Navicula kotzschyi* y *Staurosira pinnata*. Principalmente en los sitios: MC, LV, YCh y BL.

En M-2, los sitios donde predominaron diatomeas tolerantes a un grado de alta polución (BCG niveles 4, 5), fueron los mismos que en M-1.

Estos sitios reciben un alto grado de impacto antrópico. El sitio Manzores/Caballada (MC), está ubicado en la confluencia del arroyo Manzores, el cual atraviesa gran parte de la ciudad, recibiendo distintos tipos de efluentes. Por último, los sitios La Verde (LV), Benito Lejeren (BL) y Yuquerí Chico (YCh), reciben

la descarga de efluentes cloacales sin tratar e industriales, lo cual se evidenció en los valores de DBO, Fósforo Reactivo Soluble y Amonio que fueron más elevados en estos sitios, principalmente en LV.

Los taxa tolerantes registrados en este muestreo fueron: *Aulacoseira granulata*, *Amphora veneta*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula rostellata*, *Nitzschia palea*, *N. amphibia*, *N. acicularis*, *N. clausii*, *Achnanthes exiguum*, *Planothidium frequentissimum*, *Hippodonta capitata* ssp. *interamericana*, *Staurosira pinnata*, *Navicula kotszchyi*.

En M-3 (Agosto 2018), también predominaron diatomeas tolerantes a un grado de alta polución, pero a lo largo de todo el tramo estudiado. Esto se podría deber a las escasas precipitaciones registradas en el área de estudio, también evidenciado en los elevados valores de DBO, parámetros fisicoquímicos, Amonio y Fósforo Reactivo Soluble, respecto a los anteriores bimestres. En este muestreo, estos parámetros exhibieron picos máximos en los sitios LV, BL y Ych.

Las especies indicadoras de alto grado de perturbación que se determinaron en M-3 fueron: *Amphora veneta*, *Aulacoseira granulata*, *Planothidium delicatulum*, *Navicula erifuga*, *Navicula rostellata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia palea*.

En M-4 (Octubre 2018), se registró una menor abundancia de diatomeas, en los sitios: MC, PY, LV, SC, TA y BL.

Los sitios LB, NB y YCh registraron una mayor abundancia de Bacillariophyceae. En general, se podría inferir que en este bimestre el grado de contaminación fue menor al de los bimestres anteriores. Predominaron especies más tolerantes a las perturbaciones con algunas más sensibles a las condiciones del hábitat. Esto concuerda con los bajos valores de DBO, Amonio, Fósforo y parámetros fisicoquímicos, respecto a los bimestres anteriores.

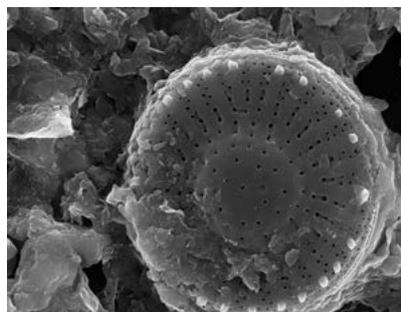
Las especies indicadoras de alto grado de perturbación que se determinaron en M-4 fueron: *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia amphibia*, *Navicula rostellata*, *Navicula kotszchyi*, *Nitzschia palea*.

Algunas de las especies menos tolerantes que se registraron fueron: *Pinnularia microstaurum* var. *rostrata*, *Caloneis bacillum* y *Orthoseira roeseana*.

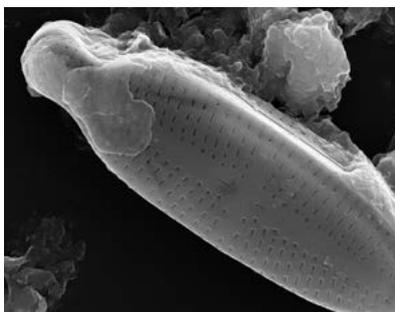
En M-5 (diciembre 2018) hubo predominancia de diatomeas tolerantes a un grado de alta polución (BCG niveles 4, 5): *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula amphiceropsis*, *Navicula kotszchyi*, *Navicula rostellata*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia palea* y *Planothidium frequentissimum*. Estos taxones estuvieron representados en casi todos los sitios de muestreo, principalmente en La Verde, Benito Lejeren y Yuquerí Chico. No estuvieron presentes en el sitio San Carlos, de lo cual se puede inferir que es el sitio que presentó mejor calidad de agua. En este punto de muestreo, se encuentra la toma de agua de la planta potabilizadora de Obras Sanitarias. Esto se vio reflejado en los registros de los valores de DBO, Fósforo Reactivo Soluble, Amonio y demás parámetros fisicoquímicos.

El M-6 (Marzo 2019) fue el que registró la menor abundancia de diatomeas. La Blanca (LB) y Tortuga Alegre (TA), fueron los sitios con mayor número de diatomeas. Se registraron especies tolerantes a una elevada polución en la mayoría de los sitios, excepto San Carlos (SC), que es el punto de muestreo que se localiza donde está la toma de agua de Obras Sanitarias. Las especies indicadoras de alto grado de perturbación que se determinaron en M-6 fueron: *Aulacoseira granulata*, *Geissleria* spp., *Navicula kotszchyi*, *Navicula rostelata* y *Planothidium frequentissimum*.

