

ISSN 1688-3691 | ISSN 1688-6593 [en línea]

Número 10  
Enero - diciembre 2015

# INNOTEC

REVISTA DEL LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

**Gestión de recursos hídricos en Uruguay: estado actual y perspectivas**







---

INNOTEC (ISSN1688-3691 / ISSN 1688-6593 [en línea] es una revista científica arbitrada editada por el Laboratorio Tecnológico del Uruguay.

### Equipo editorial

#### Dirección

Dr. Jorge Silveira, Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Uruguay

#### Consejo editorial

MBA. Ing. Mariela De Giuda, Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Gerencia de Tecnología y Gestión, Uruguay

Dr. Andrés Dieste, Universidad de la República (UdelaR), Facultad de Ingeniería, Instituto de Ingeniería Química, Uruguay

Dr. Gustavo Domínguez, Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Gerencia de Investigación, Desarrollo e Innovación, Uruguay

Dra. Gabriela Eguren, Universidad de la República (UdelaR), Facultad de Ciencias, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Uruguay

Dr. Tomás López, Universidad de la República (UdelaR), Facultad de Química, Departamento de Alimentos, Uruguay

Dra. Laura Moya Silva, Universidad ORT Uruguay, Facultad de Arquitectura, Uruguay

MSc. Daniel Volpe, Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Gerencia de Análisis, Ensayo y Metrología, Uruguay

#### Edición

Lic. Marina Barrientos, Edición revistas INNOTEC, Centro de Información Técnica, Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Uruguay

#### Administración de OJS y soporte técnico

Lic. Lorena Fiori, Centro de Información Técnica, Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), Uruguay

#### Diseño

Manosanta Desarrollo Editorial  
<http://manosanta.com.uy>

### Acerca de INNOTEC

INNOTEC es una revista científica arbitrada en modalidad doble ciego, editada anualmente en Montevideo, Uruguay, por el Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) por medio de su Centro de Información Técnica, en formato papel y en versión digital en Open Journal Systems (<http://ojs.latu.org.uy>).

La transferencia de conocimiento y el intercambio con la comunidad son objetivos prioritarios de nuestra publicación, que reúne trabajos originales con un enfoque de rigor y calidad teórica y metodológica con el fin de contribuir a la producción sistemática de nuevo conocimiento científico tecnológico.

La revista está dirigida a investigadores, académicos, tecnólogos y estudiantes vinculados a los campos temáticos que aborda y que se corresponden a las áreas estratégicas de investigación del LATU y del país.

INNOTEC se encuentra indexada en las siguientes bases de datos: Latindex, Google Académico, Fuente Académica Premier de EBSCOhost y DOAJ.



La distribución de INNOTEC es gratuita. La colección completa se puede consultar en línea en <http://ojs.latu.org.uy/index.php/INNOTEC/index>

La versión digital se distribuye bajo la modalidad de acceso abierto y los derechos autorales son protegidos por Creative Commons (CC) Atribución-NoComercial 3.0 Unported. Estas condiciones para la reproducción total o parcial de los artículos se aplican también en la versión impresa de la revista.

Los conceptos y opiniones vertidos en los artículos publicados y el uso que otros puedan hacer de ellos son de responsabilidad de sus autores.

### INNOTEC - NÚMERO 10 - Enero a diciembre 2015

ISSN 1688-3691

Título clave: INNOTEC

Título clave abreviado: Innotec

ISSN electrónico: 1688-6593

Título clave: INNOTEC (En línea)

Título clave abreviado: Innotec (En línea)

Centro de Información Técnica, LATU

Av. Italia 6201. Tel. (598) 2601 3724, ints. 1314 y 1350

[ditec@latu.org.uy](mailto:ditec@latu.org.uy)

<http://www.latu.org.uy>

<http://ojs.latu.org.uy>

## Política editorial LATU

La actividad editorial del Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) tiene como finalidad la difusión en la comunidad académica y profesional uruguaya de las investigaciones que apoyen el desarrollo de tecnologías y modelos de gestión que aporten valor a los procesos de innovación.

## Misión

Nuestra misión es la publicación de trabajos originales, con un enfoque de rigor y calidad teórica y metodológica, que contribuyan a la producción sistemática de nuevo conocimiento científico tecnológico y al fortalecimiento de la presencia uruguaya en redes regionales e internacionales. Es de interés del LATU consolidar el campo de la documentación científica a nivel local mediante la creación e innovación de productos editoriales.

## Los objetivos específicos son:

- Promover la publicación de investigaciones de excelencia en las áreas de conocimiento estratégicas del LATU, alineadas a su misión como impulsor del desarrollo sustentable del país y su inserción internacional a través de la innovación.
- Posicionar a los autores, técnicos y colaboradores en las plataformas electrónicas internacionales, estimulando su participación en el marco de un proceso de edición arbitrado por especialistas.
- Contribuir al desarrollo y transferencia de tecnologías de innovación orientadas a la mejora de procesos industriales, empresariales y sociales.
- Aportar y divulgar conocimiento científico de calidad a los técnicos, académicos, investigadores y a la sociedad en su conjunto, tanto para la efectiva transmisión de las experiencias como para el crecimiento profesional.

Invitamos a los autores interesados en publicar en INNOTECH a ingresar a nuestra página en la plataforma Open Journal Systems (<http://ojs.latu.org.uy>) o a contactarse con el Centro de Información Técnica del LATU a través del correo electrónico [ditec@latu.org.uy](mailto:ditec@latu.org.uy) para recibir instrucciones para el envío de artículos a nuestro proyecto editorial.

# SUMARIO

Prólogo a esta edición .....	5
Instrucciones a los autores .....	6
Índice de autores .....	83
Índice temático .....	84

## ARTÍCULOS

- 9 Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay**  
*Bonilla, Sylvia; Haakonsson, Signe; Somma, Andrea; Gravier, Ana; Britos, Anamar; Vidal, Leticia; De León, Lizet; Brena, Beatriz; Pérez, Macarena; Piccini, Claudia; Martínez de la Escalera, Gabriela; Chalar, Guillermo; González-Piana, Mauricio; Martigani, Fátima; Aubriot, Luis.*
- 23 Herramientas para el monitoreo y sistema de alerta de floraciones de cianobacterias nocivas: Río Uruguay y Río de la Plata**  
*Kruk, Carla; Piccini, Claudia; Segura, Angel; Nogueira, Lucía; Carballo, Carmela; Martínez de la Escalera, Gabriela; Calliari, Danilo; Ferrari, Graciela; Simoens, Macarena; Cea, Jacqueline; Alcántara, Ignacio; Vico, Paula; Míguez, Diana.*
- 40 Simulación hidrológica continua en la cuenca del río Cuareim con el modelo MGB-IPH**  
*Crisci, Magdalena; Chreties, Christian; Silveira, Luis.*
- 49 Sensibilidad de los bioensayos de *Cnesterodon decemmaculatus* y *Pimephales promelas* en una serie de muestras de efluentes y tóxicos de referencia**  
*Saona, Gustavo; Carnikian, Agustín; Spósito, Martín; Baklayan, Patricia; Espínola, Julio.*
- 56 Sistema de alerta temprana para previsión de avenidas en la ciudad de Durazno**  
*Silveira, Luis; Chreties, Christian; Crisci, Magdalena; Usera, Gabriel; Alonso, Jimena.*
- 64 Determinación de glifosato mediante inmunoensayo enzimático (ELISA) en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha y su entorno, Uruguay**  
*Nardo, Daniela; Evia, Gerardo; Castiglioni, Enrique; Egaña, Eduardo; Galietta, Giovanni; Laporta, Martín; Núñez Chichet, María Eugenia.*
- 71 Gestión integrada de recursos hídricos en el Uruguay en el contexto internacional**  
*Míguez, Diana.*



# Prólogo a esta edición especial

---

Un reciente informe de las Naciones Unidas expresa que «el agua es un recurso finito fundamental para el bienestar y solo es renovable si su gestión es adecuada. Si se gestiona de un modo eficiente, el agua juega un papel esencial para reforzar la resiliencia de los sistemas económicos, sociales y ambientales, ayudándoles a responder a cambios impredecibles». De acuerdo al mismo informe, la demanda de agua para sostener la actividad humana se reparte a nivel mundial en un 70%, 20% y 10% en la producción agrícola, industrial-energética y consumo doméstico, respectivamente.

La intensificación de la producción agropecuaria y el desarrollo de la cadena industrial que le agrega valor se encuentran entre los principales impulsores del crecimiento económico de Uruguay en los últimos años, y han posibilitado que, en poco más de una década, nuestro país pasara de producir alimentos para 9 millones de personas a producir alimentos para 28 millones. En el mismo período, como consecuencia de la instalación de grandes emprendimientos industriales, el sector forestal ha pasado a ser un importante dinamizador de la economía nacional.

Para sostener el ritmo de crecimiento se plantea la necesidad de intensificar aún más la producción, para lo cual se debe asegurar la disponibilidad adecuada de agua en cantidad y calidad. El modelo de producción a instrumentar es el de una intensificación sostenible, acompañado de una producción industrial que emplee el estado del arte de la tecnología de producción limpia.

El futuro desarrollo económico del país tiene que estar acompañado por estrategias y políticas, algunas ya instrumentadas y otras en estudio, que contribuyan a minimizar el impacto ambiental de la intensificación productiva. Si la intensificación es sostenible, el crecimiento no debe darse al mismo tiempo que se agotan irreversiblemente los recursos naturales, por ello vale recordar lo expresado por Naciones Unidas.

Garantizar el acceso a los recursos hídricos, tanto en calidad como en cantidad, se plantea como un desafío global; solo para dimensionar su magnitud, basta considerar que Naciones Unidas estima que el crecimiento de la demanda mundial de alimentos implicará en los próximos 35 años un incremento de 55% en la actual demanda global de agua dulce.

En 2004 Uruguay se convirtió en el primer país del mundo en declarar como derecho humano fundamental el acceso al agua potable y al saneamiento. En consonancia, el actual Gobierno Nacional ha otorgado la mayor prioridad a todas las acciones que aseguren un servicio de agua potable de alta calidad para toda la población. Esto implica asegurar las condiciones de potabilidad en el suministro y garantizar que presente adecuadas condiciones organolépticas.

Recientes episodios de proliferación de cianobacterias en algunas de las principales fuentes de agua dulce, empleadas para producir agua potable para buena parte de la población uruguaya, tuvieron por consecuencia la afectación momen-

tánea de la calidad organoléptica del agua potabilizada. Estas situaciones en la calidad de un servicio tan esencial pusieron en alerta a la población sobre la existencia de una afectación en el medio ambiente que merece suma atención.

Con fundado criterio, el Gobierno Nacional ha definido que a efectos de informar adecuadamente a la población y tomar las medidas más apropiadas a nivel gubernamental la temática debe ser abordada con entendimiento de los sistemas involucrados, riguroso fundamento científico y consideración de la normativa internacionalmente establecida por organismos competentes.

El LATU, como aliado técnico de las autoridades nacionales, tiene por cometido impulsar el desarrollo sustentable del país. Con ese objetivo ha desarrollado a lo largo de su existencia múltiples capacidades analíticas para la medición de parámetros ambientales de acuerdo a la normativa aplicable y con procesos reconocidos por medio de la acreditación internacional. Del mismo modo ha trabajado incesantemente en la identificación de nuevos procesos industriales para lograr mejores desempeños y realizar una producción más limpia. Todo esto le hace posible brindar servicios de alta calidad a entidades de gobierno y particulares, empleando el estado del arte de la técnica disponible a nivel mundial.

A medida que el LATU recorrió el camino que le permitió instrumentar estos valiosos servicios para el país, también sentó las bases para las que hoy son sus capacidades de investigación en cuidado del medio ambiente. Consciente de las crecientes demandas nacionales, esta línea ha sido definida como uno de los principales ejes estratégicos de su área de Investigación, Desarrollo e innovación.

En el marco de su compromiso de difundir el conocimiento científico producido en el país y sensible a la importancia que el tema planteado representa, el LATU decidió dedicar la décima edición de INNOTEC, que coincide con la celebración de sus primeros 50 años de vida, a publicar artículos científicos referidos a los distintos aspectos de la sostenibilidad del uso del agua en nuestro país.

Los artículos científicos incluidos en esta publicación, evaluados por un prestigioso conjunto de referentes al cual agradecemos enormemente su apoyo, son el resultado de trabajos de investigación de científicos y profesionales de nuestro país.

Convencidos de la importancia de contar con una publicación arbitrada nacional, nos hemos propuesto por medio de INNOTEC facilitar a los distintos actores de la sociedad el acceso al conocimiento sobre lo que están realizando los investigadores del país. Esto contribuye al conocimiento mutuo de los distintos equipos de la comunidad científica nacional y favorece el necesario abordaje multidisciplinario y el establecimiento de vínculos de cooperación entre instituciones y expertos.

**Ing. Fernando Fontán**  
Presidente del LATU

# Instrucciones a los autores para publicar en INNOTEC

## Ámbito de los artículos

INNOTEC publica artículos originales inéditos en campos temáticos que responden a las áreas estratégicas de investigación del LATU y del país.

Esta publicación anual recopila las investigaciones realizadas por técnicos del Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) y equipos de investigación de otras instituciones en el marco de proyectos y procesos de transferencia de conocimiento para el desarrollo de sistemas innovadores, productivos y de investigación.

Las publicaciones editadas por el Centro de Información Técnica son gestionadas en Open Journal Systems, software para la gestión del proceso editorial, desarrollado, soportado y libremente distribuido por el Public Knowledge Project bajo licencia pública general GNU.

El proceso de envío de artículos para la revista incluye los siguientes pasos:

- (a) Ingreso por parte del autor del artículo completo en el sistema utilizado por el Centro de Información Técnica para la edición de sus publicaciones en la web: <http://ojs.latu.org.uy>.
- (b) Por medio del sistema se notifica al autor la recepción del artículo y su eventual publicación. En este paso se consideran la originalidad del trabajo y se priorizan aquellos de áreas estratégicas y temáticas nacionales.
- (c) Una vez aprobado por el Consejo editorial de la revista, el artículo es enviado a proceso de arbitraje.
- (d) Se asignan los árbitros, quienes evaluarán el desarrollo específico del manuscrito, tanto en sus aspectos temáticos como metodológicos.
- (e) Devuelto el informe de arbitraje, el editor se comunica con el/los autor/es en respuesta de los comentarios que hace el evaluador del artículo. En caso de ser necesario habrá otras rondas de evaluación.
- (f) Se edita el artículo aplicando en el texto las normas del Manual de estilo del LATU y se envía la última versión diseñada al/los autor/es para su aprobación final.

Para poder incluir artículos completos, se debe considerar que estos no tengan derechos de autor otorgados a terceros a la fecha de envío y que no se hayan presentado a otras publicaciones simultáneamente.

Los artículos son publicados en papel y online. La versión digital se distribuye bajo la modalidad de acceso abierto y los derechos autorales son protegidos por Creative Commons (CC) Atribución-NoComercial 3.0 Unported. Al ingresar al sistema <http://ojs.latu.org.uy> los autores deberán aceptar la Nota de copyright en la que se asumen los términos de responsabilidad, se reconoce la licencia CC y se establece el compromiso a realizar la cita completa de la edición institucional de esta primera publicación del artículo en sus siguientes publicaciones –completas o parciales– efectuadas en cualquier otro medio de divulgación, impreso o electrónico.

Estas condiciones para la reproducción total o parcial de los artículos se aplican también en la versión impresa de la revista.

Los conceptos y opiniones vertidos en los artículos publicados y el uso que otros puedan hacer de ellos son de responsabilidad de sus autores. Esta responsabilidad se asume con la sola publicación del artículo enviado. El LATU se reserva el derecho de publicar aquellos artículos que responden a las áreas previstas por la organización y su Consejo editorial para cada edición y de realizar modificaciones que favorezcan la óptima presentación de los artículos en la revista.

## Proceso de revisión

El arbitraje de esta revista se realiza por pares y bajo modalidad doble ciego, por lo que autores y árbitros permanecen anónimos a lo largo de todo el proceso.

El arbitraje es el proceso de evaluación crítica especializada de un manuscrito por parte de pares idóneos que operan en el área temática que dicho texto desarrolla y que no forman parte del staff editorial. Los comentarios y recomendaciones de los árbitros son un insumo determinante para la aceptación o rechazo de un manuscrito en el proceso editorial de publicaciones técnicas del LATU, no obstante el equipo editor es responsable de la decisión final de publicación o rechazo de un artículo, y de la notificación al autor de contacto.

El comité técnico de arbitraje de INNOTEC es un cuerpo de especialistas técnicos seleccionados por su grado de especialización, prestigio académico y experiencia profesional y editorial. Nuestros árbitros cumplen la vital función de evaluar el desarrollo específico del contenido de las publicaciones, tanto en sus aspectos temáticos como metodológicos, guiados por un formulario de revisión que es presentado a los autores del artículo.

Los autores cuentan con un plazo de siete días para la devolución del artículo corregido según las recomendaciones de los árbitros.

## Normas de presentación y envío de los textos

Para que el artículo sea considerado para su publicación, debe cumplir con las siguientes normas de presentación. Ante cualquier consulta diríjase al correo electrónico de referencia [ditec@latu.org.uy](mailto:ditec@latu.org.uy).

Para el correcto envío de su artículo, siga las instrucciones que se indican en OJS. Recuerde completar todos los datos del artículo, entre ellos: título, autores, filiación, resumen y palabras clave.

Nota: Los nombres completos de los autores deberán ser incluidos en los metadatos en la forma en la que se solicitan en OJS pero omitidos en el documento Word del artículo, primera medida para asegurar la integridad de la revisión ciega.

## Definiciones:

**Autor.** Persona o colectividad responsable del contenido intelectual del documento.

**Título.** Refleja el contenido del texto con precisión, es neutro e informativo.

**Resumen.** Provee información específica. Sintetiza, anuncia y jerarquiza contenidos.

**Introducción.** Incluye antecedentes concretos y datos del proceso, enumeración de objetivos e importancia del tema.

**Materiales y Métodos.** Relato de los métodos y procedimientos que permitieron obtener los resultados presentados. Obtención del material, condiciones y metodología. Análisis estadísticos, programas.

**Resultados.** Presentación y expresión de los hallazgos en tablas, gráficos y/o figuras.

**Discusión y Conclusiones.** Síntesis de los avances y las contribuciones más relevantes de la investigación. En esta sección se discuten los resultados en el orden en el que fueron presentados. Asimismo, se define y diferencia claramente el aporte del trabajo en relación al conocimiento previo. Si procede, se mencionan posibles líneas futuras de investigación y de aplicación de los resultados.

**Reconocimientos.** Breve agradecimiento a quienes colaboraron en la producción del artículo y/o que permitieron el desarrollo de la investigación.

**Referencias.** Referencias al material bibliográfico consultado para la elaboración del artículo.

## Los artículos deben presentar:

**Título** del artículo en mayúsculas y minúsculas, en inglés y español.

**Nombre completo de todos los autores (solo en metadatos de OJS),** ingresados en orden decreciente según el grado de responsabilidad en el desarrollo del artículo, sin que medien jerarquías funcionales. Indicar la sección o departamento al que pertenecen y empresa de la que forman parte. Se debe señalar además el autor de contacto para las comunicaciones electrónicas subsiguientes.

**Resumen** en inglés y español, de 200 palabras máximo en su versión castellana.

**Palabras clave,** de dos a cinco, las cuales no deben repetir los términos ya utilizados en el título.

**Texto** de tres (3) a veinticinco (25) páginas de desarrollo (introducción, métodos, descripción de equipos, descripción de programas, desarrollo de teorías, resultados y discusión, conclusiones, referencias, tablas, figuras, gráficos e imágenes, (ver sección *Estilo y formato de citas y referencias* en este documento). El texto deberá ser presentado en fuente Arial 11, a espacio doble y con numeración de líneas, con títulos en mayúsculas y minúsculas y en formato .doc, de cualquier versión de Microsoft Word.

**Secciones.** Los títulos de sección (que señalan Introducción, Materiales y Métodos, Discusión, etc.) deben ser

escritos en mayúscula y minúsculas, estilo de fuente bold y centrados en el texto. Los subtítulos serán justificados a la izquierda, escritos en mayúscula y minúsculas, también en bold. Tanto la primera letra del título y la primera letra de los nombres propios deben ser escritas en mayúscula. Se debe dejar un espacio entre líneas antes y después de cada subtítulo.

**Fórmulas, figuras, tablas y gráficos.** Las figuras deben numerarse correlativamente en orden de aparición en el texto, y deben incluir un breve título explicativo en el margen inferior a las mismas. Si es necesario incluir fotos o imágenes, estas se deben designar como figuras, deben ser nítidas y enviadas en formato jpg (mínimo 300 px aseguran una buena calidad de impresión). Las tablas deben ser numeradas correlativamente y en forma independiente de las figuras, y cada entrada debe ocupar su propia celda. Las mismas se numeran según el orden de aparición en el texto, incluyendo un título explicativo en la parte inferior de la tabla. Evite utilizar líneas verticales, incluir más de dos tablas por carilla y dividir tablas en más de un folio o en forma perpendicular al texto. Recuerde que el texto presenta las tablas, no desarrolla su contenido, estas deben explicarse en sí mismas.

**Además de estar insertadas en el artículo, cada figura, gráfico y tabla debe ser remitida en su propio archivo como fichero complementario en OJS,** con la referencia numérica correspondiente. Los números y símbolos empleados no deben ser menores al tamaño usado en el resto del texto (Arial 11).

Por favor, evite las notas al pie en el desarrollo del artículo. Denominaciones en latín: Deben ir en cursiva.

## Estilo y formato de citas y referencias

### Ejemplos usuales de citas

*Registro de citas textuales*

(López, 1985, p.93)

(González y Rubio, 1990, pp.110-111)

(Johnson, et al., 1970, pp.25-26)

*Para más de una obra del mismo autor y año en citas textuales*

(Alonso, 1988a, p.126-128)

(Alonso, 1988b, p.84)

*Registro de cita ideológica o paráfrasis*

Amor (2000) analiza los motivos para comenzar un negocio en línea...

Si el motivo para comenzar un negocio en línea es sólo para imitar a la competencia, se puede considerar que dicha razón no es la estrategia adecuada (Amor, 2000).

(Pérez y González, 2005)

(Rodríguez, et al., 2011).

(Pérez, 2014a)

(Pérez, 2014b)

### Ejemplos usuales de referencias

#### Monografías (libros)

Apellidos(s), Nombre o Inicial, año de edición. Título del libro en cursiva. N° de edición. Lugar de edición: editorial.

(Serie; Nº). ISBN (Este último si se posee)  
Bobbio, Norberto, 1958. *Autobiografía*. Madrid: Taurus.  
ISBN: 84-306-0267-4.

Newman, R., Walter, C., 2008. *Barley for food and health: science, technology, and products*. Nueva York: John Wiley & Sons

#### **Revistas como un todo**

*Título de la publicación en cursiva*. Responsabilidad. Edición. Identificación del fascículo. Lugar de edición: editorial, fecha del primer volumen-fecha del último volumen. ISSN

*Boletín Económico*. Banco de España. 1998, (1). Madrid: Banco de España, Servicio de Publicaciones, 1979-. ISSN: 0210-3737

#### **Artículos de revistas**

Apellido(s), Nombre o Inicial, año. Título del artículo. En: *Título de la publicación seriada*, Volumen(Número), páginas.

Llosa, J., Smith, M., Moore, A. y Cave, K., 1998. Modulo scheduling with reduced register pressure. En: *IEEE Transactions on computers*, 47(6), pp.625-638.

Álvarez, Begoña, Ballina, F. Javier de la y Vázquez, Rodolfo, 2000. La reacción del consumidor ante las promociones. En: *MK Marketing + Ventas*, (143), pp.33-37

#### **Normas**

Entidad responsable de la norma (País de la entidad), año de publicación. No. o código de la norma: Título. Lugar de publicación: editorial abreviada.

Asociación Española de Normalización y Certificación (España), 2010. UNE 166000 EX, UNE 166001 EX, UNE 166002 EX: *Gestión de la I+D+I*. Madrid: AENOR.

Instituto Uruguayo de Normas Técnicas (Uruguay), 2000. UNIT-ISO 9001: *Sistemas de gestión de calidad - requisitos*. Montevideo: UNIT.

#### **Textos electrónicos, bases de datos y programas informáticos**

Responsabilidad principal, año. *Título* [tipo de soporte]. Edición. Lugar de publicación: editor, [fecha de consulta]. Descripción física. (Colección). Notas. Disponibilidad y acceso. Número normalizado

Rapp, A. O., Augusta, U. y Peek, R. D., 2001 *Facts and ideas of testing wood durability above ground* [En línea]. Hamburgo: BFH. [Consulta: 25 de setiembre de 2008]. Disponible en: <http://www.bfafh.de/inst4/43/pdf/3doublay.pdf>

#### **Patentes**

Mención de responsabilidad principal, Año de publicación del documento. *Denominación del elemento patentado*. Identificador del documento (país u oficina que lo registra). Clase internacional de documento de patente. Número.

Green, Daniel R., 2008. *Cereal flake with topical pieces*. United State Patent. 0101. D572,427.

Crosa, M. J., Harispe, R., Repiso, L., Silvera, C. y Wurtz, P, 2009. *Sistema que acelera el ingreso de solutos en alimentos porosos*. Uruguay. Dirección Nacional de la Propiedad Industrial. 31620.

# Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay

## Cyanobacteria and cyanotoxins in freshwaters of Uruguay

Bonilla, Sylvia <sup>(1)(2)</sup>, Haakonsson, Signe <sup>(1)(2)</sup>, Somma, Andrea <sup>(1)(2)</sup>, Gravier, Ana <sup>(3)</sup>, Britos, Anamar <sup>(3)</sup>, Vidal, Leticia <sup>(1)(3)</sup>, De León, Lizet <sup>(1)(4)</sup>, Brena, Beatriz, M. <sup>(1)(6)(7)</sup>, Pérez, Macarena <sup>(8)</sup>, Piccini, Claudia <sup>(1)(5)</sup>, Martínez de la Escalera, Gabriela <sup>(5)</sup>, Chalar, Guillermo <sup>(2)</sup>, González-Piana, Mauricio <sup>(2)</sup>, Martigani, Fátima <sup>(1)(2)</sup>, Aubriot, Luis <sup>(1)(2)</sup>

<sup>(1)</sup> Grupo de Fisiología y Ecología de Fitoplancton – <sup>(2)</sup> Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República – <sup>(3)</sup> Área Hidrobiología de la Gerencia de Gestión de Laboratorios, Obras Sanitarias del Estado, OSE – <sup>(4)</sup> Dirección Nacional de Medio Ambiente, División Calidad Ambiental, Departamento de Evaluación Ambiental Integrada, MVOTMA –

<sup>(5)</sup> Departamento de Microbiología, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable, IIBCE – <sup>(6)</sup> Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental, Intendencia de Montevideo, IM – <sup>(7)</sup> Cátedra de Bioquímica, Facultad de Química, Universidad de la República – <sup>(8)</sup> Cátedra de Inmunología, Facultad de Química, Universidad de la República.

Contacto: sylvia.e.bonilla@gmail.com

RECIBIDO: 30/1/2015 – APROBADO: 1/10/2015

### Resumen

Las floraciones de cianobacterias en cuerpos de agua dulce constituyen un problema mundial, asociado a la eutrofización (enriquecimiento de nutrientes) y cambios hidrológicos de los ecosistemas. En este estudio se generó una base de datos históricos ( $n = 3061$  para 64 ecosistemas, de 1980 a 2014), elaborada por un grupo de trabajo interinstitucional (OSE, DINAMA, IM, Universidad de la República e IIBCE), y se analizó la distribución de cianobacterias planctónicas y de cianotoxinas (microcistina, saxitoxina y cilindrospermopsina) en Uruguay. Los valores de clorofila *a* y nutrientes totales indicaron procesos de eutrofización en diversos ecosistemas. En dos mapas georreferenciados se visualiza la distribución de cianobacterias en el país, según indicadores cuantitativos globales, y de la microcistina (cianotoxina más frecuente). En estos mapas se destacan los embalses (Río Uruguay y Río Negro) y las playas del Río de la Plata como las zonas de mayor riesgo de exposición a cianobacterias según las categorías de la Organización Mundial de la Salud para aguas recreacionales. Además, se analizaron muestras de floraciones (espuma) y se cuantificó  $20 \text{ mg L}^{-1}$  de microcistinas totales y la presencia de genes que sugieren diferentes variedades de microcistinas. Se generó información básica que podrá ser útil para programas de monitoreo nacionales e investigación.

**Palabras clave:** Calidad de agua, fitoplancton, eutrofización, floraciones, toxicidad, monitoreo ambiental.

### Abstract

Cyanobacterial blooms are a worldwide environmental problem. This phenomenon is typically associated with eutrophication (nutrient enrichment) and changes in hydrology. In this study we analysed the distribution of planktonic cyanobacteria in Uruguay and their toxins (microcystin, saxitoxin and cylindrospermopsin), working with a interagency team (OSE, DINAMA, IM, University of the Republic and IIBCE). A historical data base ( $n = 3061$  for 64 ecosystems, years 1980-2014) was generated. Differences between lotic and lentic ecosystems were found in terms of chlorophyll *a* and nutrient concentrations, usually indicating eutrophication. Two geo-referenced maps for the country were generated with cyanobacteria biomass indicators and the most relevant toxin (microcystin), according to risk levels suggested by the World Health Organization for recreational waters. The areas of greatest risk of exposure were the reservoirs of large rivers (Uruguay and Río Negro) and Río de la Plata beaches. In the second part of the study, up to  $20 \text{ mg L}^{-1}$  of microcystin was quantified in bloom (scum) samples, as well as the presence of genes that suggest more microcystin varieties, potentially with greater toxicity. This study provides basic information about the distribution of cyanobacteria in Uruguayan freshwaters that will be useful for national monitoring programs and scientific research.

**Keywords:** Water quality, phytoplankton, eutrophication, blooms, toxicity, monitoring.

## Introducción

Las floraciones de cianobacterias planctónicas constituyen una problemática que afecta la calidad de agua de los ecosistemas límnicos en el mundo entero (Paerl y Otten, 2013).

Estos organismos procariontas pueden crecer rápidamente acumulando altas biomásas y dominando el fitoplancton, fenómeno conocido como floración, lo que interfiere con el uso del agua como recurso. En particular se destacan las cianotoxinas, metabolitos que pueden provocar la muerte en

mamíferos y/o ser cancerígenos y teratogénicos debido a la exposición a bajas dosis por períodos prolongados (Chorus y Bartram, 1999). Las toxinas más comunes son las microcistinas (potentes hepatotoxinas) que pueden presentarse en más de 90 variantes químicas de diferente toxicidad (Niedermeyer, 2013). La exposición de la población humana a cianotoxinas puede darse de diversas formas, siendo las más comunes la vía oral y el contacto directo.

Las floraciones de cianobacterias se generan por factores asociados a características regionales, como la ubicación geográfica del cuerpo del agua y los impactos del cambio climático, factores locales, como el tipo y uso del suelo en la cuenca, y alteraciones hidrológicas de los cursos de agua (Paerl y Otten, 2012). El incremento en la carga de nutrientes, como consecuencia de la agricultura y de diversas actividades industriales en la cuenca, constituye la principal causa de eutrofización de los ecosistemas límnicos (Moss, 1998). El aumento en el aporte del nitrógeno y fósforo promueven el desarrollo de las floraciones de cianobacterias. Los impactos antrópicos en la hidrología de los ambientes lóticos, como por ejemplo la construcción de embalses, también puede favorecer el crecimiento de cianobacterias al aumentar el tiempo de residencia del agua (Moss, 1998).

Los programas de monitoreo ambiental para dar alertas tempranas sobre el aumento de cianobacterias utilizan indicadores biológicos indirectos (clorofila fitoplanctónica) o directos (células o biovolumen de cianobacterias), e indicadores ambientales como cambios en la temperatura o el pH, entre otros (Chorus y Bartram, 1999; Chorus, 2012). La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha elaborado guías y recomendaciones basadas en niveles de riesgo de efectos adversos para la salud (riesgo bajo o improbable, moderado y alto) para agua potable y agua recreacional, según se traspasen diferentes umbrales de los indicadores biológicos (Chorus y Bartram, 1999).

La clorofila *a* ha sido el indicador históricamente más utilizado en programas de monitoreo como indicador de la biomasa de fitoplancton, ya que es robusto, relativamente sencillo de estimar y porque existen numerosos modelos predictivos disponibles basados en esta variable (Moss, 1998; Chorus y Bartram, 1999). Sin embargo, al ser un indicador global de la biomasa fitoplanctónica, tiene baja precisión a la hora de predecir cianobacterias. Por el contrario, el biovolumen de las cianobacterias es el indicador más preciso de la biomasa, si bien requiere personal altamente capacitado e insume mucho tiempo de análisis (Sournia, 1978). Más recientemente se han comenzado a incorporar otros indicadores de medición simple y rápida que puedan brindar información en tiempo real, como los pigmentos *in vivo*, o de potencial peligrosidad, como los genes de cianotoxinas (Chorus, 2012).

No obstante, la OMS recomienda que la selección de las variables indicadoras y los niveles de acción respondan a la situación de cada país en cuanto a su ubicación geográfica, red hidrográfica, uso del suelo y niveles naturales de productividad fitoplanctónica (Chorus, 2012). Esto requiere el conocimiento exhaustivo de la situación local sobre la magnitud de la distribución de las cianobacterias y de las cianotoxinas y el tipo de ecosistema que afectan con mayor frecuencia.

Los sistemas de información geográfica (SIG) son una herramienta versátil que permite resumir y visualizar espacialmente gran cantidad de información. Además, permiten integrar la complejidad de distintos componentes (cuencas hidrográficas, suelo, actividades humanas) que afectan la

calidad del agua y condicionan su gestión. Por lo tanto, un estudio exhaustivo y global sobre la distribución de las floraciones de cianobacterias a nivel país es un punto de partida necesario que puede contribuir a establecer zonas de riesgo y a determinar valores guía válidos para las condiciones locales.

## Situación actual en Uruguay

Las floraciones de cianobacterias son frecuentes en cuerpos de agua superficiales del país, como lagos artificiales (Bonilla, et al., 1995; Vidal y Kruk, 2008; Fabre, et al., 2010; Aubriot y Bonilla, 2012), lagunas costeras (Pérez, et al., 1999; Bonilla y Conde, 2000; Bonilla, et al., 2006; Vidal y Kruk, 2008; Conde, et al., 2009; Vidal, et al., 2009; Pacheco, et al., 2010), ríos y embalses (Quirós y Luchini, 1982, Ferrari, et al., 2011; O'Farrell, et al., 2012; Chalar, et al., 2014) y costas del Río de la Plata (revisado en: Ferrari y Vidal, 2006; Sienna y Ferrari, 2006). En la compilación realizada por Bonilla (2009) se registraron 26 especies de cianobacterias formadoras de floraciones en diversos tipos de ecosistemas límnicos del país. Se han detectado microcistinas en floraciones de cianobacterias del complejo *Microcystis aeruginosa* en playas del Río de la Plata (De León y Yunes, 2001; Sienna y Ferrari, 2006; Pérez, et al., 2013), en embalses del Río Negro (González-Piana, et al., 2011), muestras del Río Uruguay (Bella Unión) con diversas especies de cianobacterias (Gravier, et al., 2009) y diversos cuerpos de agua (microcistina-LR) (Simoens, 2009). También se han reportado saxitoxinas (neurotoxinas) en cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* aisladas de diversos lagos (Piccini, et al., 2011). La información disponible sobre floraciones de cianobacterias en diversos cuerpos de agua de Uruguay se encuentra dispersa y aún no existe un estudio integrado de la situación general a nivel país. Además, aún no se ha clasificado la información según las categorías de la OMS a los efectos de evaluar el riesgo potencial de esta problemática a nivel país. Tampoco se cuenta con una evaluación exhaustiva de los tipos de cianotoxinas (señaladas anteriormente) de las floraciones del país. Un análisis con herramientas SIG podría ser un insumo inicial clave para evaluar la distribución de las floraciones de cianobacterias en forma sinóptica e identificar necesidades de gestión.

En Uruguay actualmente varias entidades llevan adelante programas de monitoreo sobre la calidad de agua y la presencia de cianobacterias en cuerpos de agua destinados a diversos fines (potabilización, recreación, industria). Se destacan los programas de OSE (agua a potabilizar), DINAMA (aguas recreacionales), Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU), LATU-UPM y DINAMA (calidad de agua del Río Uruguay) y diversos monitoreos con fines científicos que lleva adelante la Universidad de la República. Sin embargo, en Uruguay no existe reglamentación ambiental nacional para el monitoreo de las cianobacterias en aguas recreacionales (Vidal y Britos, 2012), aunque está en revisión el Decreto ministerial 253/79 (Uruguay, 1979) y sus modificativos. En aguas para consumo humano, OSE considera un valor máximo permitido (VMP) de  $1 \mu\text{gL}^{-1}$  de microcistina - LR de acuerdo a la norma UNIT 833:2008 (Instituto Uruguayo de Normas Técnicas, 2008), normativa nacional a partir del Decreto del Poder Ejecutivo 375/11 (Uruguay, 2011) (Britos, et al., 2009; Vidal y Britos, 2012) y de acuerdo a las recomendaciones de la OMS.

El primer objetivo de este trabajo fue realizar un análisis sinóptico de la presencia de las cianobacterias planctónicas y de cianotoxinas en los cuerpos de agua superficiales del país,

en función de indicadores globales que utilizan estimadores de biomasa de cianobacterias y concentración de cianotoxinas, para ser categorizados según los niveles guía propuestos por la OMS para aguas recreacionales. El segundo objetivo fue analizar la presencia de microcistinas en muestras puntuales y la presencia de genes de esta toxina, para explorar nuevos métodos rápidos de detección de cianobacterias tóxicas. Para ello se trabajó con un abordaje interdisciplinario e interinstitucional (OSE, Intendencia de Montevideo, DINAMA, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable y Universidad de la República).

## Materiales y Métodos

Se generó una matriz con indicadores cuantitativos de cianobacterias (células de cianobacterias totales y biovolumen de cianobacterias totales, abreviado como: cél-C y BV-C, respectivamente) y fitoplancton total (concentración de clorofila *a*, clo *a*), presencia de “espuma” (concentración de clo *a* > 200  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas y cilindrospermopsina), temperatura del agua, nitrógeno total y fósforo total. Las fuentes bibliográficas utilizadas fueron artículos científicos, tesis, informes técnicos de DINAMA, UPM, IM, CTM, UTE, Sección Limnología de la Facultad de Ciencias (Chalar, et al., 1993; Conde, et al., 1995; Gorga, et al., 1996a; Gorga, et al., 1996b; Gorga, et al., 1996c; Gorga, et al., 1997; Conde, et al., 1998; Gorga, et al., 1998; Scasso, et al., 2001; Bonilla, 2002; Kruk, et al., 2002; Bonilla, et al., 2005; Chalar, 2006; Feola, et al., 2006a; Feola, et al., 2006b; Kruk, et al., 2006; Boccardi, et al., 2007; Feola, et al., 2007a; Feola, et al., 2007b; Aubriot, 2008; Feola, et al., 2008a; Feola, et al., 2008b; Vidal, 2008; Bonilla, 2009; Bordet, 2009; Clemente, et al., 2009; Kruk, et al., 2009; Feola, et al., 2010; Rodríguez-Gallego, 2010; Steffen e Inda, 2010; Aubriot, et al., 2011; Chalar, et al., 2011a; Chalar, et al., 2011b; Delbene, et al., 2011; DINAMA-JICA, 2011; Feola, et al., 2011a; Feola, et al., 2011b; Ferrari, et al., 2011b; Ferrari, et al., 2011c; Feola, et al., 2012; Somma, 2014) y datos históricos no publicados de OSE, Sección Limnología de la Facultad de Ciencias y de Facultad de Química. Se obtuvo una matriz de 3061 datos georreferenciados para 64 cuerpos de agua superficiales del país (arroyos: 16, ríos: 13, lagos: 11, lagunas: 15, embalses: 8 y playas del Río de la Plata). Los mismos se clasificaron como ambientes lénticos, ecosistema lago, laguna, embalse y remansos de playas (costa), y ambientes lóticos (ecosistema arroyo y río).

Cada dato fue verificado y se relevó el método utilizado con los niveles de detección y cuantificación correspondientes. Se recopiló información disponible de análisis de cianotoxinas (microcistinas desde 1997 y saxitoxinas y cilindrospermopsina desde 2008) realizados ante la presencia de cianobacterias potencialmente tóxicas. En todos los casos se determinaron las toxinas “totales” (intracelular + extracelular), luego del tratamiento de las muestras con tres ciclos de congelado y descongelado. Las microcistinas se analizaron mediante cuatro métodos diferentes: kits de ELISA en placa de producción nacional (límite de cuantificación, LC = 0,3  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Pírez, et al., 2013) y de Envirologix (LC = 0,16  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), kits de ELISA en tubos Envirologix (detección en rangos de <0,5  $\mu\text{g L}^{-1}$ , entre 0,5 y 3,0  $\mu\text{g L}^{-1}$  y > 3,0  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y HPLC para variedad MC-LR (LC=0,35  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (método ISO 20179:2005). Los análisis de saxitoxinas y cilindrospermopsina fueron realizados mediante

kits de ELISA en placa de Abraxis (LC= 0,02  $\mu\text{g L}^{-1}$  y 0,05  $\mu\text{g L}^{-1}$ , saxitoxina y cilindrospermopsina, respectivamente).

Los datos de concentración de clorofila *a* utilizados provienen de diferentes métodos analíticos de rutina en limnología utilizados por las diferentes instituciones, LATU y Facultad de Ciencias (ISO 10260, International Organization for Standardization, 1992) y DINAMA (7004 UY: DINAMA, 2009; APHA, 10200H, APHA et al., 2005). Si bien los métodos presentan diferencias en el límite de detección, se seleccionaron las concentraciones  $\geq 1 \mu\text{g L}^{-1}$  de clo *a* para la elaboración de los mapas y los análisis estadísticos, ya que es un valor de cuantificación común a todos los métodos. Los valores de células y biovolumen disponibles provenían en todos los casos de análisis que habían seguido procedimientos de rutina en limnología (Sournia, 1978) y, por lo tanto, se consideraron comparables. Los datos no cumplieron con los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad, por lo que se realizaron correlaciones no paramétricas (Spearman) entre las variables y se hicieron análisis no paramétricos (Mann-Whitney y Kruskal - Wallis) para explorar diferencias significativas entre ecosistemas o épocas del año, utilizando el programa SigmaPlot 11 y STATISTICA 8.0. Para probar las relaciones entre la concentración de fósforo total como indicador de estado trófico, la temperatura (efectos fijos e interacción) y la clorofila *a* como indicador de fitoplancton y cianobacterias (variable biológica con el mayor número de datos) se aplicó un modelo lineal generalizado GLM (con variable de respuesta transformada, Log) para los ecosistemas lénticos y para lóticos. A partir del modelo inicial de efectos fijos e interacciones se eliminaron los términos no significativos comparando el valor del criterio de información de Akaike (AIC). Para este análisis se utilizó el paquete estadístico *glm2*, programa R (3.0.3.6). Para la elaboración de los mapas, se exportó la matriz de datos a un sistema de información geográfica (ArcGIS 10) donde los sitios están superponderados con una capa de las cuencas hidrográficas y otra de los cursos hídricos del país. Para realizar el primer mapa, cada dato fue clasificado en una categoría según su nivel de riesgo de acuerdo a uno de los tres indicadores globales cuantitativos, cél-C, BV-C o clo *a*, siguiendo las guías de la OMS para aguas recreacionales. Estos tres niveles guía se definen en función de dos valores: baja probabilidad de riesgo, cuando se presentan valores menores al nivel Guía 1 (Guía 1, 20.000 cel mL<sup>-1</sup>, 2 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> y 10  $\mu\text{g L}^{-1}$ ; cél-C, BV-C y clo *a*, respectivamente); riesgo moderado, para datos mayores al nivel Guía 1 y menores al nivel Guía 2 (100.000 cel mL<sup>-1</sup>, 10 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> y 50  $\mu\text{g L}^{-1}$ ; cél-C, BV-C y clo *a*, respectivamente) y riesgo alto, cuando los datos son mayores al nivel Guía 2. Se elaboró un segundo mapa para microcistinas, dado que fue la toxina con mayor número de datos y la única para la que existen valores guía de la OMS. Estos datos se categorizaron según los niveles de la OMS (Chorus y Bartram, 1999) con pequeñas modificaciones (riesgo bajo: 2 a 5  $\mu\text{g L}^{-1}$  de microcistina < valor Guía 1; moderado: 5 a 20  $\mu\text{g L}^{-1}$  entre los valores Guía 1 y 2, y alto > 20  $\mu\text{g L}^{-1}$ , valor Guía 2).