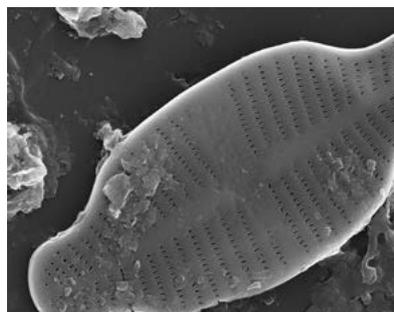
Microfotografías de algunas de las especies de diatomeas más tolerantes a las perturbaciones ambientales (BCG 4 y 5), por Microscopía Óptica y Electrónica de Barrido



Cyclotella meneghiniana



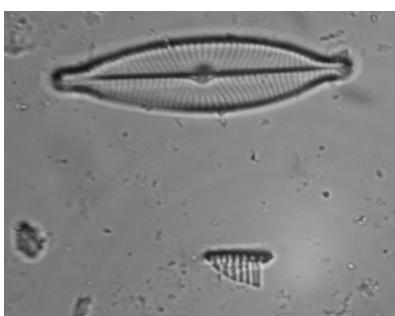
Achnanthydium exiguum



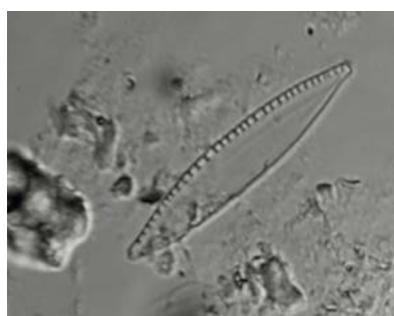
Navicula kotschy



Nitzschia amphibia



Navicula rostellata



Nitzschia palea

Índice de Diatomeas Pampeano

En el M-1, el IDP arrojó valores por arriba de 2 que indican una mala calidad de agua en MC, PY, LV, LS, NB, YCh y BL. En SC, registró un valor de 1,66 lo que indica una calidad de agua aceptable. Por último, en el sitio LB, el valor del índice osciló entre 1 y 1,5 lo que indica una buena calidad de agua. El valor más bajo del índice, se registró en el sitio TA, considerándose de buena calidad de agua.

En el M-2, el IDP registró valores que indicaron una mala calidad de agua en los sitios LV, YCh y BL (valores de 2 a 3). Los sitios NB y MC, de acuerdo al valor del IDP, se consideraron de calidad de agua, aceptable. Los sitios LB, SC y TA presentaron buena calidad de agua de acuerdo al valor del índice.

En el M-3 los sitios con mala calidad de agua, según el valor del IDP, fueron: MC, LV, TA, LS, NB, YCh y BL. Mientras que, los sitios PY y LB, presentaron una calidad de agua aceptable, según el valor del índice de diatomeas. SC fue el sitio con valor más bajo, lo cual se relacionó a una buena calidad del agua en este sitio.

En el M-4 los sitios LB, NB y YCh presentaron los valores más altos del IDP, lo cual los ubicó en el rango de una mala calidad del agua. LS, presentó una buena calidad de agua según el valor del índice.

En el M-5 los sitios MC, NB, LV, YCh y BL, presentaron una calidad de agua mala, según el valor del IDP calculado; mientras que LB, presentó una calidad de agua aceptable,

En el M-6, el sitio LB presentó una calidad de agua aceptable, mientras que el sitio TA, una buena calidad de agua, según los valores del IDP.

Tabla 10.- Valores del IDP en los sitios de muestreo durante el período de muestreo

	MC	PY	LV	LB	SC	TA	LS	NB	YCh	BL
M-1	2,50	2,50	2,25	1,00	1,66	0,5	2,50	2,20	2,20	2,30
M-2	1,9	1,3	2	0,6	0,7	0,6	2,15	1,6	2	2
M-3	2,5	1,9	2,83	1,62	1	2	2,37	2,75	2,2	2,87
M-4	-	-	-	2,37	-	-	1	2,5	2,37	-
M-5	2,2	-	2	1,87	-	-	-	2,16	2	2
M-6	-	-	-	1,58	-	1	-	-	-	-

Conclusiones

Del análisis de los **factores físicoquímicos** se obtuvo que en la mayoría de los muestreos se obtuvieron valores elevados en los sitios LV, BL y YCh:

- Se registraron valores elevados de Conductividad, en los sitios mencionados, en los muestreos M-1, M-3 y M-5.

- Se registraron valores elevados de Sólidos Totales en los mismos sitios, M-3 y M-5.

- Cloruros y Sulfatos, presentaron un comportamiento similar, registrando picos en los M-3 y M-5, en los mismos sitios.

- La Dureza: se debe a la presencia de cationes como: calcio, magnesio, estroncio, bario, hierro, aluminio, y otros metales que se encuentran presentes en forma de sólidos disueltos. De éstos, el Calcio y el Magnesio son los más abundantes, por lo que casi siempre la dureza está directamente relacionada con la concentración de éstos dos elementos. Desde el punto de vista sanitario, la dureza del agua no tiene ninguna relación con la salud, por lo que es irrelevante consumir agua de alta o baja dureza, sin embargo, el exceso de dureza hace el agua desagradable para su empleo en servicios y en la industria. Si la cantidad de Calcio y Magnesio es muy alta, cuando el agua se evapora o cuando cambian sus condiciones, se satura la solución y se forma un precipitado de carbonato de calcio y de hidróxido de magnesio que causan formación de sarro en equipos, tuberías y en algunos equipos industriales.