Complementariamente a la recopilación de datos históricos, se analizaron muestras de agua utilizada como abrevadero para el ganado, con presencia de espuma de cianobacterias en zonas costeras del embalse de Baygorria (15/3/2013). Se determinó la concentración de microcistina en altas biomásas y su correspondencia con genes involucrados en la síntesis de dichas cianotoxinas. Se tomaron con recipiente de boca ancha tres muestras de orilla con densa espuma de cianobacterias,

para su observación en microscopio y análisis de toxinas. Las muestras para toxinas se congelaron (-20 °C) hasta su análisis. Se determinaron las microcistinas totales (ELISA, kit de Facultad de Química) en dos muestras, procediendo al congelado y descongelado de la muestra en tres ciclos consecutivos para la liberación de la toxina de la célula. Para la extracción de ADN se filtraron 250-300 mL de una muestra con filtros de acetato de celulosa de 0,2 µm de tamaño de poro (Zhou, et al., 1996). La calidad del ADN extraído se confirmó por espectrofotometría y luego se almacenó a -20 °C hasta su empleo en el qPCR. Para detectar la presencia de genes que codifican para la síntesis de microcistina (*mcy*) se usaron *primers* dirigidos a los genes *mcyB* (Hautala, et al., 2013) y *mcyJ* (Kim, et al., 2010). Se empleó el kit Power SYBR Green PCR (Invitrogen) con un volumen final de reacción de 20 µL y un termociclador TouchTM Real-Time PCR Detection System (BIO RAD), con las siguientes condiciones de ciclo: 2 min a 50 °C, 15 min a 95 °C y 40 ciclos de 15 segundos a 94 °C, 30 segundos a 60 °C y 30 segundos a 72 °C. Se realizaron curvas de calibración y cuantificación del número de copias génicas empleando los genes blanco clonados en vectores. Para determinar el número de copias se hicieron diluciones seriadas de los genes clonados y se realizó el ajuste de la curva.

## Resultados

### Indicadores cuantitativos de cianobacterias

Se recopilaron datos de ambientes lénticos y lóuticos distribuidos irregularmente en las principales cuencas hidrográficas del país desde 1980 hasta 2014 (n= 3061), mayormente para el período 2007 a 2012 (2275 datos). La mayoría correspondieron a costas y playas del Río de la Plata o de grandes ríos (n = 993), seguidos de ríos (822), embalses (779), lagunas (288), arroyos (114) y lagos (64). La mayor cantidad de datos correspondió a ambientes lénticos (n = 2121) y a períodos estivales (n = 1439).

Del total de datos con al menos un indicador biológico de fitoplancton, la mayoría correspondió a la concentración de clo *a* (n = 2387), seguida de BV-C (472) y cél-C (356). Los tres indicadores estuvieron altamente correlacionados entre sí (clo *a* - cél-C, p = 0,44, p < 0,001, clo *a* - BV-C, p = 0,54, p < 0,001 y cél-C - BV-C, p = 0,91, p < 0,001) y co-ocurrieron solamente en 88 casos. Las cél-C variaron ampliamente desde valores bajos ( $2,6 \times 10^4 \pm 10,7 \times 10^4$  cél mL<sup>-1</sup>) hasta valores correspondientes a espuma de cianobacterias, usualmente acumuladas en las orillas de playas con cél-C hasta cinco

órdenes de magnitud más altos ( $1407 \times 10^6 \pm 4419 \times 10^6$  cél mL<sup>-1</sup>), mientras que el valor promedio de BV-C fue de 8,37 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> ( $\pm 20,84$  mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>) y solo se registró un valor de BV-C en presencia de espuma (35,4 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>). La concentración de la clo *a* tuvo un valor promedio de 13 µg L<sup>-1</sup> ( $\pm 22$  µg L<sup>-1</sup>) en ausencia de espuma.

### Factores ambientales

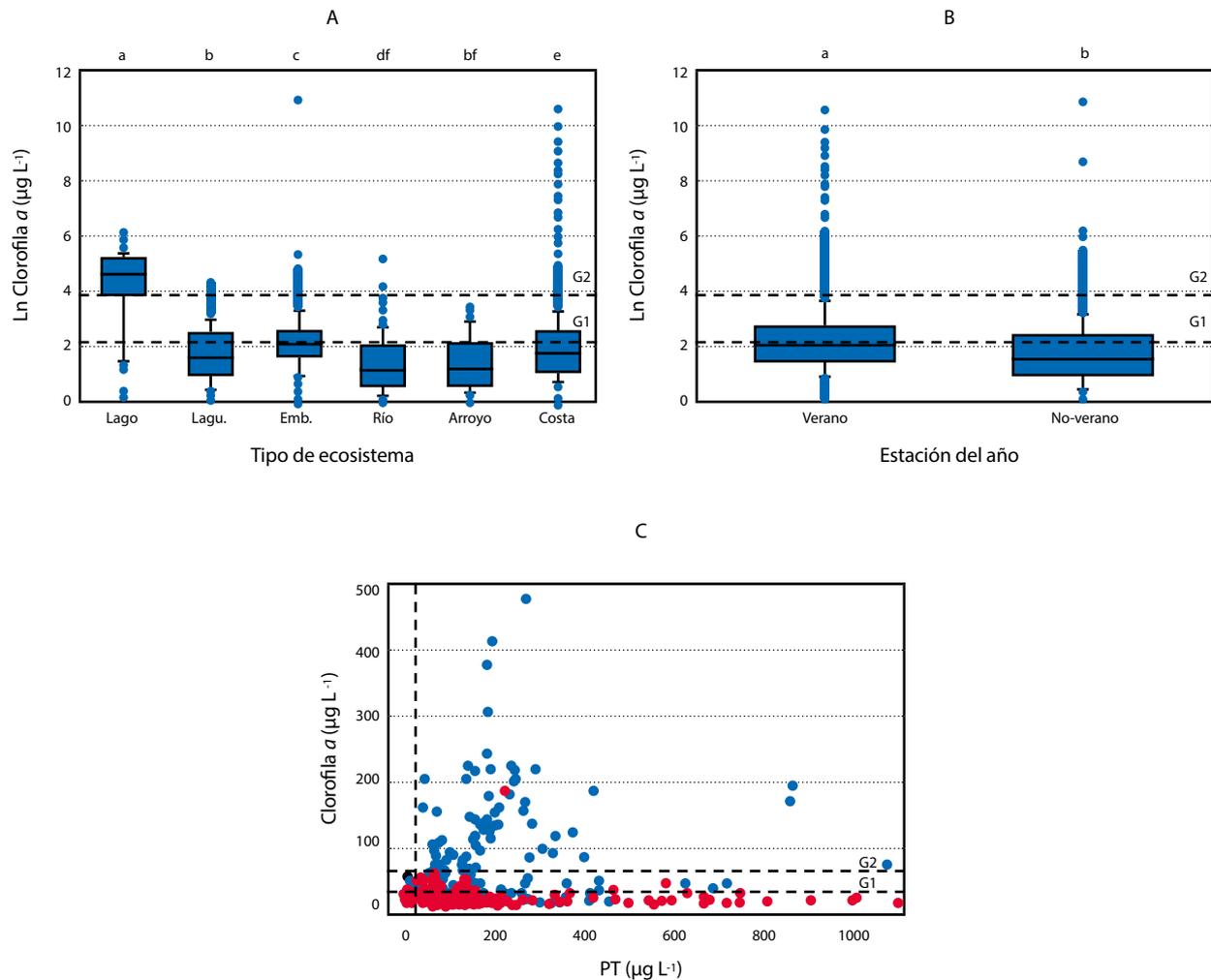
La temperatura del agua, para la cual se registró la presencia de cianobacterias, varió en un amplio rango, desde 7 °C a 36 °C y los ambientes lénticos alcanzaron en general las mayores temperaturas (Tabla 1). La clo *a* como indicador cuantitativo a valores de riesgo moderado (10 - 50 µg L<sup>-1</sup>) y alto (>50 µg L<sup>-1</sup>) de exposición a cianobacterias se registró en un amplio rango de temperaturas (7 a 36 °C y 11 a 35 °C, para riesgo moderado y alto, respectivamente). La concentración de los nutrientes totales (nitrógeno y fósforo totales) fue significativamente más alta en los ambientes lóuticos con respecto a los lénticos (Kruskall-Wallis, p < 0,05) (Tabla 1). Por el contrario, la concentración de clo *a*, cél-C y BV-C fue significativamente mayor en los ambientes lénticos con respecto a los lóuticos (Kruskall-Wallis, p < 0,05) (Tabla 1). En los ecosistemas lénticos el PT y la temperatura y la interacción de ambas, explicaron el 22 % de la deviancia de la clo *a* (GLM). Sin embargo, para los ecosistemas lóuticos el PT y la temperatura (sin interacción) solamente explicaron el 5% de la deviancia de la clo *a*. Los ecosistemas que registraron mayores valores de clo *a* fueron los lagos y los remansos de costa de embalses, ríos y arroyos (ej. playas) (Figura 1). En los lagos, la mayoría de los valores estuvieron por encima del nivel Guía 2 de la OMS. En el resto de los ecosistemas, se registraron generalmente valores por debajo del nivel Guía 1 (Figura 1). Las concentraciones de clo *a* fueron significativamente más altas en el verano en comparación con las otras épocas del año (p < 0,05), aunque se observaron valores por encima de los niveles Guía 1 y 2 en todo el año (Figura 1). En los ambientes lénticos se registraron espumas, con valores de clo *a* mayores al miligramo por litro en playas de Montevideo (2006 y 2008: de 12,0 a 37,8 mg L<sup>-1</sup>) y del embalse de Baygorria, Río Negro (2014: 51 mg L<sup>-1</sup>).

### Concentración de cianotoxinas

Los registros de cianotoxinas comienzan en 1997 y del total de datos se analizaron cianotoxinas en 651 muestras. La cianotoxina reportada con mayor frecuencia fue la microcistina (n = 342). Las concentraciones de cianotoxinas más elevadas fueron registradas para las microcistinas y las más bajas para cilindrospermopsinas (Tabla 2).

Ambiente	Temperatura (°C)	Nitrógeno total (mg L <sup>-1</sup> )	Fósforo total (µg L <sup>-1</sup> )	Clo <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> )
Lóutico	22 (7 - 29) 420	1 (0,1 - 54) 358	75 (11 - 5490) 383	3,5 (1 - 185) 421
Léntico	24 (9 - 36) 1244	0,6 (0,005 - 53) 465	69 (5 - 1077) 520	7 (1 - 50.912) 1946

**Tabla 1.** Valores de temperatura, nitrógeno y fósforo totales y clorofila *a* fitoplanctónica (clo *a*) por tipo de ambiente (lóutico y léntico). Se indica mediana, mínimos y máximos entre paréntesis y número de datos (cursiva) para cada variable.



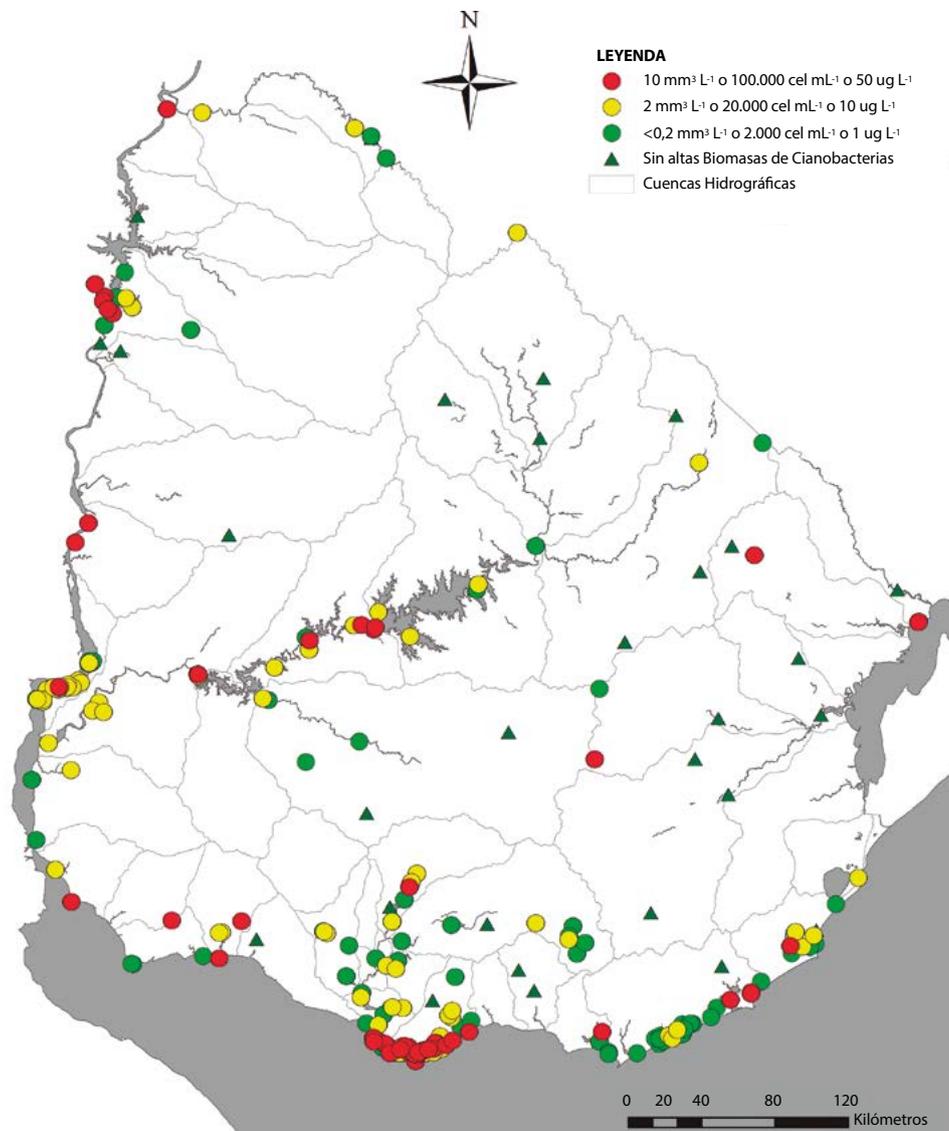
**Figura 1.** A: Concentración de clo  $a$  según tipo de ecosistema y B: época del año, discriminado en período estival (verano) y el resto del año (no verano). Límite superior e inferior de las cajas: percentil 75 y 25, respectivamente, línea continua horizontal: mediana, líneas verticales arriba y abajo: percentil 90 y 10, respectivamente, y círculos azules: valores atípicos. Las líneas punteadas horizontales indican los límites de los niveles Guía 1 y 2 (G1 y G2, respectivamente) de la OMS para aguas recreacionales. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ). C: relación entre la clo  $a$  (1 a 500  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y el fósforo total (PT) discriminado según tipo de ecosistema (léntico, círculos azules y lótico, círculos rojos). La línea vertical indica el límite de PT de estándar de calidad de agua según la legislación uruguaya (25  $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

El valor máximo de microcistinas totales (38  $\text{mg L}^{-1}$ ) se registró en condiciones de concentración de clo  $a > 200 \mu\text{g L}^{-1}$  (Tabla 2), proveniente de una muestra de espuma de cianobacterias en el embalse Baygorria (Río Negro) de 2014. Los mayores valores de microcistinas se registraron en lagos (Kruskall Wallis,  $p < 0,05$ ), seguido de embalses y costas, muchas veces superando los niveles Guía 1 y 2 (Tabla 2, Figura 3). Por otro lado, los valores más altos para saxitoxina (STX) se reportaron en lagos ( $p < 0,05$ ) y para cilindrospermopsina (CIL) no se encontraron diferencias significativas en la concentración entre los distintos tipos de ecosistema.

Se registraron concentraciones significativamente más altas de microcistinas en el período estival en comparación con el resto del año (no verano) ( $p < 0,05$ ), mientras que no se registraron diferencias entre épocas del año para las otras cianotoxinas.

Cianotoxinas	Mediana (Mínimo - Máximo), $n$
MYC ( $< 200 \mu\text{g L}^{-1}$ )	0,6 ( $< 0,16 - 25$ ), 314
MYC ( $> 200 \mu\text{g L}^{-1}$ )	1478 (250 - 38.000), 31
STX ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	1,74 ( $< 0,02 - 14,62$ ), 18
CIL ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	0,08 ( $< 0,05 - 0,12$ ), 13

**Tabla 2.** Concentraciones de cianotoxinas determinadas (mediante ELISA y HPLC) en cuerpos de agua continentales del país: microcistinas (MYC), saxitoxinas (STX) y cilindrospermopsina (CIL). Se indica la mediana, mínimos y máximos entre paréntesis y número de datos ( $n$ ).



**Figura 2.** Mapa de Uruguay con los sitios georreferenciados donde se han detectado cianobacterias (1980-2014), categorizados según los niveles guía de la OMS para aguas recreacionales en base a los indicadores globales (BV-C, cél-C o clo *a*) y datos cualitativos. Círculos amarillos = riesgo bajo, círculos verdes = riesgo moderado, círculos rojos = riesgo alto (por encima del nivel Guía 2), triángulos verde oscuro = sin eventos de cianobacterias (2008 – 2012, datos cualitativos OSE).

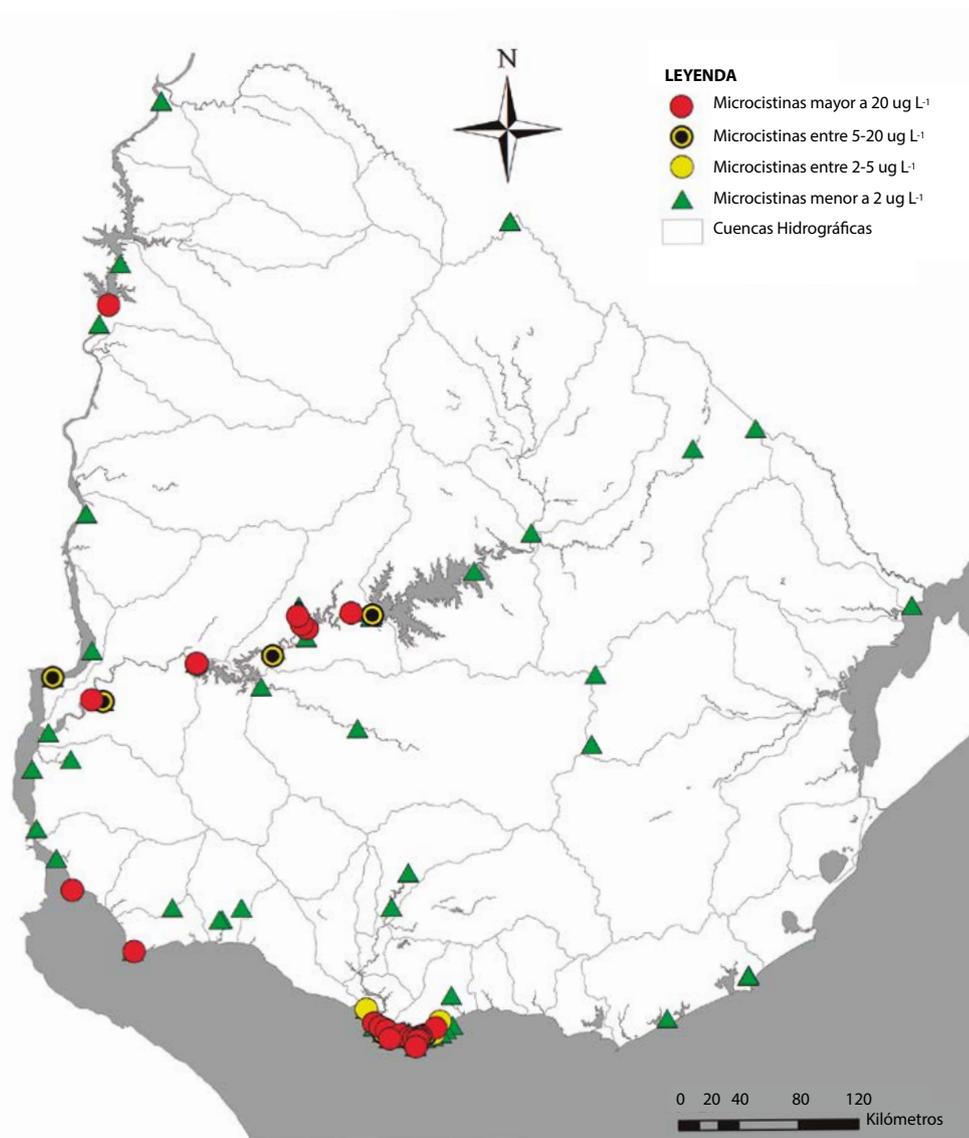
### Evaluación del riesgo para aguas recreativas

La distribución de cianobacterias en el mapa del país permitió visualizar regiones con peligrosidad moderada de exposición a cianobacterias (entre los niveles Guía 1 y 2) y alta (por encima del nivel Guía 2), generalmente asociado a zonas embalsadas de los grandes ríos (Uruguay y Río Negro), zonas costeras (Río de la Plata) y lagos o lagunas (Figura 2). La mayoría de los sitios tienen actividades recreativas, particularmente en las costas de Río de la Plata, Río Negro y Río Uruguay. El mapa permitió además identificar vacíos de información, en particular en la zona noroeste del país (Figura 2). Se destacan además algunos puntos con riesgo moderado o alto en ecosistemas lóticos (Figura 2). El mapa de distribución de microcistinas (Figura 3) fue coherente con el mapa basado en indicadores

cuantitativos en la mayoría de los casos (Figura 2), indicando zonas de mayor riesgo (Alto) en embalses de Río Negro y en zonas costeras del Río de la Plata (Figura 3).

### Estudio de caso: microcistinas en embalse Baygorria

De los análisis realizados en este trabajo con muestras del embalse de Baygorria, con presencia de espuma (15/3/2013), se determinó la dominancia de *Microcystis* spp. y se registraron 20,04 mg L<sup>-1</sup> ( $\pm$  1,6 mg L<sup>-1</sup>) de microcistinas totales (ELISA). La presencia y abundancia relativa de dos genes pertenecientes al cluster *mcy* se determinó por qPCR y se encontraron altas abundancias tanto de *mcyB* (1,98 x10<sup>4</sup> copias/ng ADN) como de *mcyJ* (1,40 x10<sup>5</sup> copias/ng ADN), pero con diferencias significativas entre ambos (*mcyB* < *mcyJ*, *p* < 0,05).



**Figura 3.** Mapa de Uruguay con los sitios georreferenciados donde se han detectado microcistinas (1997 – 2014), categorizados según los niveles guía de la OMS para aguas recreacionales. Triángulos verdes y círculos amarillos = riesgo bajo < nivel Guía 1, círculos amarillos con punto negro = riesgo moderado, entre el nivel Guía 1 y 2 y círculos rojos = riesgo alto > nivel Guía 2.

## Discusión

En este trabajo se resume y analiza información de cuerpos de agua del país sobre la presencia y riesgo potencial de exposición a cianobacterias y las principales cianotoxinas. Incluye información técnica y científica y cuenta con la participación de cuatro instituciones públicas, lo que permitió generar una base de datos sobre cianobacterias e indicadores de calidad de agua a nivel país, con más de 30 años de información disponible. Se elaboraron mapas georreferenciados que permiten visualizar claramente regiones con mayor o menor riesgo de presencia de cianobacterias. Además, estos mapas pueden servir como punto de partida para otros estudios más profundos o para evaluar posibles cambios de la situación a lo largo del tiempo.

## Distribución espacial de floraciones de cianobacterias en el país

El mapa de categorización de los cuerpos de agua del país permitió identificar zonas de mayor peligrosidad de exposición a las cianobacterias. En particular las zonas embalsadas de los grandes ríos como el Río Uruguay y el Río Negro y las costas del Río de la Plata fueron los ecosistemas con mayores registros de riesgo de exposición alto, con acumulación de espuma de cianobacterias, en concordancia con trabajos anteriores publicados para estos ecosistemas (De León y Yunes, 2001; González-Piana, et al., 2011; O'Farrell, et al., 2012; Pérez, et al., 2013). Los primeros registros de floraciones de cianobacterias para el país fueron en el embalse de Salto Grande, Río Uruguay, en 1980 (Quirós y Luchini, 1982), ambiente que ha tenido recurrentes registros de floraciones de cianobacterias

a lo largo de décadas (Chalar, et al., 2002; Giannuzzi, et al., 2011). En Baygorria (2014), con presencia de espuma de cianobacterias, se reportaron los valores de clo *a* fitoplanctónica más altos registrados hasta la fecha para el país. Las floraciones de cianobacterias acumulativas generalmente forman gruesas capas en la superficie del agua (espuma) gracias a la regulación de la flotación vía las vacuolas de gas intracelulares (Oliver y Ganf, 2000) y la acumulación en playas o zonas someras por el viento (Chorus y Bartram, 1999). Las espumas que se acumulan en las orillas de playas y remansos configuran un riesgo máximo de exposición a cianotoxinas u otros problemas sanitarios para los potenciales usuarios del cuerpo de agua, principalmente en el período estival.

Indicadores de alto riesgo de exposición a cianobacterias ocurrieron tanto en verano como en otras épocas del año, sugiriendo que la temperatura no es necesariamente una variable que limite el crecimiento y la acumulación de estos organismos en Uruguay. La temperatura es una variable clave para explicar el crecimiento del fitoplancton en general y su papel predictivo de la presencia de cianobacterias varía según se trate de ecosistemas templados o subtropicales y el estado trófico de los mismos (Rigosi, et al., 2014; Mowe, et al., 2015). Por otro lado, los efectos del cambio climático pueden actuar en sinergia con el aumento de los nutrientes, acelerando la eutrofización (Meerhoff, et al., 2007; Moss, et al., 2011) y promoviendo la aparición de floraciones de cianobacterias (O'Neil, et al., 2012), como se ha demostrado en un estudio de largo plazo (1991 – 2010) para el lago Taihu, China, afectado por densas floraciones de *Microcystis* (Deng, et al., 2014). Por lo tanto, sería recomendable que los programas de monitoreo de calidad de agua en Uruguay incluyeran la temperatura como variable indicadora junto con variables cuantitativas de fitoplancton y cianobacterias. Para diseñar programas de monitoreo, se destaca la necesidad de considerar todo el ciclo anual, ya que fuera del período estival pueden registrarse eventos de floraciones de cianobacterias, lo que puede tender a aumentar con los efectos a largo plazo del cambio climático.

## Eutrofización y cianobacterias

Los resultados de este trabajo evidencian la condición eutrófica de varios tipos de los ecosistemas estudiados. La eutrofización en cuerpos de agua de Uruguay es una problemática que tiene varias décadas y está asociada al uso del suelo en la cuenca y a cambios hidrológicos artificiales (Quirós y Luchini, 1982; Conde y Sommaruga, 1999; Conde, et al., 2002; Aubriot, et al., 2005), afectando muchas veces cuerpos de agua destinados a usos múltiples o la potabilización (Mazzeo, et al., 1993 y 2003; Arocena, et al., 2008; compilación en: Bonilla y Meerhoff, 2014). Los valores registrados en este estudio indican que los ecosistemas lóticos tienen una mayor disponibilidad de nutrientes, pero que el crecimiento del fitoplancton está limitado por otros factores. Las diferencias en el funcionamiento de ríos y de lagos (Moss, 1998) hace que bajo concentraciones similares de nutrientes, los ríos presenten una menor productividad primaria fitoplanctónica respecto a los lagos (Moss, 1998), lo que se refleja en los rangos tróficos (resumidos por Smith y colaboradores, 1999). Mientras que el rango eutrófico en ríos se caracteriza por valores de clo *a* de 10 a 30  $\mu\text{g L}^{-1}$  y fósforo total  $> 75 \mu\text{g L}^{-1}$ , en los lagos coexistencia con valores de clo *a* entre 9 a 25  $\mu\text{g L}^{-1}$  y fósforo total  $> 30 \mu\text{g L}^{-1}$  (hasta 100  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Smith, et al., 1999). Lo mismo ocurre para las concentraciones de nitrógeno total de sistemas

eutróficos (NT  $> 1,5 \text{ mg L}^{-1}$  y de 0,7 a 1,2  $\text{mg L}^{-1}$ , para ríos y lagos, respectivamente) (Smith, et al., 1999). Por lo tanto, para la base de datos de nuestro estudio, estos indicadores sugieren que muchos ambientes están cercanos a la eutrofia o a la hipereutrofia. La legislación uruguaya vigente sobre clases de agua establece que el estándar permitido de concentración de fósforo total es 25  $\mu\text{g PT L}^{-1}$ , para todas las clases de agua, Decreto 253/79 (Uruguay, 1979), y por lo tanto la mayor parte de los ecosistemas acuáticos analizados en este estudio están por encima de dicho valor, en algunos casos hasta dos órdenes de magnitud. En un escenario de cambio climático y eutrofización, la reducción de la carga de nutrientes sigue siendo un aspecto clave a la hora de recuperar ecosistemas afectados por floraciones de cianobacterias (Moss, et al., 2011; O'Neil, et al., 2012).

Uno de los factores más importantes que favorece el crecimiento del fitoplancton y de las cianobacterias en ecosistemas lóticos es el incremento del tiempo de residencia del agua, que ocurre, por ejemplo, en la construcción de embalses (Rangel, et al., 2012; Paerl y Otten, 2013). Trabajos recientes atribuyen las floraciones frecuentes de *Microcystis* y *Dolichospermum* en el embalse de Salto Grande (Río Uruguay) a los altos tiempos de residencia en los brazos del embalse y morfometría dendrítica del mismo (O'Farrell, et al., 2012). Es por esto que las modificaciones artificiales que puedan realizarse afectando la hidrología en ambientes lóticos con alta carga de nutrientes pueden ser decisivas para promover floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas.

## Cianotoxinas: distribución y tipos

La microcistina fue la cianotoxina que presentó mayores concentraciones, mayor distribución en el país y mayor frecuencia de aparición. Los primeros reportes de esta cianotoxina en el país corresponden a zonas de costa del Río de la Plata (Colonia, 1991) (De León y Yunes, 2001) y son recurrentes en playas y remansos de ríos o embalses (González-Piana, et al., 2011; Pérez, et al., 2013). En el embalse de Salto Grande se registró un caso de intoxicación aguda grave en humanos (Giannuzzi, et al., 2011). Esta cianotoxina es la más frecuente en las floraciones de cianobacterias en el mundo entero, tanto en regiones templadas como tropicales (van Apeldoorn, et al., 2007; Mowe, et al., 2015). Las microcistinas son también las cianotoxinas más reportadas en los países de la región, lo que también se relaciona a su frecuencia de aparición y las capacidades analíticas (Sant'Anna, et al., 2008; Echenique y Aguilera, 2009). La saxitoxina y cilindrospermopsina han sido menos analizadas en nuestro país que la microcistina. Esto puede deberse a las limitaciones analíticas para su determinación, ya que en el país solo se pueden determinar con kits comerciales de ELISA. Las saxitoxinas y la cilindrospermopsina son menos frecuentes que la microcistina en la naturaleza (van Apeldoorn, et al., 2007) y debido a la falta de datos toxicológicos no hay valores guía recomendados por la OMS para las mismas, tanto para aguas de recreación como para potabilización (Chorus, 2012). Sin embargo, algunos países han incorporado recientemente valores guía de estas toxinas para agua potable, como Australia (STX = 3,0  $\mu\text{g L}^{-1}$  y CIL = 1,0  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), Brasil (STX = 3,0  $\mu\text{g L}^{-1}$  y CIL = 15  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y Nueva Zelanda (STX = 3,0  $\mu\text{g L}^{-1}$  y CIL = 1  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Chorus, 2012; Brasil, 2011). Para aguas recreacionales la única legislación (Oregon, EEUU) que presenta valores de referencia para STX establece 100  $\mu\text{g L}^{-1}$  como máximo.

La correlación entre la concentración de cianotoxinas y biomasa de cianobacterias no siempre es clara (Oliver y Ganf, 2000), por lo que la OMS recomienda realizar análisis cuantitativos de toxinas según los valores de biomasa encontrados en la muestra (Chorus y Bartram, 1999). Por lo tanto, la incorporación de análisis cuantitativos de cianotoxinas o de la presencia de genes de cianotoxinas en muestras de programas de monitoreo podría mejorar la capacidad de alerta y de mitigación en la gestión de los recursos hídricos del país.

Las muestras analizadas de espumas de cianobacterias del embalse Baygorria permitieron determinar las mayores concentraciones de microcistina registradas hasta el presente para el país (embalse Baygorria, 2013) que fueron 100 veces mayores que el límite de  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  de microcistina-LR propuesto por la OMS para riesgo alto (Chorus y Bartram, 1999). En estudios anteriores se reportaron altas concentraciones de microcistina-LR en floraciones de *Microcystis aeruginosa* para los embalses del Río Negro, Bonete ( $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ ), Baygorria ( $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) y Palmar ( $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ ) en verano de 2010 (González-Piana, et al., 2011), uno a dos órdenes de magnitud más bajas que los valores máximos encontrados en este estudio (embalse Baygorria, 2013). En el estudio genético en la muestra de Baygorria, la detección de altos números de copias por unidad de biomasa de los genes *mcyB* y *mcyJ* no resulta sorprendente dada la concentración de microcistinas detectadas en la muestra, si bien es llamativa la diferencia de un orden de magnitud entre la abundancia relativa de ambos genes (*mcyB* < *mcyJ*). Esto podría explicarse por la existencia de variabilidad natural en la secuencia del cluster *mcy* debido a mutaciones, recombinaciones y presencia de transposasas a nivel de *mcyB* (Kurmayer y Gumpenberger, 2006). Se ha demostrado que eventos de recombinación entre el dominio de adenilación *mcyB1* de *mcyB* y el dominio correspondiente en otro gen, *mcyC*, da lugar a distintas isoformas de microcistina. Por ende, los resultados obtenidos del gen *mcyJ* en nuestro estudio indican la abundancia total de genotipos *mcy* en la muestra, mientras que la de *mcyB* sugiere la existencia de otra variedad de microcistina que podría ser más o menos tóxica que la variedad LR. Actualmente no hay información suficiente para poder asociar una floración con la variedad de microcistina presente y depende de la diversidad genética de la muestra (de Figueroa, et al., 2004). Es por esta razón que los análisis genéticos pueden ser una herramienta complementaria a otros análisis cuantitativos para evidenciar la diversidad potencial de diferentes variedades de cianotoxinas.

### Indicadores cuantitativos de cianobacterias y monitoreo

Los indicadores cuantitativos de riesgo de exposición a cianobacterias presentaron gran disparidad en el número de datos disponible. La clo *a* fitoplanctónica fue el indicador más ampliamente utilizado en programas de monitoreo y trabajos de investigación en el país y el número de células de cianobacterias el menos utilizado. Sin embargo, la clo *a* es un indicador global del fitoplancton y, por lo tanto, indirecto sobre la peligrosidad potencial de la cianobacterias (Chorus y Bartram, 1999). De un total de 18 países con legislaciones para aguas recreacionales, en la mayoría se utiliza la observación visual (presencia o ausencia de cianobacterias a simple vista) o la concentración de la clo *a* como variable cuantitativa, seguida de la abundancia de cianobacterias totales y, por último, el biovolumen de cianobacterias (Chorus, 2012). De

acuerdo a estudios recientes (Agha, et al., 2012) y a nuestros resultados, el monitoreo de cianobacterias debe adecuarse al tipo de cianobacteria y floración más frecuente (acumulativa o dispersiva) e integrar diferentes escalas de medición. Por ejemplo, la observación visual puede ser una excelente herramienta a incorporar en programas de monitoreo para aquellos ecosistemas que presenten floraciones de cianobacterias acumulativas (visibles a simple vista). La Intendencia de Montevideo lleva adelante un programa de monitoreo de playas con observación visual y el uso de una bandera sanitaria. No obstante, este método no se aplica en ecosistemas con floraciones dispersivas, poco evidentes a simple vista. El monitoreo de cianobacterias debe considerar la biología de los organismos y debe, además, integrar varios indicadores en simultáneo. La OMS recomienda utilizar varios indicadores, por lo que el número de células, el biovolumen y la concentración de cianotoxinas deberían ser utilizados, si bien requieren de personal altamente calificado e insumen mucho tiempo de análisis. La concentración de toxinas puede variar con el ciclo celular, los factores ambientales (Zurawell, et al., 2005) y la cepa, por lo que la correlación entre la concentración de cianotoxinas y la biomasa de cianobacterias no es muy clara (Oliver y Ganf, 2000). Sin embargo, en algunos ecosistemas se han encontrado correlaciones positivas entre la concentración de microcistina y el biovolumen de cianobacterias, como por ejemplo en un estudio reciente en el Río Uruguay (Vidal, et al., 2015). OSE sigue un protocolo interno con diferentes niveles de alerta (Vigilancia, Alerta 1, Alerta 2 y Alerta 3) según el biovolumen de cianobacterias potencialmente tóxicas y la concentración de microcistinas, los que se asocian a diferentes medidas de acción (frecuencias de monitoreo y comunicación a las autoridades correspondientes) (Vidal, et al., 2015).

El uso de la combinación de métodos analíticos, incorporando el estudio de la presencia de genes de cianotoxinas junto con la cuantificación de toxinas y estimación del biovolumen de cianobacterias, permitiría lograr un alcance más confiable para analizar muestras de programas de monitoreo y, por ende, para la gestión de los recursos hídricos del país. A su vez, podría ser útil incorporar otros indicadores cuantitativos de cianobacterias en los programas de monitoreo del país, tanto para agua a potabilizar como para agua destinada a la recreación, como indicadores estimados en tiempo real (pigmentos *in vivo*) (Cremella, et al., 2015), sumado a la observación visual según el caso. Esto podría contribuir a generar un sistema de alerta de floraciones a nivel país, con información unificada y facilitar la divulgación a la población.

### Conclusiones

La mayor cantidad de datos de la matriz generada en este trabajo fueron posteriores al año 2007, lo que puede reflejar la mayor disponibilidad de informes técnicos de libre acceso, mayor nivel académico y número de investigadores activos formados en temas ambientales, así como un mayor compromiso de parte de los entes públicos responsables de la calidad de agua en la última década.

La puesta a punto de metodologías intercomparables y la selección de algunas variables cuantitativas comunes podrían mejorar la información obtenida y optimizar la gestión de los recursos hídricos del país. Los SIG son una herramienta muy útil a la hora de integrar información espacial de esta

problemática, permitiendo visualizar rápidamente regiones con situaciones contrastantes y vacíos de información. Los mapas pueden ser actualizados con alta frecuencia o en forma continua, convirtiéndose en una herramienta que puede mejorar el monitoreo de los cuerpos de agua del país. Se espera que este trabajo sea de utilidad para enfatizar la severidad de la problemática de las floraciones de cianobacterias en Uruguay y que contribuya a reforzar la toma de medidas preventivas o de mitigación a la exposición a las cianobacterias en el corto y en mediano plazo, con acciones integradas entre todos los actores responsables del estudio y gestión de los recursos hídricos continentales del país.

## Reconocimientos

A D. Conde, B. Cremella, J. P. Pacheco, L. Reolón, L. Rodríguez-Gallego y G. Yorda por el aporte de datos y a G. Echegoyen por el aporte de muestras. A las autoridades de las instituciones por facilitar el trabajo del equipo técnico. Financiamiento: ANII (FCE-6384), DINAMA, OSE y Universidad de la República.

## Referencias

- Agha, R., Cires, S., Wörmer, L., Domínguez, J.A. y Quesada, A., 2012. Multi-scale strategies for the monitoring of freshwater cyanobacteria: Reducing the sources of uncertainty. En: *Water Research*, 46(9), pp.3043-3053.
- APHA, AWWA, WEF, 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21a ed. Washington: APHA. Standard Method 10200H.
- Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., De León, L., Brugnoli, E., Silva, M., Rodó, E., Machado, I., Pacheco, J. P., Castiglioni, R. y Gabito, L., 2008. *Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. Cuenca Santa Lucía*. Montevideo: DINAMA; Facultad de Ciencias, Sección Limnología, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Aubriot, L., 2008. *Flexibilidad de la cinética de incorporación de fosfato por fitoplancton a las fluctuaciones en el suministro del nutriente*. Montevideo: PEDECIBA Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Tesis de Doctorado).
- Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V. y Britos, A., 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una reserva de biosfera: indicios recientes de eutrofización. En: Vila, I. y J. Pizarro (eds.). *Taller internacional de eutrofización de lagos y embalses*. Montevideo: CYTED XVIIIB. pp.65-85.
- Aubriot, L., Bonilla, S. y Falkner, G., 2011. Adaptive phosphate uptake behaviour of phytoplankton in response to environmental phosphate fluctuations. En: *FEMS Microbiology Ecology*, 77(1), pp.1-16.
- Aubriot, L. y Bonilla, S., 2012. Rapid regulation of phosphate uptake in freshwater cyanobacterial blooms. En: *Aquatic Microbial Ecology*, 67(3), pp.251-263.
- Boccardi, L., Clemente, J., Dabiez, M., Ferrari, G. y Saizar, C., 2007. *Estudio de las comunidades de fitoplancton, zooplancton y macrozoobentos en el tramo inferior del Río Uruguay (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas)*. Montevideo: LATU. (Informe de asesoramiento, N° 952512).
- Bonilla, S., 2002. *Estructura y productividad de la comunidad de microalgas del ambiente pelágico en la Laguna de Rocha*. Montevideo: Programa PEDECIBA Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Tesis de doctorado).
- Bonilla, S., 2009. *Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de monitoreo*. Montevideo: UNESCO. PHI-VII (Documento técnico, 16). ISBN: 978-92-9089-138-3.
- Bonilla, S., Pérez, M. y De León, L., 1995. Cianofíceas Planctónicas del Lago Ton-Ton, Canelones, Uruguay. En: *Hoehnea*, 21, pp.85-192.
- Bonilla, S. y Conde, D., 2000. El fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la Reserva Bañados del Este. En: *Seminario-Taller sobre monitoreo ambiental*. Rocha: PROBIDES/UNESCO. (Documentos de Trabajo, N° 31). pp.63-74.
- Bonilla, S., Conde, D., Aubriot, L. y Pérez, M. C., 2005. Influence of hydrology on phytoplankton species composition and life strategies in a subtropical coastal lagoon periodically connected with the Atlantic Ocean. En: *Estuaries*, 28(6), pp.884-895.
- Bonilla, S., Conde, D., Aubriot, L., Rodríguez-Gallego, L., Piccini, C., Meerhoff, E., Rodríguez, L., Gómez, P. y Machado, I., 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. En: Menafra, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. y Conde, D. (eds.) *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Montevideo: Vida Silvestre. pp.611-630. ISBN: 9974-7589-2-0.
- Bonilla, S. y Meerhoff, M., 2014. *Informe CASAS: Calidad de agua de sistemas acuáticos superficiales. Estado actual de la calidad del agua de sistemas acuáticos superficiales en Uruguay y recomendaciones, con énfasis en la cuenca del Río Santa Lucía*. Montevideo: CURE-Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito). pp.22.
- Bordet, F., 2009. *Monitoreo emergencia de floración de cianofíceas: áreas recreativas-embalse de Salto Grande*. Salto: Comisión Técnica Mixta de Salto Grande. (Informe inédito).
- Britos, A., Gravier, A. y Vidal, L., 2009. Métodos de análisis de cianotoxinas en los servicios de agua potable de OSE [En línea]. En: *Resúmenes del 1° Encuentro Uruguayo. Cianobacterias: del conocimiento a la gestión*. [Consulta: 15 de diciembre de 2014]. Montevideo: LATU; Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/CDCIANO2009/intro.html>
- Chalar, G., 2006. Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: Embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). En: Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T. y C. Sidagis (eds.). *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control*. São Carlos: International Institute of Ecology. pp.87-101.
- Chalar, G., De León, L., de León, R., Fabián, D. y Gorga, J., 1993. *Evaluación de la eutrofización del embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos. Informe final de la primera etapa*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias. Convenio Comisión Técnica Mixta de Salto Grande - Universidad de la República. (Informe inédito).
- Chalar, G., De León, L., Brugnoli, E., Clemente, J. y Paradiso,