En lo que respecta a la Dureza Total, el valor más elevado, se registró en el sitio BL, en el M-3. En este muestreo, en general, los valores fueron elevados en todos los sitios. De acuerdo a los valores de Magnesio registrados en este bimestre, se podría inferir que fue este, quién generó el aumento de los valores de Dureza Total en M-3.

- En lo que respecta a Nitratos, es un contaminante común que se encuentra en el agua subterránea y que puede provocar efectos nocivos si se consume en altos niveles. El Nitrato es inodoro e incoloro. Bajas concentraciones de Nitrato son normales, pero altas cantidades pueden contaminar nuestra fuente de agua potable. Cantidades excesivas de Nitrato, se encuentran en suelos rurales y de actividades agrícolas.

En el periodo estudiado, los Nitratos variaron entre 1,5 y 6 mg NO₃⁻/l en la mayoría de los sitios estudiados, presentando un pico de 9 mg NO₃⁻/l durante el M-4 en el sitio LS, posiblemente resultado de diferentes fuentes como: fertilizantes, estiércol o compost y pozos sépticos.

- La presencia de Fósforo Reactivo Soluble en los cursos de agua proviene del uso de fertilizantes, jabones, detergentes o descargas cloacales. A mediano plazo pueden producir en las aguas continentales proliferación de algas y otros vegetales acuáticos (eutrofización).

Según la legislación, para agua con implicaciones de tipo económico o acción indirecta sobre la salud, el valor máximo admisible es de 0,2 mg/L de fosfatos.

Este parámetro alcanzó los valores más elevados, en el sitio LV, registrando su máximo pico (0,56 mg PRS/l), en el M-3. En este sitio, se detectó una descarga de efluentes domésticos y cloacales sin tratar.

- En lo que respecta al Amonio, la actividad antrópica ha incrementado significativamente su concentración como consecuencia de aportes nitrogenados a los sistemas acuáticos, provenientes tanto de fuentes puntuales, entre las que pueden destacarse los desagües cloacales y los efluentes de plantas de producción de fertilizantes y frigoríficos resultando relevante entre estas últimas el lavado de suelos fertilizados con sales de amonio. El Valor máximo en el DIGESTO del Río Uruguay para aguas destinadas a la conservación y desarrollo de la vida acuática, es de 0,02 mg/l, obteniéndose para este estudio valores de hasta 4,3 mg NH_4^+ /l en el sitio LV, producto de recibir la descarga de efluentes cloacales y domésticos sin tratar. Otros sitios donde se registraron altos valores fueron, BL y YCh.

- La DBO es un buen indicador del grado local de polución y se usa a menudo como parámetro de criterio de calidad de agua de los ríos.

El Comité Ejecutor del Plan de Gestión Ambiental y de Manejo de la Cuenca Hídrica Matanza-Riachuelo (CEMR 1997) establece como concentración límite de DBO 20 mg/l para la conservación de la vida acuática. De ello se desprende que los sitios que sobrepasan este valor límite fueron:

La mayoría de los sitios de muestreo del segundo bimestre (junio de 2018), excepto el sitio NB.

Los sitios LV, BL y YCh en el tercer muestreo (agosto 2018).

Los sitios YCh y BL, en el muestreo número cinco (diciembre 2018).

“ En general, del análisis de los parámetros fisicoquímicos, se observó que la mayoría de los valores de los mismos, aumentaban hacia los sitios LV, BL y YCh, sitios con alto grado de perturbación antrópica, donde además se detectaron descargas de efluentes varios y mortandad de peces. Los valores, luego, comenzaban a disminuir hacia el sitio Puerto Yeruá, indicando una autodepuración del río hacia este punto de muestreo”.

Del análisis de los **Plaguicidas Organoclorados** se obtuvo

- M-2: el sitio que presentó mayor número de plaguicidas fue Puerto Yeruá (PY). De los cuales, *Transclordano p,p'- DDD* y *p, p'- DDT* fueron los de los mayores niveles.

- M-3: se encuentran presente la mayoría de los plaguicidas en todos los sitios muestreados y con mayores niveles respecto a los evaluados en el M-2. El *endosulfan* es el de mayores niveles en todos los sitios, principalmente en PY y en segundo orden, el *p, p'- DDD* y *p, p'- DDT*. El sitio con menor presencia de plaguicidas fue NB.

- M-4: el sitio NB fue el de mayor presencia de plaguicidas. Se registraron elevados niveles de *p, p'- DDT* en todos los sitios, con un rango de valores de 4100 a 35000 ng/l aproximadamente, correspondiendo su máximo al sitio SC.

- M-5: en todos los sitios se encuentran presentes un gran número de los plaguicidas analizados, siendo NB y PY los sitios con menor presencia de analitos. El *p, p'- DDT* se encuentra en todos los sitios de muestreo con niveles muy elevados, si bien estos son de menor magnitud que en el M-4. El sitio TA es el que manifiesta el mayor nivel de este plaguicida.

- M-6: Se encontraron presentes la mayoría de los plaguicidas en todos los sitios, pero los niveles en general son menores que en los muestreos M-5, M-4, y M-3.

“Si bien los plaguicidas estuvieron presentes a lo largo de todo el ciclo anual, sus niveles llegaron a un máximo en M-4 (octubre), alcanzando los 30000 ng/..