- M., 2002. Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande. En: Fernandez-Cierelli, A. y Chalar, G. (eds.). *El agua en Iberoamérica: de la limnología a la gestión en Sudamérica*. Buenos Aires: CYTED XVII; CETA. pp.123-142.
- Chalar, G., Fabián, D., González-Piana, M. y Delbene, L., 2011a. *Limnología de los embalses del Río Negro: Noviembre 2000 – Marzo 2009*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Chalar G., Fabián D., González-Piana, M. y Delbene, L., 2011b. *Caracterización limnológica de los embalses del Río Negro durante el período Setiembre 2009-Junio 2011*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Chalar, G., Gerhard, M., González-Piana, M. y Fabián, D., 2014. Hidroquímica y eutrofización en tres embalses subtropicales en cadena. En: Marcovecchio, J. E., Botté, S. E. y Freije, R. H., *Procesos geoquímicos superficiales en Sudamérica*. Salamanca: Nueva Graficesa. pp.121-148. ISBN: 978-84-937437-6-5.
- Chorus, I., 2012. *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Dessau-Roßlau: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). ISSN: 1862-4804.
- Chorus, I. y Bartram, J., 1999. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres: E & FN Spon. ISBN: 0419239308.
- Clemente, J., Ferrari, G., Boccardi, L., Saizar, C. y Dabezies, M. J., 2009. *Segundo año de estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay*. Montevideo: LATU (Informe de asesoramiento, N° 1004375).
- Conde, D., Fabián, D., Bonilla, S., Gorga, J. y Clemente, J., 1995. *Informes III – V de los muestreos limnológicos, embalse Gabriel Terra*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Conde, D., Gorga, J., Paradiso, M., Clemente, J., Bonilla, S. y Fabián, D., 1998. *Informe XII Muestreo Limnológico Embalse Rincón del Bonete*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Conde, D. y Sommaruga, R., 1999. A review of the state of Limnology in Uruguay. En: Gopal, J. y Wetzel, R (eds.). *Limnology in developing countries 2*. Nueva Delhi: International Scientific Publications/SIL. pp.1-31.
- Conde, D., Arocena, R. y Rodríguez-Gallego, L., 2002. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II). En: *AMBIOS*, 3(10), pp. 5-9 y 4(11), pp.32-33.
- Conde, D., Hein, V. y Bonilla, S., 2009. Floraciones de cianobacterias en lagunas costeras. En: Bonilla, S. (ed). *Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión*. Montevideo: UNESCO. (Documento técnico, 16). pp.79-80.
- Cremella, B., Masdeu, M., Somma, A. y Bonilla, S., 2015. Método basado en la fluorescencia de pigmentos in vivo como nueva herramienta de monitoreo de floraciones fitoplanctónicas en Uruguay. En: *CARU. Libro de Resúmenes. Primeras Jornadas sobre Eutrofización y Floraciones Algales Nocivas en el Río Uruguay, Colón: CARU*. [Consulta: 18 de setiembre de 2015]. Disponible en: <http://www.caru.org.uy/jornadas/images/pdf/libro%20de-resumenenes.pdf>
- de Figuereido, D. R., Azeiteiro, U. M., Esteves, M., Gonçalves, F. J. M. y Pereira, M. J., 2004. Microcystin-producing blooms—a serious global public health issue. En: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, pp.151-163.
- Delbene, L., Gerhard, M., Marrero, A. y Aubriot, L., 2011. *Evaluación de la calidad del agua de un lago artificial en Paso Carrasco, Canelones, CSIC- Proyecto PAIE013*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- De León, L. y Yunes, J. S., 2001. First report of a microcystin-containing bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the La Plata River, South America. En: *Environmental Toxicology*, 16(1), pp.110-112.
- Deng, J. M., Qin, B. Q., Paerl, H. W., Zhang, Y. L., Ma, J. R. y Chen, Y., 2014. Earlier and warmer springs increase cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in subtropical Lake Taihu, China. En: *Freshwater Biology*, 59, pp.1076-1085.
- DINAMA, 2009. *Determinación de Clorofila a, b y c1+c2 y Feopigmentos de Clorofila a (feofitina a) encontrados en fitoplancton de agua dulce y marina. 7004UY. Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales*. Montevideo:DINAMA.
- DINAMA-JICA, 2011. *Proyecto sobre control de contaminación y calidad de agua en la cuenca del Río Santa Lucía. Informe final del proyecto*. Montevideo: DINAMA, JICA.
- Echenique, R. y Aguilera, A., 2009. Las floraciones de Cianobacterias en Argentina. Estado de la situación actual en distintas zonas de nuestro país. En: Giannuzzi, L. (ed.). *Cianobacterias y cianotoxinas: identificación, toxicología, monitoreo y evaluación de riesgo*. Corrientes: Moglia SRL. pp.53-56.
- Fabre, A., Carballo, C., Hernández, E., Píriz, P., Bergamino, L., Mello, L., González, S., Pérez, G., León, J. G. y Aubriot, L., Bonilla, S. y Kruk, C., 2010. El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales, artificiales de Uruguay. En: *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1), pp.112-125.
- Feola, G., Brena, B., Risso, J. y Sienna, D., 2006a. *Programa de monitoreo de agua de playas de Montevideo. Informe temporada estival 2005-2006*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Risso, J. y Sienna, D., 2006b. *Programa de monitoreo de agua de playas y de costa de Montevideo. Informe 2006*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Risso, J. y Sienna, D., 2007a. *Programa de monitoreo de agua de playas de Montevideo. Informe temporada estival 2005-2006*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Risso, J. y Sienna, D., 2007b. *Programa de monitoreo de agua de playas y de costa de Montevideo. Informe 2007*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Risso, J., Sienna, D. y Echezarreta, M., 2008a. *Programa de monitoreo de agua de playas de Montevideo. Informe temporada estival 2007-2008*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Risso, J., Sienna, D. y Echezarreta, M., 2008b. *Programa de monitoreo de agua de playas de Montevideo. Informe temporada estival 2008-2009*. Montevideo:

- Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Risso, J., Sienna, D., Saona, G. y Echezarreta, M., 2010. *Programa de monitoreo de agua de playas y de costa de Montevideo. Informe 2009-2010*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Cacho, C., Sienna, D., Saona, G., Espínola, J., D'Alessandro, B. y Espinosa, N., 2011a. *Estudio de la calidad de agua, sedimento y biota del Río de la Plata Evaluación: Línea de base: Informe Anual - 2011*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Risso, J., Sienna, D., Echezarreta, M., Saona, G. y Rodríguez, A., 2011b. *Programa de monitoreo de agua de playas y costa de Montevideo: Informe 2010-2011*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Feola, G., Brena, B., Risso, J., Sienna, D., Echezarreta, M., Pereira, M. y D'Alessandro, B., 2012. *Programa de monitoreo de agua de playas y de costa de Montevideo. Informe 2011-2012*. Montevideo: Intendencia de Montevideo. (Informe técnico).
- Ferrari, G. y Vidal, L. 2006. Fitoplancton de la zona costera uruguaya: Río de la Plata y Océano Atlántico. En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. y Conde, D. (eds.). *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Montevideo: Vida Silvestre. pp.45-56. ISBN: 9974-7589-2-0.
- Ferrari, G., Pérez, M. C., Dabezies, M., Míguez, D. y Saizar, C., 2011a. Planktic Cyanobacteria in the lower Uruguay River, South America. En: *Fottea*, 11(1), pp.225-234.
- Ferrari, G., Saizar, C., Boccardi, L., Dabezies, M. J., Clemente, J., 2011b. Informe sobre la caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2011. Montevideo: LATU (Suplemento de informe de asesoramiento N° 1263520).
- Ferrari, G., Saizar, C., Moreno, D., Clemente, J., Boccardi, L. y Dabezies, M. J., 2011c. *Estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay (Agosto 2009-Noviembre 2010)*. Montevideo: LATU (Suplemento de informe de asesoramiento N° 1203146).
- Giannuzzi, L., Sedan, D., Echenique, R. y Andrinolo, D., 2011. An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina. En: *Marine Drugs*, 9(11), pp.2164-2175.
- González-Piana, M., Fabian, D., Delbene, L. y Chalar, G., 2011. Toxics blooms of *Microcystis aeruginosa* in three Rio Negro reservoirs, Uruguay. En: *Harmful Algae News*, 43, pp.16-17.
- Gorga, J., Conde, D., Fabián, D., Bonilla, S., Clemente, J. y Paradiso, M., 1996a. *Informe VI Muestreo limnológico Embalse Rincón del Bonete*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Gorga, J., Conde, D., Bonilla, S., Fabián, D., Clemente, J. y Paradiso, M., 1996b. *Informe VII Muestreo limnológico Embalse Rincón del Bonete*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Gorga, J., Bonilla, S., Clemente, J., Conde, D., Fabián, D. y De León, R., 1996c. *Informe VIII Muestreo limnológico Embalse Rincón del Bonete*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Gorga, J., Conde, D., Bonilla, S., Fabián, D., Clemente, J. y Paradiso, M., 1997. *Informe IX Muestreo limnológico Embalse Rincón del Bonete*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Gorga, J., Paradiso, M., Clemente, J., Bonilla, S., Fabián, D. y Conde, D., 1998. *Informe XIII Muestreo limnológico Embalse Rincón del Bonete*. Montevideo: Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Informe inédito).
- Gravier, A., Vidal, L. y Britos, A., 2009. Cianobacterias como organismos interferentes en el servicio de de agua potable de Bella Unión (Uruguay) [En línea]. En: *Resúmenes del 1º Encuentro Uruguayo. Cianobacterias: del conocimiento a la gestión*. Montevideo: LATU; Facultad de Ciencias. [Consulta: 15 de diciembre de 2014]. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/CDCIANO2009/intro.html>
- Hautala, H., Lamminmäki, U., Spoo, L., Nybom, S., Meriluoto, J. y Vehniäinen, M., 2013. Quantitative PCR detection and improved sample preparation of microcystin-producing *Anabaena*, *Microcystis* and *Planktothrix*. En: *Ecotoxicology and environmental safety*, 87, pp. 49-56.
- International Organization for Standardization, 1992. ISO 10260: *Water quality - Measurement of biochemical parameters - Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration*. Ginebra: ISO.
- Instituto Uruguayo de Normas Técnicas (Uruguay), 2008. UNIT 833: *Agua potable. Requisitos*. Montevideo: UNIT.
- Kim, S. G., Joung, S. H., Ahn, C. Y., Ko, S. R., Boo, S. M. y Oh, H. M., 2010. Annual variation of *Microcystis* genotypes and their potential toxicity in water and sediment from a eutrophic reservoir. En: *FEMS Microbiology Ecology*, 74(1), pp.93-102.
- Kruk, C., Mazzeo, N., Lacerot, G. y Reynolds, C., 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. En: *Journal of Plankton Research*, 24, pp.901-912.
- Kruk, C., Rodríguez-Gallego, L., Quintans, F., Lacerot, G., Scasso, F., Mazzeo, N., Meerhoff, M. y Paggi, J., 2006. Calidad de agua y biodiversidad de 18 pequeñas lagunas en la costa sureste de Uruguay. En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. y Conde, D. (eds.). *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Montevideo: Vida Silvestre. pp.599-610. ISBN: 9974-7589-2-0.
- Kruk, C., Rodríguez-Gallego, L., Meerhoff, M., Quintans, F., Lacerot, G., Mazzeo, N., Scasso, F., Paggi, J. C., Peeters, E. T. H. M., y Marten, S., 2009. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). En: *Freshwater Biology*, 54, pp.2628-2641.
- Kurmayer, R. y Gumpenberger, M., 2006. Diversity of microcystin genotypes among populations of the filamentous cyanobacteria *Planktothrix rubescens* and *Planktothrix agardhii*. En: *Molecular Ecology*, 15(12), pp.3849-3861.
- Mazzeo, N., Crosa, D. y Sommaruga, R., 1993. Productividad y variación estacional de la biomasa de *Pistia stratiotes* L. en el Reservorio del Cisne, Uruguay. En: *Acta Limnológica Brasiliensis*, 6, pp.186-195.
- Mazzeo, N., Rodríguez-Gallego, L., Kruk, C., Meerhoff, M., Gorga, J., Lacerot, G., Quintans, F., Loureiro, M., Larrea, D. y García-Rodríguez, F., 2003. Effects of *Egeria densa*

- Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. En: *Hydrobiologia*, 506(1-3), pp.591-602.
- Meerhoff, M., Clemente, J.M., Teixeira de Mello, F., Iglesias C., Pedersen, A.R. y Jeppesen, E., 2007. Can warm climate related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes? En: *Global Change Biology*, 13(9), pp.1888-1897.
- Moss, B., 1998. *Ecology of fresh waters: man and medium, past to the future*. 3. Oxford: Blackwell Science Oxford. ISBN: 0-632-03512-9.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W, Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., De Meester, L., Paerl H. y Scheffer, M., 2011. Allied attack: climate change and nutrient pollution. En: *Inland Waters*, 1(2), pp. 101-105.
- Mowe, M. A. D., Mitrovic, S. M., Lim, R. P., Furey, A. y Yeo D. C. J., 2015. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. En: *Journal of Limnology*, 79(2), pp. 205-224.
- Niedermeyer, T., 2013. Microcystin congeners described in the literature. [En línea] [Consulta: 11 de noviembre 2015]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.6084/m9.figshare>.
- O' Farrell, I., Bordet, F. y Chaparro, G., 2012. Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir: validation of dominant eco-strategies. En: *Hydrobiologia*, 698(1), pp.175-190.
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A. y Gobler, C. J., 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. En: *Harmful Algae*, 14, pp.313-334.
- Oliver, R. y Ganf, G. G., 2000. Freshwater blooms. En: Whitton, B. A. y Potts, M. *The ecology of cyanobacteria*. Dordrecht: Kluwer Academic Press. pp.149-194.
- Pacheco, J. P., Iglesias, C., Meerhoff, M., Fosalba, C., Goyenola, G., Teixeira-de Mello, F., García, S., Gelós, M. y García-Rodríguez, F., 2010. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): a morphology-based approach. En: *Hydrobiologia*, 646(1), pp.187-197.
- Paerl, H. W. y Otten, T. G., 2013. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. En: *Microbial Ecology*, 65(4), pp.995-1010.
- Pérez, M. C., Bonilla, S., De León, L., Smarda, J. y Komárek, J., 1999. A bloom of *Nodularia baltica-spumigena* group (Cyanobacteria) in a shallow coastal lagoon of Uruguay, South America. En: *Algological Studies*, 128, pp.91-101.
- Piccini, C., Aubriot, L., Fabre, A., Amaral, V., González-Piana, M., Giani, A., Figueredo, C. C., Vidal, L., Kruk, C. y Bonilla, S., 2011. Genetic and eco-physiological differences of South American *Cylindrospermopsis raciborskii* isolates support the hypothesis of multiple ecotypes. En: *Harmful Algae*, 10(6), pp.644-653.
- Pírez, M., Gonzalez-Sapientza, G., Sierra, D., Ferrari, G., Last, M., Last, J. y Brena, B. M., 2013. Limited analytical capacity for cyanotoxins in developing countries may hide serious environmental health problems: simple and affordable methods may be the answer. En: *Journal of Environmental Management*, 114, pp.63-71.
- Portaria Ministério da Saúde, N° 2914, de 12 de diciembre de 2011 [En línea]. [Consulta: 15 de diciembre de 2014]. Brasil. Disponible en: [http://bvsm.sau.br/bvsm/saudefis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](http://bvsm.sau.br/bvsm/saudefis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html)
- Quirós, R. y Luchini, L., 1982. Características limnológicas del embalse Salto Grande. III. Fitoplancton y su relación con parámetros ambientales. En: *Revista Asociación Ciencias Naturales del Litoral*, 13, pp.40-66.
- Rangel, L., Silva, L.H.S., Rosa, P., Roland F. y Huszar, V.L.M., 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. En: *Hydrobiologia*, 693, pp.13-28
- Rigosi, A., Carey, C. C., Ibelings, B. W. y Brookes, J. D., 2014. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. En: *Limnology and Oceanography*, 59, pp.99-114.
- Rodríguez Gallego, L., 2010. *Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo*. Montevideo: Programa PEDECIBA Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Tesis de doctorado).
- Sant'Anna, C. L., Azevedo, M. T. de P., Werner, V. R., Dogo, C. R., Rios, F. R. y de Carvalho, L. R., 2008. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. En: *Algological Studies*, 126(1), pp.251-265.
- Scasso, F., Mazzeo, N., Gorga, J., Kruk, C., Lacerot, G., Clemente, J. y Bonilla, S., 2001. Limnological changes in a sub-tropical shallow hypertrophic lake during its restoration: two years of a whole-lake experiment. En: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(1), pp.31-44.
- Sierra, D. y Ferrari, G., 2006. Monitoreo de cianobacterias en la costa de Montevideo (Uruguay). En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. y Conde, D. (eds.). *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Montevideo: Vida Silvestre. pp.413-420. ISBN: 9974-7589-2-0.
- Simoens, M., 2009. Microcistina - LR en el Uruguay. [En línea]. En: *Resúmenes del 1º Encuentro Uruguayo. Cianobacterias: del conocimiento a la gestión*. Montevideo: LATU; Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. [Consulta: 15 de diciembre de 2014]. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/CDCIANO2009/intro.html/>
- Smith, V.H., Tilman, G.D. y Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs of freshwater, marine and terrestrial ecosystems. En: *Environmental Pollution*, 100(1-3), pp. 179-196.
- Somma, A., 2014. *El papel de la luz y la temperatura en la dinámica de cianobacterias en un lago de uso recreativo*. Biológicas. Montevideo: Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Tesis de Licenciatura en Ciencias).
- Sournia, A., 1978. *Phytoplankton manual*. París: UNESCO, ISBN ISSN: 93-3-101572-9. (Serie: Monographs on oceanographic methodology, Vol. 6).
- Steffen, M. y Inda, H., 2010. *Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada*. Montevideo: Universidad de la República; South American Institute for Resilience and Sustainability Studies (SARAS). ISBN: 978-9974-0-0694-2.
- Técnicos del LATU. *Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2012*. Montevideo: LATU. (Informe de consultoría N° Solicitud 1366124/MAM).
- Uruguay. Decreto 253/979, de 19 de mayo de 1979. *Diario Oficial*, 31 de mayo de 1979, p.1473.

- Uruguay. Decreto 375/011, de 03 de noviembre de 2011. *Diario Oficial*, 14 de noviembre de 2011, p.1066.
- van Apeldoorn, M. E., van Egmond, H. P., Speijers, G. J. A. y Bakker G. J. I., 2007. Toxins of cyanobacteria. En: *Molecular Nutrition and Food Research*, 51(1), pp.7-60.
- Vidal, L., 2008. *Estructura y biomasa del fitoplancton en lagunas costeras: Relevancia del picoplancton autótrofo*. Montevideo: PEDECIBA Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. (Tesis de maestría).
- Vidal, L. y Kruk, C., 2008. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. En: *Panamerican Journal of Aquatic Sciences*, 3, pp.142-151.
- Vidal, L., Britos, A. y Gravier, A., 2009. Cianobacterias planctónicas en aguas superficiales destinadas para consumo humano en Uruguay: taxonomía, distribución y toxicidad. [En línea]. En: *Resúmenes del 1º Encuentro Uruguayo. Cianobacterias: del conocimiento a la gestión*. Montevideo: LATU; Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. [Consulta: 15 de diciembre de 2014]. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/CDCIANO2009/intro.html>
- Vidal, L. y Britos, A., 2012. Uruguay: Occurrence, toxicity and regulation of Cyanobacteria. En: Chorus, I., (ed.). *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Dessau-Roßlau: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). pp.130-133. ISSN: 1862-4804.
- Vidal L., Gravier A., Pérez M. C. y Britos A., 2015. Seguimiento de servicios de agua potable abastecidos por el Río Uruguay con presencia de cianobacterias potencialmente productoras de microcistinas, de acuerdo al "Protocolo de Alertas por Cianobacterias" establecido por el Área Hidrobiología del Laboratorio Central, Obras Sanitarias del Estado (OSE). [En línea] En: CARU. *Libro de Resúmenes. Primeras Jornadas sobre Eutrofización y Floraciones Algales Nocivas en el Río Uruguay*. Colón: CARU. [Consulta: 18 de setiembre de 2015]. Disponible en: <http://www.caru.org.uy/jornadas/images/pdf/libro%20de-resumenes.pdf>
- Zhou, J., Bruns, M. A. y Tiedje, J. M., 1996. DNA recovery from soils of diverse composition. En: *Applied and Environmental Microbiology*, 62(2), pp. 316-22.
- Zurawell, R. W., Chen, H., Burke J. M. y Prepas E. E., 2005. Hepatotoxic Cyanobacteria: A review of the biological importance of Microcystins in freshwater environments. En: *Journal of Toxicology and Environmental Health (B)*, 8, pp.1-37.

# Herramientas para el monitoreo y sistema de alerta de floraciones de cianobacterias nocivas: Río Uruguay y Río de la Plata

## Monitoring tools and early warning system for harmful cyanobacterial blooms: Río Uruguay and Río de la Plata

Kruk, Carla<sup>\*(1)(2)</sup>, Segura, Angel<sup>(2)(3)</sup>, Nogueira, Lucía<sup>(2)</sup>, Carballo, Carmela<sup>(1)(5)</sup>, Martínez de la Escalera, Gabriela<sup>(4)</sup>, Calliari, Danilo<sup>(5)(6)</sup>, Ferrari, Graciela<sup>(7)</sup>, Simoens, Macarena<sup>(7)</sup>, Cea, Jacqueline<sup>(7)</sup>, Alcántara, Ignacio<sup>(2)(4)</sup>, Vico, Paula<sup>(4)</sup>, Míguez, Diana<sup>(7)</sup> y Piccini, Claudia<sup>\*(2)(4)</sup>.

<sup>(1)</sup> Sección Limnología, IECA, Facultad de Ciencias, UdelaR – <sup>(2)</sup> Grupo de Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos, UdelaR – <sup>(3)</sup> MAREN, CURE-Rocha – <sup>(4)</sup> Microbiología, IIBCE, MEC – <sup>(5)</sup> PDU Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos, CURE-Rocha – <sup>(6)</sup> Oceanología y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, UdelaR – <sup>(7)</sup> Laboratorio Tecnológico del Uruguay

Contacto: ckruk@yahoo.com; cpiccini@iibce.edu.uy

RECIBIDO: 2/9/2015 – APROBADO: 14/12/2015

### Resumen

Las floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas son uno de los problemas más difundidos en los sistemas acuáticos a nivel global. Sin embargo, es necesario desarrollar programas de monitoreo sensibles y directamente aplicables a la predicción de las floraciones y su gestión. Con este objetivo se combinaron conceptos ecológicos y genéticos para generar herramientas para el monitoreo de cianobacterias. Se utilizaron dos aproximaciones: agrupación de organismos en grupos funcionales basados en morfología y análisis moleculares (PCR cuantitativo en tiempo real) que indican presencia de genes que codifican para la expresión de cianotoxinas (*mcy*). Para evaluar las herramientas se realizaron seis campañas de muestreo bimensuales (2013-2014) en seis estaciones con dos sitios en cada una, a lo largo del Río Uruguay y del Estuario Río de la Plata, desde Salto Grande hasta Punta del Este. Se observó un gradiente marcado en las variables meteorológicas, físico-químicas, y mayores abundancias de organismos planctónicos en Salto Grande y Punta del Este. Se encontró la presencia en todo el gradiente de poblaciones tóxicas, con mayor abundancia en Salto, particularmente del complejo *Microcystis aeruginosa* (CMA). Las variables ambientales más importantes en determinar el gradiente ambiental y las variaciones en las variables biológicas fueron la salinidad, la temperatura, el viento y la turbidez. Los resultados de los nuevos indicadores (presencia en red del CMA y genes *mcy*) estuvieron correlacionados con los tradicionales (ej. clorofila-a) en los casos de floraciones más severas, y fueron sustantivamente más sensibles que los tradicionales en situaciones de bajas abundancias. La conjunción de los resultados se aplicó a la construcción de un protocolo de monitoreo y un sistema de alerta.

**Palabras clave:** Floraciones, grupos funcionales, genotipos tóxicos, gradiente ambiental, protocolo de monitoreo, sistema de alerta.