Los plaguicidas detectados excedieron los niveles guía de la legislación para la calidad de agua, en la mayoría de los sitios de muestreo a lo largo del ciclo anual.

No existió una relación clara entre Precipitaciones y Plaguicidas, ya que los niveles del Río Uruguay, en este tramo, están controlados por la carga y descarga de la Represa Salto Grande”.

- Del análisis de Componentes Principales (PCA), se puede concluir que:

La contaminación en los siguientes sitios de muestreo se encuentra caracterizada por:

SC (San Carlos): transclordano, heptacloro epóxido, endrin, aldrin y DDT's.
LS (Los Sauces), MC (Manzores Caballada) y NB (Nebel): endosulfan, dieldrin y HCH's.

En lo que respecta al **análisis biológico** de las muestras de agua de los diferentes sitios de muestreo a lo largo del ciclo anual, se pudo observar que:

- Se registró una floración estival de *Microcystis aeruginosa* en la mayoría de los sitios de muestreo.
- Se identificaron un total de 285 taxones infragenéricos de diatomeas. El M-2 fue el que presentó mayor riqueza específica (170 taxa). El M-6 (Marzo 2019), fue el bimestre con menor riqueza específica (101 especies).

- Los géneros *Nitzschia*, *Navicula* y *Gomphonema* fueron los que presentaron mayor número de especies.

- Las especies de diatomeas más frecuentes en los diferentes muestreos fueron: *Capartograma crucicula*, *Placoneis abundans*, *Geissleria punctifera*, *Fallacia monoculata*, *Geissleria neosubtropica*, *Navicula rostellata* y *Luticula simplex*.

- Se pudo comprobar que las diatomeas son excelentes bioindicadoras de la calidad del agua, para este tramo del Río Uruguay:

En M-1, M-2 y M-3 predominaron diatomeas muy tolerantes a un alto grado de polución (BCG 4 y 5), principalmente en los sitios LV, BL y YCh. Lo cual se pudo correlacionar y comprobar con los elevados valores de Fósforo reactivo Soluble, Amonio y DBO en estos sitios.

En M-4, la mayoría de los sitios registró una menor abundancia de diatomeas, y se identificaron diatomeas tolerantes a contaminación (BCG 4) coexistiendo con diatomeas menos tolerantes, o más sensibles (BCG 3). Esto concuerda con los bajos valores de DBO, Amonio, Fósforo y parámetros fisicoquímicos, respecto a los bimestres anteriores.

En M-5, al igual que en los primeros 3 muestreos, hubo predominancia de diatomeas tolerantes a un grado de alta polución (BCG 4, 5). Estos taxones estuvieron representados en casi todos los sitios de muestreo, principalmente en La Verde, Benito Lejeren y Yuquerí Chico. No estuvieron presentes en el sitio San Carlos, de lo cual se puede inferir que es el sitio que presentó mejor calidad de agua.

El M-6 fue el que presentó la menor abundancia de diatomeas. Al igual que en el muestreo anterior, se registraron especies de diatomeas sensibles y existió ausencia de las especies más tolerantes a la polución en el sitio SC, por lo que se puede inferir que este sitio registró una buena calidad del agua.

- Respecto a la aplicación del Índice de Diatomeas Pampeano y a los resultados obtenidos, podemos reconocer que el mismo, resultó apropiado para la evaluación de la calidad de agua en este tramo del Río Uruguay. Sin embargo, en algunas estaciones de muestreo se encontró dominancia de especies que no cuentan con un valor asignado de IDP, por lo tanto, surgió la idea de introducir ajustes locales y de elaborar un nuevo índice para esta zona.

Ningún sitio del tramo estudiado presentó calidad de agua muy buena, lo cual indica que todos los sitios estudiados tuvieron al menos, algún tipo de disturbio antrópico. Esto fue corroborado con los resultados de los análisis fisicoquímicos y de DBO.

- Respecto a la aplicación del Índice de Diatomeas Pampeano, y a los resultados obtenidos, podemos reconocer que el mismo, resultó apropiado para la evaluación de la calidad de agua en este tramo del Río Uruguay. Sin embargo, en algunas estaciones de muestreo se encontró dominancia de especies que no cuentan con un valor asignado de IDP, por lo tanto, surgió la idea de introducir ajustes locales y de elaborar, a futuro, un nuevo índice para esta zona.

De acuerdo a los resultados de la aplicación del IDP, los sitios, a lo largo del año, presentaron una calidad de agua buena a muy mala, con polución y eutrofización que iba de leve a muy fuerte. Esto lo pudimos demostrar con la presencia de diatomeas sensibles que coexistían con algunas especies to-

lerantes, en sitios con valores moderados de DBO, Amonio y Fósforo Reactivo Soluble, y por otro lado, sitios dominados por especies de diatomeas muy tolerantes a la contaminación, en donde se registraron los valores mas elevados de estos parámetros. A su vez, esto, está fuertemente relacionado a la elevada densidad poblacional y a la gran actividad agroindustrial de la zona, en los sitios mas afectados.

Los puntos mas contaminados, con los máximos valores de IDP, resultaron MC, YCh, BL y LV, presentando una calidad de agua mala a muy mala, con polución y eutrofización muy fuerte, altas concentraciones de Materia Orgánica, predominio de procesos reductivos y presencia de productos industriales. Estas zonas presentaron un impacto antrópico muy fuerte con actividad industrial intensiva y elevada densidad poblacional.

>2-3	Mala	●	Polución y eutrofización fuerte, presencia de materia orgánica parcialmente degradada, nitritos, amonio y aminoácidos.	Fuerte: agricultura intensiva y ganadería, actividad industrial y densidad poblacional	MC: 2,20 YCh: 2,24 BL: 2,27 LV: 3,10
>3-4	Muy mala	●	Polución y eutrofización muy fuerte, altas concentraciones de materia orgánica, predominio de procesos reductivos y presencia de productos industriales.	Muy fuerte: actividad industrial intensiva y gran densidad poblacional	

Los sitios NB y SC, registraron valores de IDP que los ubicó en la categoría de agua “aceptable, con polución y eutrofización moderada, altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica.

>1,5-2	Aceptable	●	Polución y eutrofización moderada: altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica.	Moderado: actividad industrial y/o ganadería intensiva	LS: 1,38 NB: 1,96
--------	-----------	---	--	--	------------------------------------

Los sitios TA, LB, SC, LS y PY registraron una calidad de agua buena, según el valor de IDP, con polución y eutrofización leve, bajos niveles de nutrientes y materia orgánica.

>0,5-1,5	Buena	●	Polución y eutrofización leve, bajos niveles de nutrientes y materia orgánica.	Leve: ganadería extensiva y agricultura	TA: 0,6 LB: 1,28 SC: 0,83 PY: 1
----------	-------	---	--	---	--

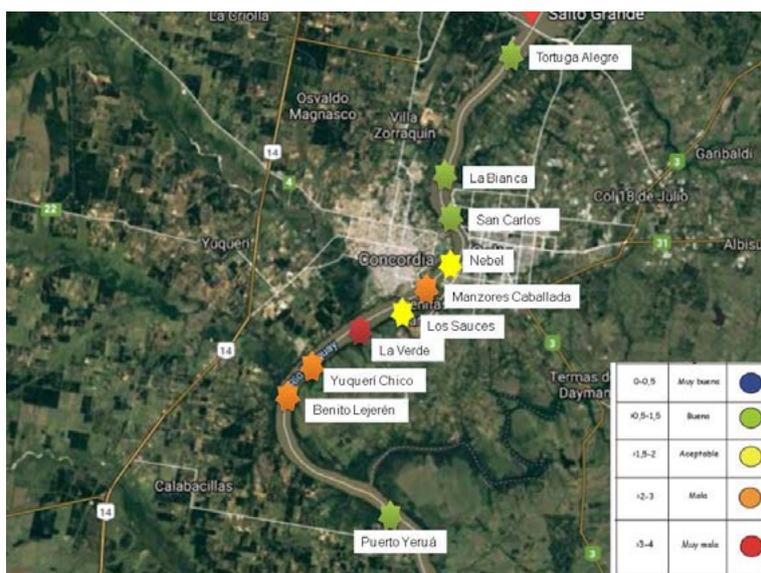


Fig. 22.- Área de estudio y calidad de agua de los sitios de muestreo de acuerdo al valor del Índice de Diatomeas Pampeano

Bibliografía

- ALBA-TERCEDOR, J. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell. *Limnética*. 4: 51-56.
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. - Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Diaz de Santos, S. A. Madrid. Ed. 17.
- APHA. (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters, 20th Ed. American Public Health Association, the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF).
- BATTARBEE, R. W. 1986. Diatom analysis. Handbook of Holocene Palaeoecology and palaeohydrology. Ed. WILEY : 527-570
- BOULAY, A. M.; HOEKSTRA A.Y. & S. VIONNET. (2013). Complementarities of Water-Focused Life Cycle Assessment and Water Footprint Assessment. *Environmental Science and Technology*, 47:11923-11927.
- CHALAR, G.; DE LEON, L.; DE LEON, R.; FABIAN, D. & J. GORGA. 1993. Evaluación de la eutrofización del Embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros fisicoquímicos y biológicos. Universidad de la República – Comisión Técnica Mixta de Salto Grande. Montevideo, 125 pg.
- CHALAR, G.. (2006). Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: Embalse Salto Grande (Argentina – Uruguay). *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*, 87-101.
- CLARK, P. (2014). Water shortages more pressing than climate change, warns Nestlé head. *Financial Times*, p. 1, July 15 2014.
- CTM. (1988). Informe final del proyecto; estudio sobre plaguicidas en el embalse de Salto Grande, período 1987. Buenos Aires; INCYTH/CTM.
- DAVIES, S.P. & S.K. JACKSON. 2006. The Biological Condition Gradient: A descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications* 16: 1251 - 1266.
- DELGADO, L. F.; CHARLES, P.; GLUCINA, K. & C. MORLAY. 2012. The removal of endocrine disrupting compounds, pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon - A review. *Science of the Total Environment*. 435-436, 509-525
- DMA. 2000. Directiva Marco del Agua del Parlamento Europeo. Directiva 2000/60/CE.
- DUFFAU, B.; ROJAS, F.; GUERRERO, I.; ROA, L.; RODRIGUEZ, L.; SOTO, M.; AGUILERA, M. & S. SANDOVAL. (2010). *Validación de métodos y determinación de la incertidumbre de la medición: "Aspectos generales sobre la validación de métodos"*. Instituto de Salud Pública. www.ispch.cl/sites/default/files/documento_tecnico/2010/12.
- GEMS. 1987. Global Environmental Monitoring System- GEMS/Water Operational Guide - ETS/78.8/Rev.1. World Health Organization, Geneva.
- GÓMEZ, N. 1998 b. Use of epilithic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-
- GOMEZ, N. & M. LICURSI. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 35: 173-181.
- GOMEZ, N.; LICURSI, M. & J. COCHERO. 2009. Seasonal and spatial distribution of the microbenthic communities of the Rio de la Plata estuary (Argentina) and posible environmental controls. *Marine Pollution Bulletin*. 58: 878-887.
- GONZALEZ, M.; DÍAZ DE PASCUAL, A.; TORRES LEZAMA, E. & E. GARNICA OLMOS. 1994. Una Aplicación del Análisis de Componentes Principales en el Área Educativa. Facultad de Ciencias Económicas y Sociales. Instituto de Investigaciones Económicas y Sociales. *Economía*, 9: 55-72.
- GERRITSEN, J. 2008. *The Biological Condition Gradient: Model development and calibration. Prepared for U.S. EPA Office of Science and Technology*. Tetra Tech, Inc., Owings Mills, MD.