### Abstract

Potentially hazardous cyanobacterial blooming constitutes one of the most widespread problems experienced by aquatic systems worldwide. However, the development of novel monitoring methods sensitive enough to be directly applicable to predict and manage blooming events is required. In order to fulfill this goal, both ecological and genetic concepts were combined to generate novel cyanobacteria monitoring tools. Two approaches were used: grouping organisms into functional groups and utilizing molecular analysis (real time quantitative PCR) as indicators of the presence of genes that encode the expression of cyanotoxins (*mcy*). Six bi-monthly sampling campaigns were performed to evaluate the suitability of these tools (2013-2014) at six locations composed of two sites each one, ranging downstream from Salto Grande, at the River Uruguay, to Punta del Este, at the Estuary River Plate. A remarkable gradient was observed in the meteorological, physical and chemical variables, as well as higher abundances in planktonic organisms both in Salto Grande and in Punta del Este. The most abundant population of toxic species in the whole gradient were found in Salto, and in particular those belonging to the *Microcystis aeruginosa* complex (MAC). The most relevant environmental variables to determine the gradient and the variation in biological variables were: salinity, temperature, wind and turbidity. The results of the new indicators (presence of MAC in the plankton net and *mcy* genes) were correlated with the traditional ones (e.g. chlorophyll-a) demonstrating being much more sensitive in low abundance situations. The conjunction of results was applied to the construction of a monitoring and early warning system protocol.

**Keywords:** Blooms, functional groups, toxic genotypes, environmental gradient, monitoring protocol, alert system.

## Introducción

### Necesidad y dificultades del monitoreo de floraciones fitoplanctónicas

La pérdida de calidad de agua y el desarrollo de floraciones nocivas de fitoplancton son problemáticas actuales de Uruguay y del mundo (Paerl y Huisman, 2008; Vidal y Kruk, 2008; Vidal y Britos, 2012). Las floraciones son el crecimiento excesivo de una o pocas especies en relación a su concentración original (Smayda, 1997; Chorus y Bartram, 1999; Reynolds, 2006). Estas disminuyen la calidad del agua y la biodiversidad, y la situación es más adversa aún cuando producen toxinas. En los ecosistemas de agua dulce las toxinas son producidas principalmente por cianobacterias (Pérez, et al., 1999; De León y Yunes, 2001; Aubriot, et al., 2009; Chorus, 2012). El aumento de actividades agropecuarias con uso intensivo de fertilizantes y el vertido de desechos no procesados al agua son una de las principales causas del aumento de la frecuencia e intensidad de las floraciones (Mazzeo, et al., 2002; Chalar, 2009; Rodríguez-Gallego, 2010). Son importantes también las modificaciones físicas, como la construcción de represas, la canalización y la destrucción de la vegetación ribereña (Conde, et al., 2002a; Conde, et al., 2002b). Las floraciones generan inconvenientes sanitarios y sociales, así como grandes pérdidas económicas (DINAMA, 2009; OSE, 2009; Chorus, 2012).

La preocupación a nivel mundial sobre las floraciones ha creado la necesidad de medidas de manejo exitosas. Para ello es necesario desarrollar monitoreos que generen información rápida, fácil de interpretar y útil para la predicción de la ocurrencia e intensidad de las floraciones. Existen varias especies de fitoplancton y cianobacterias que pueden desarrollar floraciones. Cada especie puede producir más de un tipo de toxina y dicha producción varía con distintas condiciones ambientales, entre distintas cepas y según el estado fisiológico de las células (Piccini, et al., 2011; Martigani, 2012; Piccini, et al., 2013).

Tradicionalmente se han utilizado estimadores globales de la comunidad del fitoplancton para su monitoreo, como por ejemplo la concentración de clorofila-a (Vollenweider, 1976; Scheffer, et al., 2003). Estos indicadores son buenas herramientas por su rapidez y simplicidad, pero no consideran diferentes respuestas y efectos (toxicidad, riesgo sanitario) causados por la presencia de distintas especies. Por estas razones es sustancial realizar adecuadas identificaciones taxonómicas de las especies. Sin embargo, la inspección microscópica es trabajosa y la ocurrencia de especies problema no es condición suficiente para la presencia de toxinas en el agua. Aún más, el hecho de que distintas especies tengan distintas preferencias ambientales y, por lo tanto, distintas respuestas al ambiente, hace que su predicción a partir de datos ambientales sea prácticamente imposible (Huisman y Weissing, 2001). Es necesario desarrollar herramientas que contemplen los mecanismos ecológicos que controlan el funcionamiento de las comunidades (Le Quére, et al., 2005) pero sinteticen el comportamiento de las cientos de especies de fitoplancton que pueden ocurrir simultáneamente (Kruk, et al., 2011) y consideren la potencialidad de producir toxinas (Piccini, et al., 2013). La combinación de agrupaciones de las especies en grupos funcionales (Kruk, et al., 2010; Reynolds, 2012) con aproximaciones que estimen la potencialidad de producir toxinas, por ejemplo mediante la identificación de genotipos tóxicos, surge como una alternativa relevante (Dittmann y Börner, 2005).

### *Microcystis* y microcistinas

Las microcistinas son una de las familias de toxinas más conocidas, estudiadas y una de las más frecuentemente detectadas. Es producida por una gran variedad de géneros, incluyendo algunas de las especies más comúnmente encontradas en floraciones, como es el caso de *Microcystis aeruginosa* (Orden Chroococcales) (De León y Yunes, 2001; González-Piana, et al., 2011) que forma densas floraciones superficiales en todo el mundo incluyendo Uruguay (De León y Yunes, 2001; Huisman y Hulot, 2005) y forma parte del grupo funcional basado en morfología VII (Kruk, et al., 2010). Existen distintos métodos de cuantificación de cianotoxinas en muestras naturales, pero muchos de ellos presentan desventajas como la reactividad cruzada, los altos costos y el uso de elementos radiactivos (Brena y Bonilla, 2009). Si bien en Uruguay se cuenta con la capacidad técnica para detectar cianotoxinas, esta es todavía restringida a microcistinas totales y LR. Es necesario el desarrollo de nuevas metodologías para complementar las existentes, considerando la importancia de que estos métodos sean rápidos, sensibles, confiables, generales y de mediano o bajo costo. Entre los métodos moleculares se encuentra la detección mediante PCR (reacción en cadena de la polimerasa) de genes marcadores de características diagnósticas, como por ejemplo aquellos que codifican para las enzimas de la biosíntesis de las toxinas (Furukawa, et al., 2006). Así, amplificando estos genes se puede inferir la abundancia de células con potencial tóxico en una muestra, de manera altamente específica.

El objetivo principal de este proyecto fue desarrollar herramientas de detección temprana y monitoreo de cianobacterias potencialmente tóxicas. A nivel de los organismos y comunidades, se implementó una herramienta de monitoreo agrupando a los organismos en grupos funcionales (Kruk, et al., 2010). A nivel genético y molecular, se puso a punto una metodología para determinar la abundancia de cianobacterias productoras de microcistinas basada en PCR cuantitativo en tiempo real (qPCR). Asimismo, se cuantificó la microcistina-LR por HPLC mediante cromatografía líquida con detector arreglo de diodo (Lawton, et al., 1994). La aproximación funcional permite resumir la información de muchas especies e hipotetizar sobre sus respuestas a los cambios ambientales. La aproximación genética aporta información sobre la potencialidad de producir toxinas. Ambas son herramientas innovadoras pero fáciles de aplicar, rápidas y que permiten el diagnóstico de situación antes del desarrollo de las floraciones. Asimismo, una estrategia sugerida como adecuada para el monitoreo y gestión de floraciones es el uso de «árboles de decisión» con valores críticos ordenados en distintos niveles de alerta y distintos riesgos de exposición (Chorus y Bartram, 1999; Bonilla, 2009; Rodríguez-Gallego, 2010). En este trabajo se combinaron ambas aproximaciones en un protocolo de monitoreo y un sistema de alerta basado en las nuevas herramientas diseñadas.

Se utilizó un amplio gradiente ambiental y temporal en el Río Uruguay y Río de la Plata para evaluar las herramientas en condiciones que favorecen o limitan el desarrollo de floraciones, incluyendo desde abundancias muy altas hasta abundancias indetectables de los organismos que las causan. El muestreo realizado fue uno de los esfuerzos simultáneos más importantes que se han hecho en Uruguay. Conjuntamente con la estimación de una gran variedad de variables abióticas y bióticas, comunitarias y moleculares, representa un importante aporte a la caracterización de los ecosistemas acuáticos

estudiados, los cuales tienen un gran valor socioeconómico y para la conservación (e.g. Vizziano, et al., 2001; Acha, et al., 2008). Además, la gran variabilidad de las condiciones abióticas y bióticas sustentan la aplicabilidad de las herramientas diseñadas a otros ecosistemas.

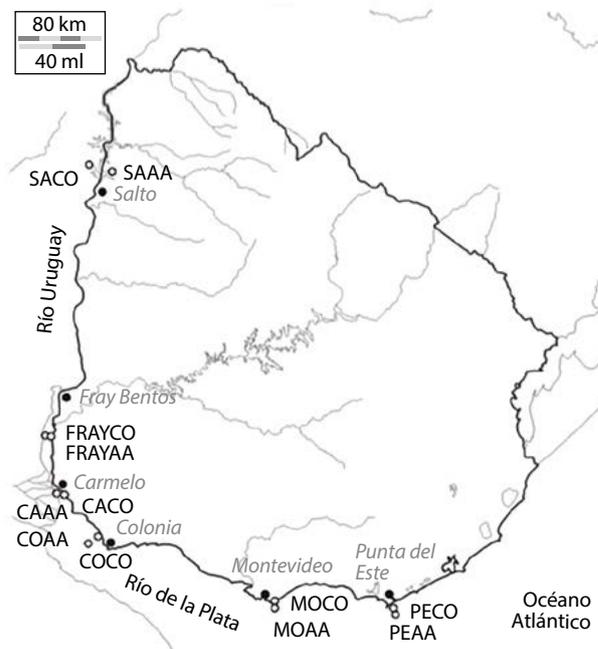
## Materiales y Métodos

### Muestreo

Se realizaron seis campañas de muestreo entre el 20 de enero de 2013 y el 30 de marzo de 2014, cubriendo las cuatro estaciones del año. Se tomaron muestras en seis sitios a lo largo del Río Uruguay y Río de la Plata (Tabla 1, Figura 1). En cada uno de estos sitios se midieron variables *in situ* y se tomaron muestras en dos estaciones correspondientes a aguas abiertas (AA) y costa (CO), excepto en el Embalse de Salto Grande, donde AA y CO correspondieron a los brazos del embalse generados por los ríos Gualeguaycito e Itapebí, respectivamente (Tabla 1).

### VARIABLES *in situ* Y MUESTRAS

En cada estación de muestreo (12) se midió la intensidad del viento ( $\text{ms}^{-1}$ ), la intensidad de la luz con fotoradiómetro ( $\mu\text{mol fotón m}^2 \text{seg}^{-1}$ ) y la temperatura del aire ( $^{\circ}\text{C}$ ), así como también la profundidad de la columna de agua con ecosonda (m). Utilizando un multiparámetro se registraron en superficie y fondo la temperatura ( $T$ ,  $^{\circ}\text{C}$ ), conductividad ( $\text{mScm}^{-1}$ ), oxígeno disuelto (OD,  $\text{mgL}^{-1}$ ), turbidez (NTU) y salinidad del agua. Se registró visualmente la presencia o ausencia de floraciones definidas como manchas verdes y la presencia de colonias de cianobacterias en un volumen



**Figura 1.** Mapa de los sectores del Río Uruguay y del Río de la Plata que fueron muestreados en este proyecto. Se indican los sitios de muestreo en círculos y refieren a las estaciones correspondientes a costa (CO) y aguas abiertas (AA).

de 20 L de agua superficial observado en un recipiente de color blanco.

Las muestras de agua para nutrientes, alcalinidad y biológicas se tomaron con una botella Niskin inmediatamente debajo de la superficie del agua (subsuperficialmente). Las

Localidad	Estación	Sitio de referencia	Latitud	Longitud	Distancia Costa (km)	Profundidad (m)
Salto (RU)	AA	Brazo Gualeguaycito	31° 12'	57° 59'	3,7	9,6
Salto (RU)	CO	Brazo Itapebí	31° 11'	57°52'	0,1	14,0
Fray Bentos (RU)	AA	Frente a Las Cañas	33° 10'	58° 23'	2,4	6,5
Fray Bentos (RU)	CO	Al S de la PNN	33° 10'	58° 21'	0,02	1,5
Carmelo (RdlP)	AA	Frente a Carmelo, beril de canal	34°00'	58°22'	5,8	17,4
Carmelo (RdlP)	CO	Entre Punta Piedras y muelle	34°00'	58° 17'	0,01	2,1
Colonia (RdlP)	AA	Canal del medio NW de isla San Gabriel	34°28'	57° 55'	5,9	8,0
Colonia (RdlP)	CO	Ensenada de la Colonia	34°27'	57°51'	0,01	2,0
Montevideo (RdlP)	AA	Al SE de Buen Viaje	34°58'	56°05'	7,7	7,7
Montevideo (RdlP)	CO	Playa Pocitos	34°55'	56°08'	0,03	2,3
Punta del Este (RdlP)	AA	W de Punta Britos Isla Gorriti	34°57'	55° 02'	6,4	17,0
Punta del Este (RdlP)	CO	Playa Mansa	34°55'	54° 58'	0,5	7,0

**Tabla 1.** Nombre, sitio de referencia y coordenadas correspondientes a las estaciones muestreadas. RU= Río Uruguay, RdlP= Río de la Plata, AA= aguas abiertas, CO= costa, S= sur; N= norte, W= oeste, E= este .

Nombre	Secuencia (5'-3')	T <sub>m</sub> (°C)	Tamaño esperado (pb)	Referencia
mcyJMF	TAGCTAAAGCAGGGTTATCG	51,7	242	Kim et al., 2010
mcyJMR	TCTTACTATTAACCCGCAGC	51,9	242	Kim et al., 2010
mcyDF2	GGTTCGCCTGGTCAAAGTAA	55,2	297	Kaebnick 2000
mcyDR2	CCTCGCTAAAGAAGGGTTGA	54,4	297	Kaebnick 2000
mcyBHF03	AGATTTTAAATCCACAAGAAGCTTTATTAGC	54,4	104	Hautala et al., 2012
mcyBHR0	CTGTTGCCTCCTAGTTCAAAAATGACT	57,5	104	Hautala et al., 2012
mcyE127F	AAGCAAAGCTGCTCCCGGTATC	57,6	120	Sipari et al., 2010
mcyE247R	CAATGGGAGCATAACGAGTCAA	55,1	120	Sipari et al., 2010

**Tabla 2.** Primers empleados para amplificar fragmentos de genes para la síntesis de microcistinas mediante qPCR en tiempo real.

muestras para toxinas fueron congeladas. Las muestras cuantitativas de fitoplancton fueron fijadas con solución Lugol (0,3 a 1% según concentración de la muestra; Kruk, et al., 2009). Se realizaron también muestreos cualitativos con red de arrastre con una malla de 25  $\mu\text{m}$  de poro; estas muestras fueron fijadas con formol al 4% y guardadas frescas. Para la colecta de fitoplancton de gran tamaño se realizaron arrastres con red cónica de 115  $\mu\text{m}$  de malla; estas muestras fueron fijadas con formol 4% neutralizado y en ellas se registró la presencia de colonias de cianobacterias a simple vista.

### Fitoplancton: clorofila-a, composición, abundancia y biovolumen

Se determinó la concentración de clorofila-a ( $\text{mg L}^{-1}$ ) por triplicado. Para ello se filtraron volúmenes entre 50 y 200 mL de agua por filtros Whatman GF/F (tamaño de poro nominal ca. 0.7  $\mu\text{m}$ ) que se conservaron a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ . La extracción se realizó en etanol 95% en oscuridad por 24 hs a  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ , según Jespersen y Christoffersen (1987).

La identificación taxonómica de fitoplancton, a partir de las muestras de arrastre con red, se realizó con microscopio óptico invertido Olympus CKX41 con una magnificación de 1000X. Los organismos de fitoplancton de botella fueron contabilizados y medidos en microscopio invertido Olympus IX81, el cual tiene integrada una cámara CCD de alta velocidad marca Olympus DP71, utilizando el software Cell F para procesar las fotografías. Se utilizaron cámaras Utermöhl (5, 10, 15 mL) de acuerdo a la concentración de la muestra. Se realizaron conteos por bandas hasta alcanzar 100 organismos de la especie más abundante o 400 organismos en total. Se midieron todos los organismos observados durante el conteo y se realizaron los cálculos de dimensión lineal máxima (MLD,  $\mu\text{m}$ ) volumen ( $V$ ,  $\mu\text{m}^3$ ) y superficie ( $\mu\text{m}^2$ ) individual utilizando las aproximaciones geométricas más adecuadas (Hillebrand, et al., 1999). El biovolumen ( $\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ ) se calculó multiplicando el volumen individual de los organismos por su abundancia. De acuerdo con sus rasgos morfológicos los organismos fueron clasificados en GFBM según Kruk et al. (2010) y el algoritmo desarrollado en el software libre R y disponible en Kruk y Segura (2012). Las especies fueron

además clasificadas en las principales clases taxonómicas (i.e. cianobacterias).

### Extracción de ADN

El método empleado para la puesta a punto del método se basó en el descrito por Zhou et al. (1996). Para ello, 250-300 mL de agua se filtraron a través de filtros de membrana de celulosa de 0.2  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro. Los filtros se almacenaron en placas de Petri estériles a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta su empleo para extracción de ADN. Una vez extraído el ADN y confirmada su calidad por espectrofotometría, se almacenó a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta su empleo en el qPCR. Los parámetros determinados para luego cuantificar el número de copias fueron el volumen filtrado de muestra y la cantidad total y concentración del ADN obtenido por muestra.

### PCR cuantitativo en tiempo real (qPCR)

El qPCR se ajustó utilizando *primers* específicos para varios genes del cluster que codifica para la síntesis de microcistinas (*mcy*), los cuales se obtuvieron de la literatura (Tabla 2). Para las reacciones se usó el kit Power SYBR Green PCR (Invitrogen) con un volumen final de reacción de 20  $\mu\text{l}$ : 9,5  $\mu\text{l}$  de agua, 0,5  $\mu\text{l}$  de BSA (30mg ml<sup>-1</sup>), 7,76  $\mu\text{l}$  de mix (Power SYBR Green PCR), 0,12  $\mu\text{l}$  de cada primer (50  $\mu\text{M}$ ) y 2  $\mu\text{l}$  de ADN de la muestra. El termociclador utilizado para los ensayos de qPCR fue Touch™ Real-Time PCR Detection System (BIO RAD) y las condiciones de ciclado fueron 2 min a  $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ , 15 min a  $95\text{ }^{\circ}\text{C}$  y 40 ciclos de 15 seg a  $94\text{ }^{\circ}\text{C}$ , 30 seg a  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$  y 30 seg a  $72\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Al final se realizó la curva de melting desde  $65\text{ }^{\circ}\text{C}$  a  $95\text{ }^{\circ}\text{C}$ , en incrementos de  $1\text{ }^{\circ}\text{C}$  cada 4 seg para confirmar la especificidad del fragmento amplificado.

### Curva de calibración y cuantificación del número de copias génicas

La eficiencia de amplificación de los genes fue determinada empleando vectores (plásmidos) que contienen los fragmentos génicos clonados. Para cuantificar el número de copias de cada gen en las muestras se realizaron diluciones seriadas de  $-10$  a  $-100000$  de los genes clonados, se realizó el ajuste de la curva

y se determinó el número de copias. Una vez conocido el número de copias génicas que contenía cada reacción de PCR, se calculó el número original de copias en la muestra (basados en el volumen filtrado y el rendimiento de ADN obtenido).

### HPLC microcistinas

La microcistina-LR fue cuantificada por HPLC mediante cromatografía líquida con detector arreglo de diodo PEC. AGROPEC.071, basado en la Norma ISO 20179 (International Organization for Standardization, 2005) y Lawton et al. (1994).

### Análisis de nutrientes

El amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) se midió por medio del método de inyección en flujo, basado en QuikChem Method 10-107-06-2-P (modificado) y por el método electrométrico basado en la norma estadounidense Standard Methods: 4500  $\text{NH}_3$ -D. El nitrógeno total se estimó por combustión y oxidación a dióxido nitroso y posterior detección por quimioluminiscencia, descrito por la norma ISO/TR 11905-2 (International Organization for Standardization, 1997). El fósforo total (PT) también se analizó utilizando FIA, pero según el método del fabricante del equipo Lachat, QuikChem Method 31-115-01-3-D (Lachat Instruments, 2009). Los silicatos fueron evaluados por medio del método de determinación espectrofotométrico del molibdosilicato, siguiendo la norma estadounidense Standard Methods: 4500-SiO<sub>2</sub> C.

### Análisis de datos

Las relaciones bivariadas se evaluaron mediante el coeficiente de correlación de Spearman, indicado como  $r_s$  en el texto. Se utilizaron pruebas no paramétricas (e.g. Kruskal-Wallis, H) para detectar diferencias en los indicadores tradicionales y desarrollados en este trabajo frente a la presencia o ausencia de floraciones definidas como manchas verdes y frente a la presencia de algas verde-azuladas en el copo de la red de malla de 115  $\mu\text{m}$  arrastrada por  $\sim 2$  minutos. Las técnicas no paramétricas fueron aplicadas porque varias variables no tuvieron distribución normal y fueron heterocedásticas, por lo que no fue posible cumplir con los supuestos de las técnicas paramétricas. Se utilizó un modelo de regresión lineal simple para evaluar la relación entre la temperatura del agua y del aire. Para analizar la relación entre las variables ambientales y las variables biológicas, incluyendo el biovolumen de los grupos III, V, VI, VII y otros (Gotros), el biovolumen de cianobacterias total (Ciano), la concentración máxima de genes *mcy* (*mcy\_max*) y la concentración de clorofila-a (C<sub>loa</sub>), se utilizaron análisis de correspondencia canónica. Se realizó un análisis de correspondencia con remoción de tendencias (DCA) para seleccionar el tipo de análisis más adecuado en base a la longitud del gradiente de cambio de los grupos. Como la longitud del gradiente fue 1,60 unidades de desvío estándar se realizó un análisis de correspondencia canónico (CCA) (Ter Braak y Smlauer, 1998). Las variables abióticas incluidas fueron todas las formas de nutrientes, intensidad del viento, temperatura, turbidez, salinidad, luz en el aire, alcalinidad y conductividad. La matriz abiótica fue centrada y estandarizada, mientras que las variables biológicas fueron logaritmizadas ( $\text{Log}_{10}(x+1)$ ). La significancia de los análisis de ordenación se determinó mediante la prueba de Monte-Carlo, utilizando 499 permutaciones. Se evaluó la importancia

de cada variable con un procedimiento de selección hacia adelante (CCA *forward*) para incluir aquellas que no fueran redundantes con las variables ya introducidas en el modelo; se confirmaron estos resultados utilizando el factor de inflación de varianza (VIF). Todos los análisis fueron realizados con el programa libre R versión 3.1.3. (R Core Team, 2013); para los análisis de ordenación se utilizó el paquete Vegan.