- HASLE, G. R. & A. FRIXEL. 1970. Diatoms: Cleaning and mounting for light and electron microscopy. *Trans. Micr. Soc.* 89 (4): 469-474.
- IBARRA CECENA, M. G. & D. CORRALES VEGA. 2011. Agricultural chemicals and its impact on the quality of water resources: the case of the Valley of Carrizo, Sinaloa, Mexico. *AQUA mundi, Am.* 4037, 157: 162.
- INFOCIVICA 2005. Defensa del medioambiente. <http://www.infocivica.org>
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1988. *Bacillariophyceae 2. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae 2/2*. G. Fischer, Stuttgart. 596 pp..
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1991a. *Bacillariophyceae 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. 2/3*. G. Fisher, Stuttgart. NY.. 576 pp..
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1991b. *Bacillariophyceae 4. Achnanthaceae. /4*. G. Fischer, Stuttgart. New York. 437 pp.
- KRAMMER, K. 2002. *Diatoms of Europe*. A.R.G. Gantner Verlag K.G.. 584 pp..
- LANGE-BERTALOT, H. 1979. Pollution and tolerance of diatoms as criterion of water quality estimation. *Nova Hedw.*, 64: 285-304.
- LANGE-BERTALOT, H.. 2001. *Diatoms of Europe*. Vol. 2. A.R.G. Gantner Verlag. K.G.. 526 pp..
- LEE, R. E.. 2008. *Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- LEY NACIONAL 25.675. 2002. Ley general del ambiente.
- LEY NACIONAL 25.688. 2002. Régimen de gestión ambiental de aguas.
- LEY NACIONAL 26.168. 2006. Ley de la Cuenca Matanza Riachuelo.
- 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. *Biología Acuática*. 21: 31-49.
- LOWE, R. & G. D. LALIBERTE. 1996. Benthic stream algae: distribution and structure. In: HAUER, R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). *Stream Ecology*. Academic Press, California. 669 pp..
- MALLEY, D. F.; MC CLURE, C.; MARTIN, P. D.; FIRLOTTE, N., GOLDSBOROUGH, G. & M. SHEPPARD. 2002. Evaluation of Near-infrared Spectroscopy as a Rapid Method for Estimating the Carbon Stored per Unit Area in a Wetland. Winnipeg: PDK Projects, Inc.
- MARTINEZ DE FABRICIUS, A. L.; N. MAIDANA; GOMEZ, N. & S. SABATER. 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Arg.). *Biod Conserv.* 12: 2443-2454.
- MC CORMICK, P. & J. CAIRNS JR.. 1994. Algae as indicators of environmental change. *J. Appl. Phycol.* 6: 509-526.
- MARTINEZ DE FABRICIUS, A. L.; NOVOA, M. D.; HUBER., M. P. & M. SOSA. 2014. Phytoplankton from the peri-pampean hills: Córdoba system. *Advanc. Limnol.* 65: 185-198.
- METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H. & F. GARCÍA RODRIGUEZ. 2005. *Diatoms of Uruguay*. A.R.G. Gantner Verlag K.G.. 736 pp..
- METZELTIN, D. & H. LANGE-BERTALOT. 2007. *Tropical Diatoms of South America II*. A.R.G. Gantner Verlag K.G.. 810pp..
- PELUSO, L.; ABELANDO, M.; APARTIN, C. D.; ALMADA, P. & A. E. RONCO. 2013. Integrated ecotoxicological assessment of bottom sediments from the Paraná basin, Argentina. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 98: 179-186.
- POTAPOVA, M. & D. F. CHARLES. 2003. Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*. 48 (2): 1311-1328.
- RAP-AL Uruguay. (2010). Red de Acción en Plaguicidas y sus alternativas para America Latina. Contaminación y eutrofización del agua. Impactos del modelo de agricultura industrial. ISBN: 978-9974-8029-7-1.

- ROSENBERG, D. M.; REYNOLDS, T. B.; DAY, K. E. & V. H. RESH. 1998. Role of abiotic factors in structuring benthic invertebrate communities in freshwater ecosystems. In C. G. Ingersoll, T. Dillon & G. R. Biddinger (eds.). *Ecological Risk Assessment of Contaminated Sediments, chapter 10*. FL, USA: SETAC Press, Pensacola. pp. 135-155.
- SABATER, S.; F. SABATER & J. ARMENGOL. 1993. Ecología de ríos Mediterráneos. *Invest. Y Cienc.* 203: 72-79.
- SPRAGUE L. A. & L. H. NOWELL. 2008. Comparison of pesticide concentrations in streams at low flow in six metropolitan areas of the United States. *Environ. Toxicol. Chem.* 27: 288-298.
- STEVENSON, R. J. & L. BAHL. 1999. Periphyton protocols EPA 841-B-99-002. In: BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. & J. B. STRIBLING (Eds.). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second ed. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C., 326 pp..
- STEVENSON, R. J. & Y. PAN. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: STOERMER, E. F. & J. P. SMOL (Eds.). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, 469 pp.
- TELL, G. 1985. Catálogo de las algas de agua dulce de la República Argentina. *Bibl. Phicologica.* 70: 1-283.
- TOLIVIA, A. A.; KUNDT, M. S. & A. IGLICKI. 2009. Utilización de microalgas bentónicas para la evaluación ecológica de cuerpos de agua. *Environmental Sciences.* 54: 1-10.
- TUNDISI, J. G. & T. MATSUMURA-TUNDISI. 2008. *Limnología*. São Paulo: Câmara Brasileira do Livro.
- VAN DAM, H.; MERTENS, A. & J. SINKELDAM. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology.* 28 (1): 117-133.
- WEF - WORLD ECONOMIC FORUM. 2014. *Global Risks 2014. Ninth Edition*.
- WHITTON, B. A.; ROTT, E. & G. FRIEDRICH. Eds. 1991. *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Univ. Innsbruck, Publ. 193 pp.

Indicadores de Producción

Publicaciones con referato

Se hace una referencia a una publicación en 2019 pero no se encuentra la información completa.

IMPACTO DE TRANSFERENCIA

Descripción	Fs.
Julio 2018.- Nota difusión Proyecto PID UNER N° 8098 para UNERNoticias	
Julio 2018.- Nota sobre difusión para todo Entre Ríos del Proyecto PID UNER N° 8098 Diario el Heraldito	
NOTA: Deberá adjuntar, si lo hubiere, elementos que aporten una medida del impacto en la sociedad. Ej.: N° de publicación y edición	

DESARROLLO TECNOLÓGICO TRANSFERIDO

Descripción	Fs.
Mayo 2019.- Transferencia de resultados de PID UNER N° 8098 a Secretaría de Obras Públicas-Municipalidad de Concordia	
Mayo 2019.- Transferencia de resultados de PID UNER N° 8098 a Comisión Administradora para el Fondo Especial de Salto Grande (CAFESG)	
NOTA: Deberá adjuntar la documentación que lo acredite	

SERVICIOS ESPECIALIZADOS Y ASISTENCIA TÉCNICA A TERCEROS

Descripción	Fs.
- ANEXO 2: Listado de servicios a terceros realizados por los integrantes del proyecto PID UNER N° 8098 en el segundo año del proyecto.	
NOTA: Deberá describir el tipo de actividad realizadas y adjuntar comprobantes que lo acrediten – convenios – fotocopias de facturas)	

CURSOS DE POSGRADO REALIZADOS

Nombre del Curso	Fs.
Noviembre 2019.- Dr. Martín Novoa, Asistente al “IV Workshop/Taller Internacional de Microscopía Óptica Avanzada”. FACULTAD DE INGENIERIA. UNER.	
Junio 2019.- Dr. Martín Novoa, Asistente con aprobación al Curso: “Primeros auxilios, ¿Cómo actuar ante una emergencia?”. UNER	1
Junio 2019.- Dr. Martín Novoa, Asistente con aprobación al Curso: “Riesgos generales. Normativa vigente en prevención de accidentes y enfermedades profesionales. UNER	1
NOTA: Consignar los cursos realizados durante el período de la investigación.	

ACTIVIDADES DE EXTENSIÓN REALIZADAS

Novoa.Descripción
2019.- “Reconocimiento a la Actividad de Extensión Taller de Tango Santa Milonguita 2019 UNER” FACULTAD DE CIENCIAS DE LA ALIMENTACION; UNIVERSIDAD NACIONAL DE ENTRE RIOS. Director Dr. Martín Novoa.
2019.- “Reconocimiento a la Actividad de Extensión Taller de Tango Santa Milonguita 2018 UNER” FACULTAD DE CIENCIAS DE LA ALIMENTACION; UNIVERSIDAD NACIONAL DE ENTRE RIOS. Director Dr. Martín
2019.- Dr. Martín Novoa, Disertante.”XVII Semana Nacional de la Ciencia y la Tecnología”
2019.- Dr. Martín Novoa Disertante: “IV Feria Internacional de Ambiente- Eco Ciencias
2019.- Dr. Martín Novoa Disertante: “Ciclo de pasantías en el marco del Régimen General de Pasantías del Nivel de Educación Secundaria”
05/2019 - 12/2019 “Taller de Tango Salón, Milonga y Vals “Santa Milonguita” FACULTAD DE CIENCIAS DE LA ALIMENTACION; UNIVERSIDAD NACIONAL DE ENTRE RIOS. Director Dr. Martín Novoa.
2019.- Dr. Martín Novoa Conferencista: “Día Mundial del Agua- La respuesta está en la naturaleza”
05/2018 - 11/2018 “Acción de extensión Taller de Tango Salón, Milonga y Vals “Santa Milonguita”- FACULTAD DE CIENCIAS DE LA ALIMENTACION; UNIVERSIDAD NACIONAL DE ENTRE RIOS. Director Dr. Martín Novoa.
NOTA: Realizar una somera descripción, indicando lugar e institución donde fue realizada. Deberá adjuntar la documentación que lo acredite.