## Resultados

### Caracterización ambiental

Se observaron marcados gradientes en el tiempo y en el espacio. La profundidad varió entre 1 y 17 metros (Tabla 1). Los sitios más profundos correspondieron al embalse de Salto y a aguas abiertas en Punta del Este. Las estaciones costeras fueron siempre las más someras, excepto en el caso de Salto, donde no se mantuvo el esquema costa-aguas abiertas.

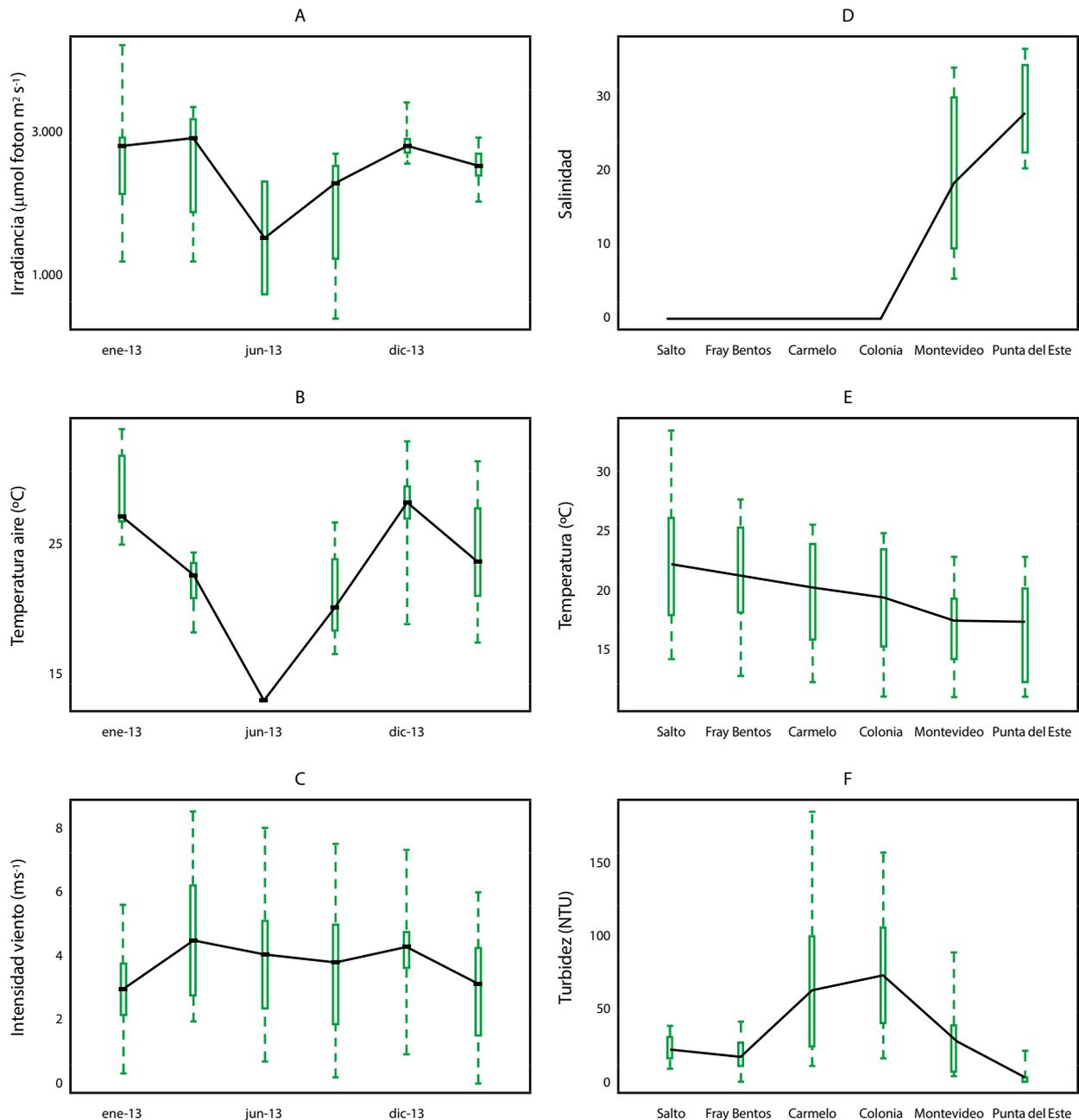
Las variables meteorológicas y oceanográficas presentaron una marcada estacionalidad, particularmente la temperatura, intensidad de luz e intensidad de viento (Figura 2A-C). La temperatura superficial del agua varió desde 11 a 34 °C y estuvo linealmente relacionada con la temperatura del aire (Tagua, °C = 4.3 + 0.69 Taire,  $R^2 = 0.61$ ). La irradiancia sobre la superficie del agua presentó valores entre 500 y 4000  $\mu\text{mol fotón m}^2\text{seg}^{-1}$  al mediodía y no estuvo relacionada con los indicadores de disponibilidad de luz en la columna de agua. El viento varió entre situaciones de calma (0  $\text{ms}^{-1}$ ) y brisa fresca (9  $\text{ms}^{-1}$ ). La temperatura e irradiancia tuvieron un comportamiento similar con mayores valores en los meses de verano. La mayor intensidad del viento se observó en invierno, y tuvo una relación negativa con la temperatura ( $r_s = -0.40$ ,  $p < 0.05$ ).

Los cambios en la salinidad y turbidez fueron marcados en el gradiente espacial (Figura 2D-F). La salinidad fue 0 en las estaciones correspondientes al Río Uruguay y en la parte interior del Río de la Plata (Salto, Fray Bentos, Carmelo y Colonia), tomando valores de 33 en la zona estuarina media y externa (Montevideo y Punta del Este). Montevideo presentó la mayor variación estacional de salinidad (rango = 7-33). La turbidez tuvo mayores valores en Carmelo y Colonia. Además de los cambios estacionales en la temperatura del agua, esta variable mostró un patrón espacial con una tendencia a valores mayores en Salto y menores en Punta del Este.

El fósforo total tuvo mayores valores en Montevideo y Colonia (Figura 3). La concentración de amonio fue mayor en Salto y Montevideo, donde también se observó la mayor variabilidad (Figura 3). El sílice tuvo una media de 14,3  $\text{mg L}^{-1}$  y presentó una tendencia a disminuir espacialmente desde Salto hasta Punta del Este (Tabla 3). El fosfato varió entre indetectable y 69  $\mu\text{g L}^{-1}$ , con mayores concentraciones en Montevideo (Tabla 3). El nitrato tuvo un valor medio de 1,45  $\text{mg L}^{-1}$  y sus mayores valores se observaron en Fray Bentos (Tabla 3).

### Estimadores globales de fitoplancton e indicadores de floraciones

Se observaron floraciones en la estación de aguas abiertas de Salto en verano e invierno, incluyendo enero, marzo y junio de 2013, así como en la estación costa de Salto en marzo de 2014. Además de Salto, solo se observó un evento de floración en Colonia en marzo de 2013. La presencia de colonias



**Figura 2.** Variabilidad temporal (A-C) y espacial (D-F) de la irradiancia, temperatura, intensidad del viento y turbidez en el Río de la Plata en el período de estudio y para los seis sitios muestreados. Se muestran las medianas y los rangos intercuartiles.

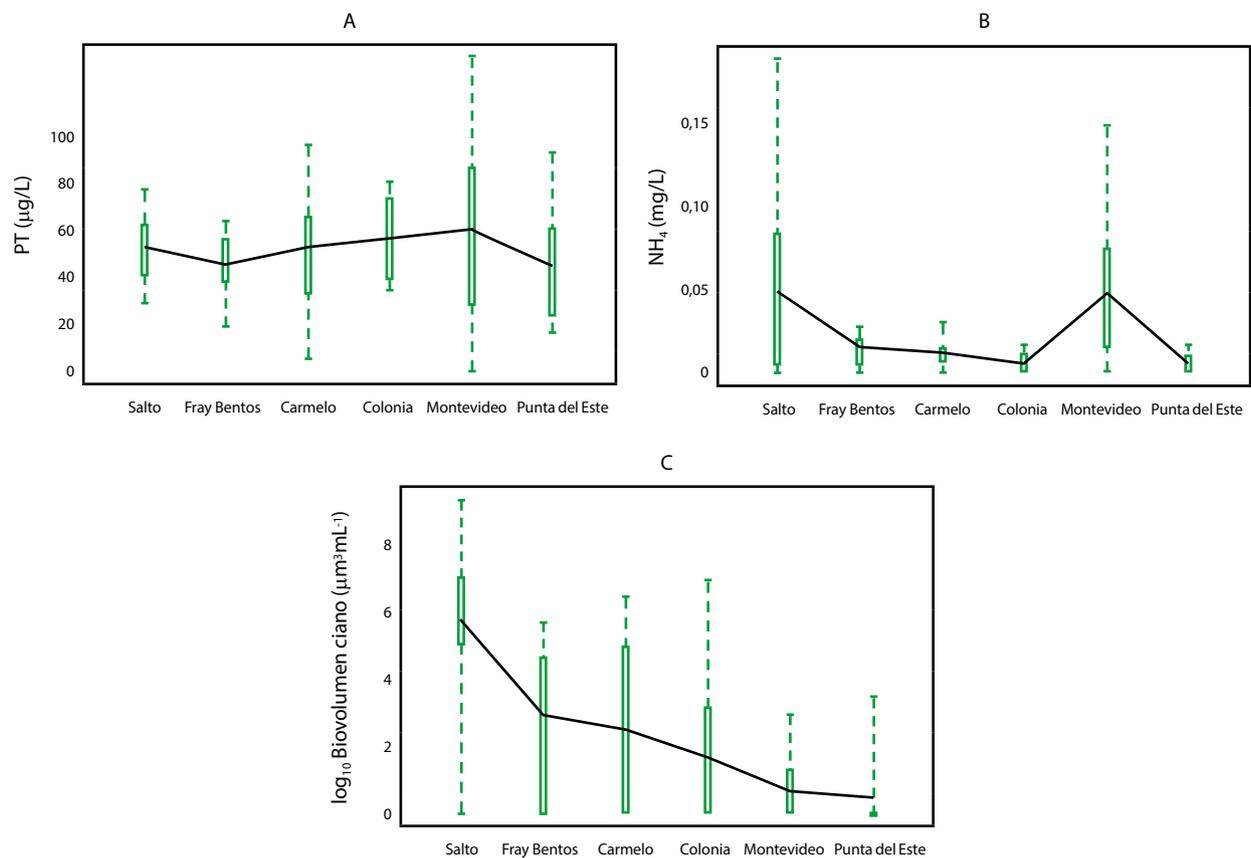
formadoras de floraciones ocurrió en todo el gradiente espacial, salvo en la estación aguas abiertas de Punta del Este. Estas colonias aparecieron en la mayoría de las estaciones en gran parte de las fechas de muestreos y correspondieron en su gran mayoría a organismos de gran tamaño del complejo *Microcystis aeruginosa* (CMA), los cuales forman parte del GFBM VII que se detalla más adelante.

La concentración de clorofila-a por extracción fue mayor en Salto y Punta del Este, con valores bajos en la zona intermedia del gradiente. El biovolumen total de fitoplancton siguió un patrón similar con una media de  $65 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$  (Tabla 3), correlacionado

con la clorofila-a ( $r_s = 0,5$ ,  $p < 0,05$ ). En cambio, el biovolumen de cianobacterias fue mayor en Salto ( $2174 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$ ) y disminuyó hacia Montevideo y Punta del Este, donde fue indetectable en varias ocasiones (Tabla 3), sin estar significativamente relacionado con la concentración de clorofila-a.

### Composición específica y grupos funcionales basados en morfología

Durante el estudio se identificaron un total de 221 especies y se registró la presencia de los 7 GFBM definidos (lista disponible



**Figura 3.** Variación espacial de la concentración de fósforo total (PT), amonio ( $\text{NH}_4$ ) y biovolumen total de cianobacterias.

Sitio	BV total ( $\text{mm}^3\text{L}^{-1}$ )	BV cianobacteria ( $\text{mm}^3\text{L}^{-1}$ )	Microcistina-LR ( $\text{mgL}^{-1}$ )	PRS ( $\mu\text{gL}^{-1}$ )	$\text{NO}_3$ ( $\text{mgL}^{-1}$ )	$\text{SiO}_2$ ( $\text{mgL}^{-1}$ )
Salto	361,4	457	7,07	19,9	1,8	14,4
	0,2-2188	ind-2175	0,4-15	ind-53,0	0,4-3,6	12,3-16,6
Fray Bentos	0,5	0,06	ind	19,9	2,1	16,2
	0,1-3,4	ind-0,49	-	Ind-59,0	0,7-3,8	13,0-25,4
Carmelo	1,4	0,35	ind	27,7	1,8	14,2
	Ind-3,8	ind-2,90	-	Ind-64,0	1,1-3,3	11,9-16,6
Colonia	4,7	0,8	0,24	31,4	1,7	14,3
	Ind-42,6	ind-9,11	ind-0,34	Ind-67,0	1,4-2,5	12,4-16,1
Montevideo	2,35	1,40E-004	ind	23,8	0,6	6,14
	0,1-6,7	ind-8,5 E-4	-	3-69	0,4-1,5	2,20-11,9
Punta del Este	19,8	2,82E-04	ind	21,6	0,4	4,71
	0,6-141,4	ind-0,0029	-	Ind-67,6	0,4-0,5	0,64-11,1

**Tabla 3.** Valores medios y rangos de variables biológicas y nutrientes disueltos en cada sitio de muestreo. BV= biovolumen, PRS= fósforo reactivo soluble,  $\text{NO}_3$ = nitrato,  $\text{SiO}_2$ = silice, Ind= indetectable.

solicitándola al autor de contacto de este artículo). De estos, los grupos V (flagelados de tamaño medio) y VI (organismos con pared de sílice) fueron los que mayor aporte hicieron al biovolumen total de la comunidad de fitoplancton ( $r_s = 0,70$ ;  $p < 0,05$  y  $r_s = 0,51$ ;  $p < 0,05$ , respectivamente). El GFBM VII (colonias de gran tamaño con mucilago) fue el grupo que incluye cianobacterias que alcanzó mayores biomásas (media =  $57,2 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ ; rango = ind-2173  $\text{mm}^3\text{L}^{-1}$ ) siendo dominante en Salto (media =  $454 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ ) y disminuyendo hacia Punta del Este (media =  $1,07\text{E}-3 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ ). Asimismo, fue el grupo que aportó en mayor proporción al biovolumen total de cianobacterias ( $r_s = 0,84$ ,  $p < 0,05$ ). Dentro del grupo VII se identificaron 14 especies en su mayoría integrantes del Complejo *Microcystis aeruginosa* (CMA).

## Microcistinas

La concentración de microcistina-LR se encontró en general bajo el límite de detección, salvo en cinco ocasiones. En Salto (estación aguas abiertas) alcanzó su máximo valor en enero de 2013 con  $15 \mu\text{gL}^{-1}$  (Tabla 3). Fue nuevamente detectada en marzo del mismo año en Salto y Colonia, pero con menores valores (Tabla 3).

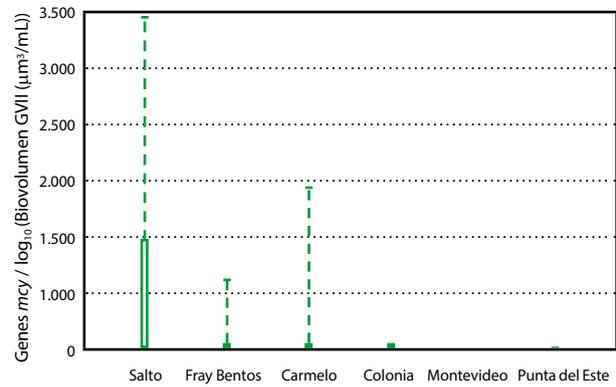
## Cuantificación de genes para la síntesis de microcistinas

Se puso a punto la metodología basada en qPCR que permite determinar rápidamente la presencia y abundancia de cianobacterias productoras de microcistina en muestras de agua. Además, se determinó la concentración de dichas toxinas por HPLC. Se detectaron genes *mcy* en virtualmente todas las fechas y estaciones de muestreo (media =  $1,70\text{E}+04$  copias  $\text{mL}^{-1}$ , rango = ind -  $8,33\text{E}+05$  copias  $\text{mL}^{-1}$ ). Las mayores abundancias se registraron en la zona de Salto Grande y Fray Bentos, disminuyendo significativamente hacia las estaciones estuarinas (Montevideo y Punta del Este).

Se utilizó la relación entre la concentración total de genes *mcy* y el biovolumen del CMA como indicador de la proporción de organismos con el potencial de producir toxinas. Esta fue mayor en Salto y disminuyó hacia Punta del Este, aunque allí no llegó a ser 0 (Figura 4). Este indicador fue positivo en un número mucho mayor de casos que la concentración de microcistinas-LR (Figura 4).

## Relaciones entre distintos indicadores biológicos y las condiciones ambientales

Los indicadores simples como la presencia de colonias de CMA observables a simple vista en un recipiente blanco y la presencia de floraciones de cianobacterias como manchas verdes en la superficie del agua, estuvieron positivamente asociadas a los indicadores estimados con metodologías más complejas (Figura 5). En condiciones de presencia de colonias no se observaron diferencias significativas en la concentración de clorofila-a total o de biovolumen total de fitoplancton (Figura 5A y B). Sin embargo, sí se detectaron diferencias significativas cuando se analizó el biovolumen del grupo VII en relación a la abundancia de genes *mcyB* y *mcyE* (Figura 5C, E y F). Cuando hubo colonias se observó una mayor concentración de microcistinas ( $H_{(1,72)} = 7,319$ ,  $p = 0,01$ ). Comparando situaciones de presencia o ausencia de floraciones se observaron diferencias en todos los indicadores, incluyendo las microcistinas ( $H_{(1,72)} = 13,76$ ,  $p < 0,001$ ) (Figura 5G a L).



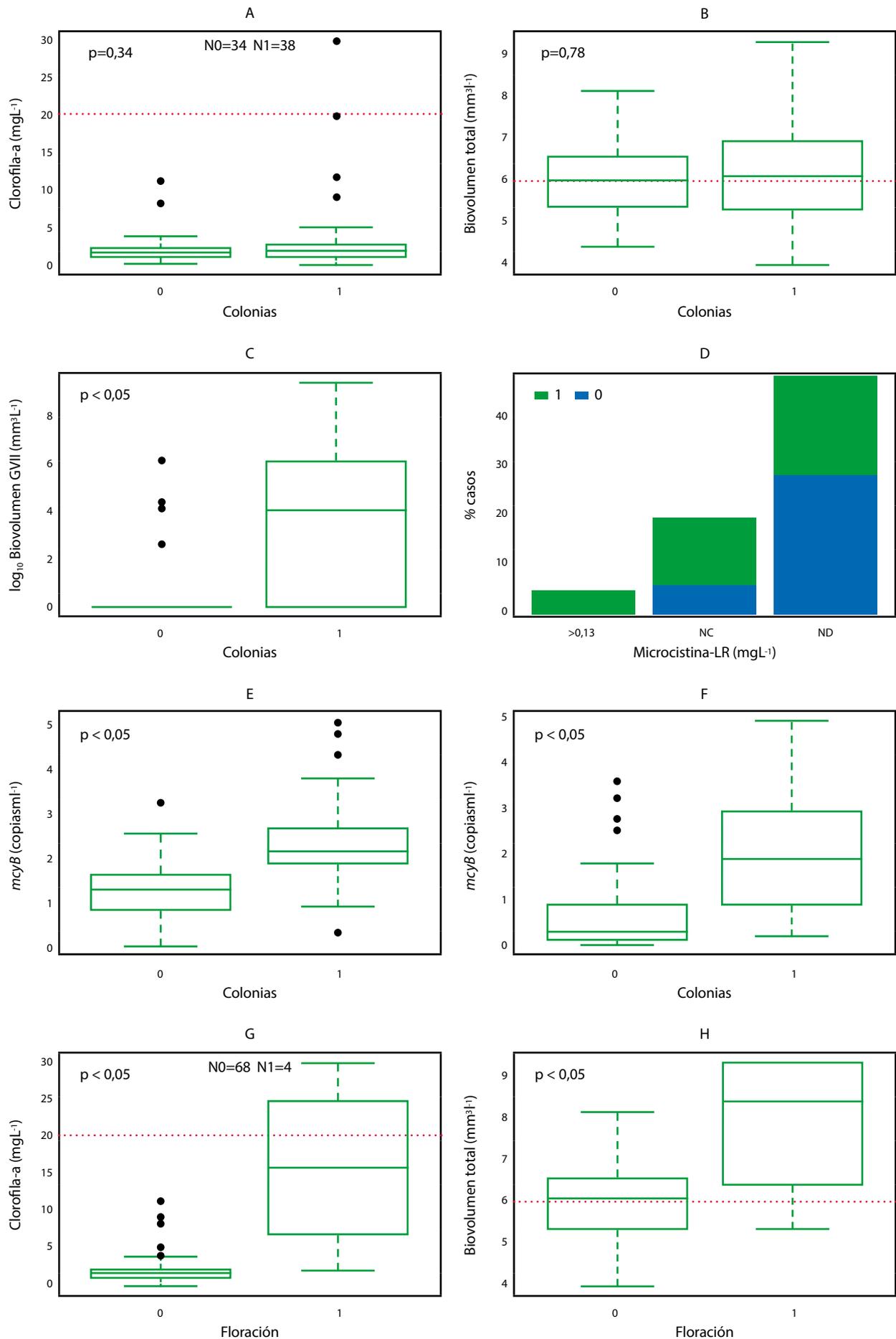
**Figura 4.** Relación entre la concentración de genes *mcy* y el biovolumen del complejo *Microcystis aeruginosa* (CMA) a lo largo del espacio.