Evaluación de CyT

Descripción
2019.- Dr. Martín Novoa Jurado de concursos docentes FACULTAD DE CIENCIAS DE LA ALIMENTACION; UNIVERSIDAD NACIONAL DE ENTRE RIOS. Rol: Evaluador/a para concurso para dos cargos de de Profesor de Nivel Medio en la asignatura "Química" de Cuarto Año de la Escuela Secundaria de la Facultad.
2019.- Dr. Martín Novoa Jurado de concursos docentes. FACULTAD DE CIENCIAS DE LA ALIMENTACION; UNIVERSIDAD NACIONAL DE ENTRE RIOS. Rol: Evaluador/a para concurso para dos cargos de de Profesor de Nivel Medio en la asignatura "Química General / Inorgánica" de Cuarto Año de la Escuela Secundaria de la Facultad
2019.- Dr. Martín Novoa Jurado de concursos docentes. FACULTAD DE CIENCIAS DE LA ALIMENTACION; UNIVERSIDAD NACIONAL DE ENTRE RIOS Rol: Evaluador/a para concurso cargo de Auxiliar de Docencia Alumno con Dedicación Simple en la asignatura "Técnicas Instrumentales de Análisis

CURSOS DE POSGRADO REALIZADOS

Nombre del Curso	Fs.
2019.- Dra. Ivana Alberini, aprueba curso: Proyecto Educativo de la CNEA. UNR	
2019.- Dra. Ivana Alberini, aprueba curso: Moodle con fines didácticos. UNER	
2019.- Dra. Ivana Alberini, aprueba curso: Primeros auxilios. UNER	1
2019.- Dra. Ivana Alberini, aprueba curso: Riesgos específicos, riesgos en laboratorio. Uso de extintor. UNER.	
2019.- Dra. Ivana Alberini, Asistente a la XXI Educación Nacional en Educación en Física.	
UNR.	
2019.- Ing. Fabricio Raviol, aprueba curso: Riesgos específicos, riesgos en laboratorio. Uso de extintor. UNER.	
2019.- Ing. Fabricio Raviol, aprueba curso: Riesgos generales. Normativa vigente en prevención de accidentes y enfermedades profesionales. UNER.	
2019.- Ing. Fabricio Raviol Asistente "Día Mundial del agua, la respuesta está en la naturaleza. Centro de Convenciones de Concordia.	
2019.- Ing. Fernando Parma, aprueba curso: Moodle con fines didácticos. UNER	
2019.- Ing. Gladys Subovich, aprueba curso: uso y gestión avanzada del aula virtual en Moodle. UNER	
2018.- Ing. Fernando Parma, aprueba curso B-Learning-Interpretacion FSSC 22000 (v.4.1). Bs. As.	
2018.- Ing. Belén Medina aprueba curso Estadística Aplicada. CTM	
2018.- Dr. Martín Munitz aprueba curso Estadística Aplicada. CTM	
2018.- Dra. Ivana Alberini asistente Jornadas CARU. Paysandú.	
2018.- Ing. Belén Medina asistente Jornadas CARU. Paysandú.	
2018.- Dra. Ivana Alberini aprueba curso de escritura científica en LATEX. Fac. Cs. de la Alimentación.	
2018.- Ing. Fabricio Raviol, asistente al taller de "formulación de Proyectos de Extensión".	
NOTA: Consignar los cursos realizados durante el periodo de la investigación.	

PID 8098

Denominación del Proyecto

Calidad de agua en el Río Uruguay en el tramo Tortuga Alegre-Puerto Yerúa utilizando bioindicadores (Diatomeas)

Director

Martín D. Novoa

Codirector

Fabrizio H. Raviol

Unidad de Ejecución

Facultad de Ciencias de la Alimentación- UNER

Dependencia

Laboratorio de investigación de Residuos en Alimentos-LIRA

Área o disciplina científica

Área Química/ Biología

Convenios o instituciones intervinientes

(COMPLETAR esto ya que se hace mención a instituciones como CASFEG y a la labor de equipo de la UBA)

Contacto

martin.novoa@uner.edu.ar

Integrantes del proyecto

Integrantes docentes: Munitz, Martín S.; Parma, Fernando A.; Subovich, Gladys E.; Visciglio, Silvia (baja: 01/03/19, motivo: jubilación); Montti, María I. T. (baja 01/07/19, motivo: jubilación). Sinner, Paola (baja 30/11/17). Williman, Celia y Medina, Belén: Fecha de baja 01/03/19
Investigadoras externas: Alberin, Ivana C.; Carlier, Evelin. Colaboradora: Nora I. Maidana, (UBA).
Fecha de alta: 22/08/18

Becarios

Marcela Diaz Velez (becaria PID) Fecha de inicio 01/11/17 Fecha de finalización: 31/12/19
Lucas Page: Fecha de inicio 01/04/18 Fecha de finalización 31/03/19

Fechas de iniciación y de finalización efectivas

29/08/2017 y 28/02/2020

Aprobación del Informe Final por Resolución C.S. N°474/20 (16/12/2020)