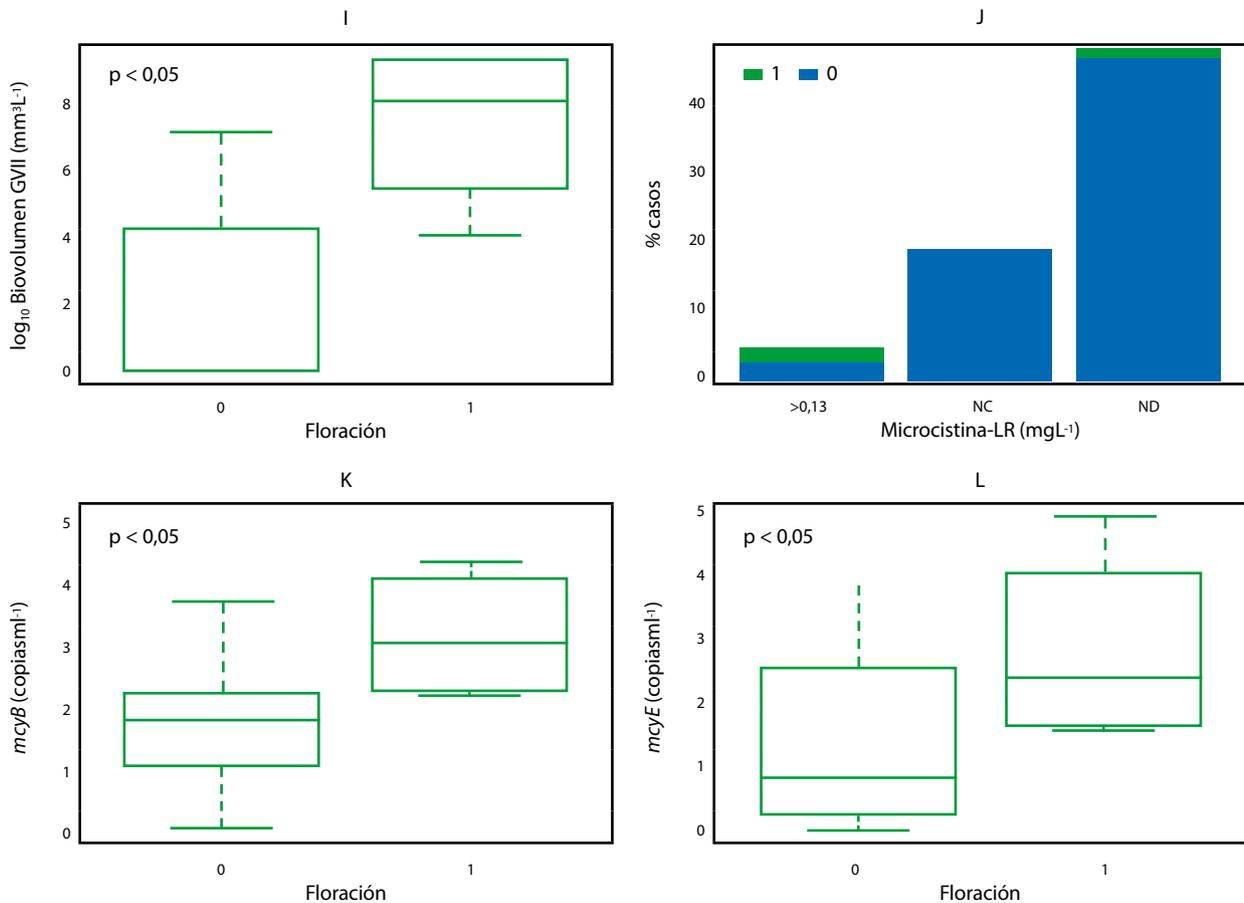
Las variables finalmente seleccionadas en el CCA como mejor conjunto explicativo de las variables biológicas fueron:  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SiO}_2$ , viento, temperatura, turbidez, salinidad y luz en el aire (Figura 6). De la totalidad de la varianza (inercia) 41% fue explicada por las variables biológicas condicionadas por las ambientales, mientras que el 59% fue explicada por las variables biológicas propiamente dichas. El  $R^2$  fue 0,41 y el test de Montecarlo tuvo un  $F=3,52$  con un  $p < 0,01$ .

Se observó un gradiente de mayores temperatura, turbidez, luz en aire y concentración de nutrientes (representativo de estaciones límnicas) a mayores salinidades e intensidad de viento con menores temperaturas y nutrientes y menos disponibilidad de luz en la columna de agua (representativo de estaciones más marinas) (Figura 7). Los grupos V (flagelados de tamaño medio a grande) y VI (diatomeas) se asociaron a las condiciones marinas, mientras que los grupos VII, III y otros estuvieron asociados a ambientes límnicos. Dentro de las condiciones límnicas el grupo VII, las cianobacterias y la presencia de colonias prefirieron condiciones de mayor concentración de nutrientes y luz incidente, mientras que el grupo III, la presencia de floraciones, otros grupos y la presencia de colonias de CMA en red de zooplancton, junto con la concentración de clorofila-a y la abundancia máxima de genes *mcy*, se asociaron a condiciones intermedias de nutrientes y mayores temperaturas.

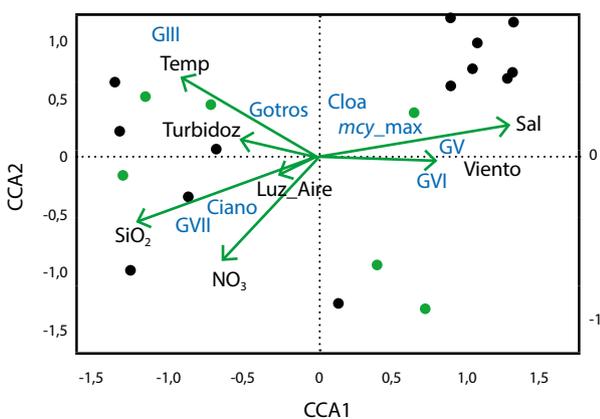
## Esquema de monitoreo de floraciones tóxicas del CMA

En base a los resultados previos se propuso un sistema de alerta y monitoreo dinámico en el cual es posible identificar tres grandes etapas: 1) análisis visual del espejo de agua, 2) análisis visual de concentrado de agua *in situ* y 3) análisis de laboratorio con metodologías simples (Figura 7). De forma esquemática, en la etapa 1 se parte del análisis visual del agua, la cual puede presentar floraciones que son evidentes a simple vista y se reconocen como manchas verdes superficiales. Este nivel de alerta debe disparar la generación de medidas precautorias urgentes que varían según los usos del ecosistema. En caso de no ser visible una floración, se continúa con la etapa 2, que incluye desde la colecta de 20 litros de agua en un recipiente de color blanco para identificar visualmente la presencia de colonias, hasta el arrastre de grandes volúmenes de agua (ca. 7000 L) con redes de 100  $\mu\text{m}$  de malla utilizando embarcación con motor. En la etapa 3 se toman





**Figura 5.** Valores medios y rangos intercuartiles de indicadores tradicionales (clorofila-a, biovolumen total de fitoplancton, concentración de microcistina-LR) y desarrollados en este trabajo (biovolumen del grupo funcional basado en morfología GVII, abundancia de genes *mcyB* y *E*) con indicadores de presencia y abundancia de organismos formadores de floraciones de cianobacterias del complejo *Microcystis aeruginosa* (CMA). Los paneles A a F indican los valores de estos indicadores frente a la presencia o no de colonias de CMA en un balde blanco de 20 litros y los paneles G a L los valores frente a la presencia o no de floraciones identificadas como manchas verdes en la superficie del agua. Las líneas rojas corresponden a niveles guía descritos en Chorus (2012).

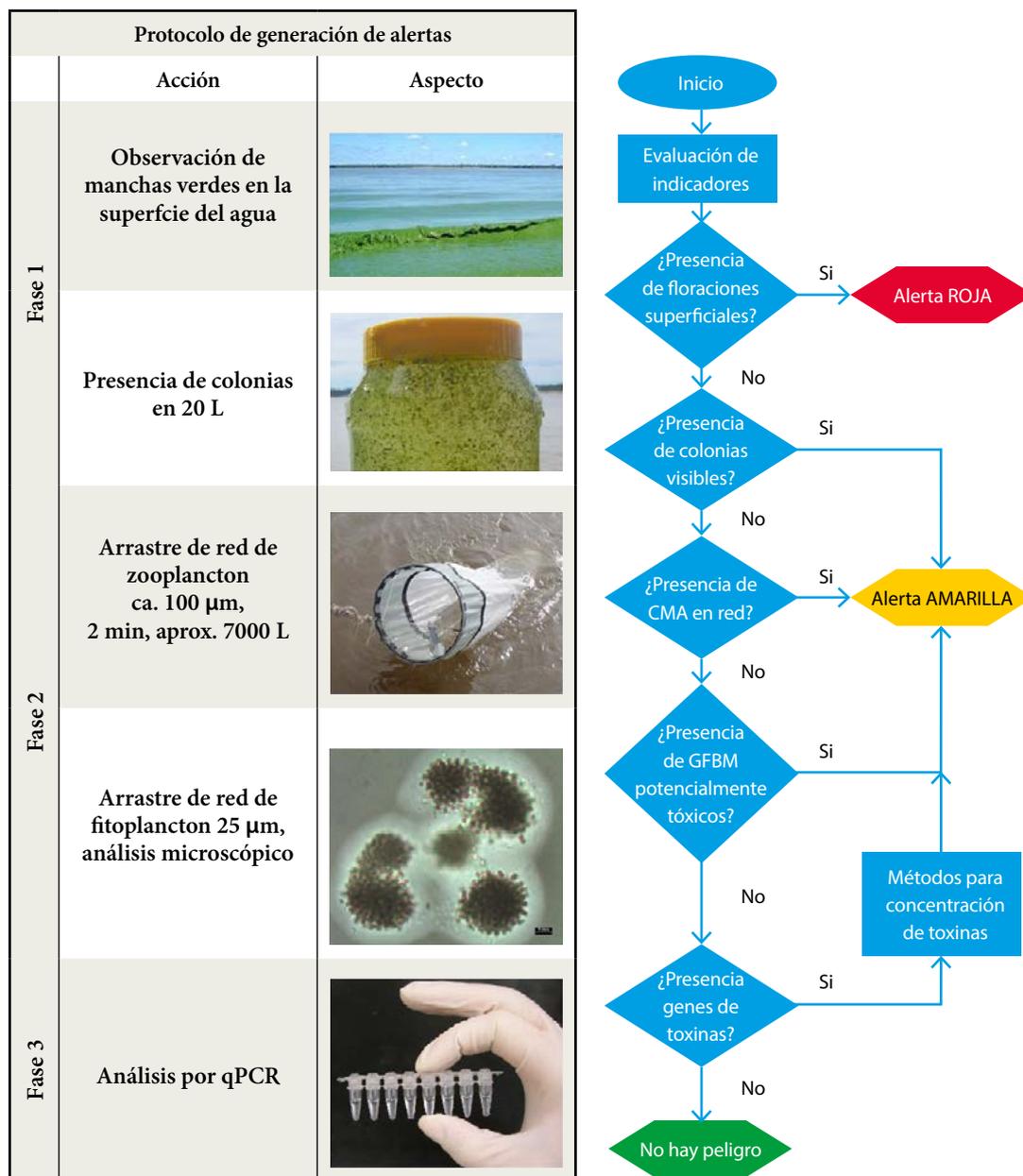


**Figura 6.** Triplot mostrando los resultados del análisis de correspondencia canónica (CCA), incluyendo los sitios (círculos), las variables biológicas y las variables ambientales (flechas). Se muestran el primer (CCA1) y segundo (CCA2) ejes canónicos. Los círculos que representan los sitios están coloreados de negro y verde, indicando la presencia o no, respectivamente, de colonias de CMA en los arrastres de red de zooplancton. Abreviaciones descritas en Materiales y Métodos.

muestras que serán evaluadas en el laboratorio utilizando distintas técnicas, incluyendo análisis al microscopio óptico, evaluación de la presencia de toxinas en el agua (HPLC) y, en el caso de contar con la infraestructura necesaria y cuando el uso previsto del agua así lo amerite (potabilización por ej.), se puede aplicar qPCR en tiempo real para la detección y/o cuantificación de genes involucrados en la síntesis de microcistinas. Así, no solo se tendrá información sobre la presencia de colonias de organismos del CMA, sino también sobre su potencial toxicidad.

## Discusión

Los principales resultados de este trabajo incluyen la puesta a punto de métodos combinando aproximaciones funcionales y moleculares para determinar y monitorear cianobacterias formadoras de floraciones potencialmente tóxicas. Este tipo de herramientas son cada vez más exploradas en estudios de ecología en general (Mc Gill, et al., 2006) y su aplicación con fines técnicos se ha iniciado recientemente (Dittman y Börner, 2005; Pearson y Neilan, 2008; Padisák, et al., 2009; Humbert, et al., 2010). Su importancia radica en la



**Figura 7.** Protocolo de monitoreo y sistema de alerta. CMA= Complejo *Microcystis aeruginosa*, GFBM = grupos funcionales basados en morfología, qPCR = PCR cuantitativo.

consideración de los distintos niveles de organización y los múltiples factores condicionantes de las comunidades biológicas, resumiendo la información sin perder la necesaria para entender los principales mecanismos ecológicos condicionantes. De esta manera es posible mejorar la gestión de las problemáticas ambientales, incluyendo la predictibilidad de las medidas y cambios adoptados (Mc Gill, et al., 2006; Padišák, et al., 2009; Borics, et al., 2014).

### Caracterización ambiental

Se observaron marcados gradientes espaciales y estacionales en el continuo Río Uruguay - Río de la Plata. Si bien no existen estudios previos que simultáneamente analicen estos dos ecosistemas, nuestros resultados coinciden con estudios realizados

independientemente para el Río de la Plata (i.e. Mianzan, et al., 2001; Acha, et al., 2008; García y Bonel, 2014) y algunas zonas del Río Uruguay (i.e. Ferrari, et al., 2011; Saizar, et al., 2011). Las diferencias de turbidez y salinidad marcaron las zonas de influencia dulceacuícola y marina, las cuales estuvieron separadas por los frentes de salinidad y turbidez, como ya se ha señalado en trabajos previos (Framiñan y Brown, 1996; Guerrero, et al., 1997; Acha, et al., 2008; Kruk, et al., 2014). Las variaciones de temperatura e irradiancia se correspondieron con condiciones promedio de los registros históricos (García-Rodríguez, et al., 2013). La relación significativa entre la temperatura del aire y del agua permitiría en futuros trabajos utilizar esta variable como un buen indicador de las condiciones en los ecosistemas. La intensidad del viento fue también determinante de la dinámica espacial local (Sathicq, et al., 2014).

Cuando se analizaron los nutrientes en el gradiente no se observaron patrones claros, salvo los aumentos asociados a Salto y Montevideo, posiblemente vinculados a la contaminación urbana (Muniz, et al., 2011). De acuerdo a Salas y Martino (1991), y en base a valores medios anuales de fósforo, todos los sitios de muestreo pueden clasificarse entre meso a hiper-eutróficos. La disminución de sílice hacia Punta del Este mostró una disminución de los efectos de la costa y fue lo esperable para una variable conservativa (Calliari, et al., 2005). En cuanto a la calidad de agua asociada a los nutrientes y según los umbrales establecidos en las normativas (Decreto 237/979, Uruguay, 1979), la concentración de fósforo total fue superior a la permitida para aguas de potabilización y estuvo dentro del rango aceptable para aguas de recreación en la mayor parte de los sitios y fechas de estudio. Esto es relevante, ya que indicaría que no hay problemas para los usos recreativos de los cuerpos de agua, pero sí podría haber problemas para toma de agua potable, ya sea en tomas existentes o para el futuro establecimiento de nuevas. Monitoreos realizados previamente en el Río Uruguay ya habían identificaron valores de fósforo por encima de los permitidos en Uruguay (Saizar, et al., 2011). La concentración de amonio alcanzó valores mayores a los límites establecidos en este decreto en Salto y Montevideo.

### Estimadores globales de fitoplancton e indicadores de floraciones

Solo se observaron floraciones de cianobacterias formando manchas en Salto y Colonia. Estas floraciones correspondieron a *Microcystis aeruginosa* y otras especies y géneros afines agrupados en el Complejo *Microcystis aeruginosa* (CMA). Estas son muy frecuentes en nuestro país, donde desarrollan importantes floraciones en el verano, tanto en el Río Uruguay como en el Río de la Plata (De León y Yunes, 2001; Kruk y De León, 2002; Vidal y Kruk, 2008; Bonilla, et al., 2011; Ferrari, et al., 2011; Vidal y Britos, 2012). Cabe destacar que uno de los eventos de floraciones con formación de acumulaciones en la superficie del agua ocurrió en junio con temperaturas de 14 °C en el agua. Esto es especialmente significativo dado que estudios previos indican que estos organismos tienen óptimos de temperatura para el crecimiento cercanos a los 25 °C (Paerl y Huisman, 2009). A pesar de que por métodos tradicionales (muestreo con botella) la presencia de CMA fue solo registrada hasta Colonia, la utilización de redes que permiten concentrar grandes volúmenes de agua detectó la presencia de organismos formadores de floraciones del CMA en todo el gradiente y la mayor parte del año.

La biomasa de fitoplancton estimada como clorofila-a y biovolumen fue mayor en los extremos del gradiente geográfico (Salto y Punta del Este), en concordancia con estudios previos (Gómez, et al., 2004; Calliari, et al., 2005; O'Farrell, et al., 2007; Acha, et al., 2008). La clorofila-a de acuerdo a Salas y Martino (1991) permitió clasificar a los sitios entre meso a hiper-eutróficos (Salas y Martino, 1991).

El biovolumen de cianobacterias estimado por conteo clásico a partir de muestras de botella fue mucho mayor en Salto e indetectable hacia Punta del Este. Esto coincide con estudios que mostraron muy altas abundancias de cianobacterias en el embalse de Salto Grande, particularmente en el brazo de Gualaguaycito (O'Farrell, et al., 2012). En Salto esta variable sobrepasó los límites recomendados por normativas internacionales para agua de uso recreativo (Chorus, 2012).

Esto se debería a las mayores temperaturas, mayor estabilidad del agua y concentraciones suficientes de nutrientes observadas en el embalse de Salto Grande, como han sugerido otros estudios (Chalar, 2009; O'Farrell, et al., 2012).

La alta clorofila-a y biovolumen de fitoplancton en las estaciones salinas estaría dada por una alta disponibilidad de recursos, luz y nutrientes, pero a diferencia de lo observado en Salto no estaría representada por cianobacterias, sino por diatomeas y flagelados. Esto es concordante con trabajos realizados en el Río de la Plata, donde hay un gradiente en la estructura comunitaria desde zonas de influencia límnic a zonas de influencia marina (Ferrari y Pérez, 2002; Ferrari, 2008; Ferrari, et al., 2011; Kruk, et al., 2014).

### Composición específica y grupos funcionales basados en morfología

De todas las especies observadas y según la literatura (i.e. Chorus, 2012) el 13% fueron potencialmente tóxicas e incluyeron cianobacterias, dinoflagelados y diatomeas. De las especies potencialmente tóxicas y de acuerdo a la literatura, 27% fueron potenciales productoras de saxitoxinas, 37% de microcistinas y 36% de otras toxinas. En un estudio realizado entre 2006-2009 en el Río Uruguay, un total de 24 taxa fueron identificadas, con los géneros *Dolichospermum* y *Microcystis* como las especies más representativas en las floraciones de cianobacterias en el Río Uruguay (Ferrari, et al., 2011).

El GFBM VII fue el grupo que alcanzó mayores biomásas, dominando en Salto y disminuyendo hacia Punta del Este. Esto coincidió con lo encontrado previamente en la misma zona (O'Farrell, et al., 2012). Este grupo incluye colonias mucilaginosas de gran tamaño que controlan su posición en la columna de agua (Reynolds y Walsby, 1975; Reynolds, et al., 2002; Reynolds, 2007; Kruk, et al., 2010). Estos organismos son sensibles a las bajas concentraciones de nutrientes y resistentes a la depredación y el bajo tiempo de residencia (Reynolds, 2002; Kruk, et al., 2010; Kruk, et al., 2012). Pueden alcanzar altas biomásas y formar floraciones superficiales, y son los únicos que presentaron floraciones en el período de estudio. Dentro de las 14 especies observadas de este grupo, siete fueron potencialmente tóxicas y estuvieron principalmente representadas por el CMA, incluyendo al menos seis especies de este grupo. Todas ellas forman grandes colonias con mucilago y aerotopos, se caracterizan además por tener un ciclo de vida conspicuo y colonias que sobreviven al invierno en el sedimento (Reynolds, et al., 1981; Komárek y Komárková, 2003). Otsuka et al. (1999; 2000) basados en secuencias del operon de ficocianina y el espaciador transcritto intergenético (ITS), propusieron la unificación de todas las especies de *Microcystis* en un único complejo *Microcystis aeruginosa* (CMA) (Otsuka, et al., 1999; Otsuka, et al., 2000; Bittencourt-Oliveira, 2003). Las especies de este grupo se caracterizan por producir varias toxinas, principalmente microcistinas (MC), de las que potencialmente producen al menos 11 variedades, incluyendo MC-LR. Estudios previos han indicado co-dominancia de especies del GFBM VII con especies el grupo III (filamentos de gran tamaño, alta relación superficie/volumen y aerotopos) (Ferrari, et al., 2011). Sin embargo, en este estudio el biovolumen de este grupo y de especies representativas como *Dolichospermum* fue relativamente bajo.

El grupo VII se caracteriza por su sensibilidad a la profundidad de mezcla y la disponibilidad de nutrientes

(Kruk, et al., 2010; Kruk y Segura, 2012), siendo favorecido en ecosistemas de mayor estado trófico, alta residencia del agua y estabilidad de la columna de agua, lo que le permitiría formar floraciones superficiales (Chorus y Bartram, 1999; Kruk y Segura, 2012). Sumado a esto, las mayores temperaturas habrían favorecido las altas biomásas alcanzadas (Paerl y Huisman, 2009; Kruk y Segura, 2012).

### Microcistinas y genes *mcy*

La concentración de microcistina-LR fue en general indetectable, salvo en Salto y Colonia. Por otro lado, los genes *mcy* estuvieron presentes en todo el gradiente indicando el potencial para el desarrollo de floraciones en todos los sitios estudiados a lo largo del año. Más allá de esto, la salinidad y temperatura aparecerían como vinculadas a la abundancia de poblaciones tóxicas del complejo *Microcystis*, modulando su abundancia, y en concordancia con las características biológicas de las cianobacterias (Whitton y Potts, 2000; Cabrera, et al., 2013) la salinidad sería un factor clave en el establecimiento de floraciones de cianobacterias, seguida del viento y su efecto en la hidrodinámica.

### Ventajas y desventajas de las diferentes metodologías utilizadas

En este trabajo se utilizaron metodologías tradicionales como la presencia de floraciones, clorofila-a, biovolumen de cianobacterias y la composición de especies, y se desarrollaron herramientas nuevas. Estas últimas incluyeron indicadores simples, como la presencia de CMA en red de arrastre, y complejos, como la estimación de biovolumen de GFBM y abundancia de genes que codifican para microcistinas. Todas estas metodologías tienen sus ventajas y desventajas. La concentración de clorofila-a es un indicador global de amplia utilización, pero no da cuenta de la composición y toxicidad. La composición específica es fundamental para entender los potenciales efectos de las especies, pero su identificación es difícil, y la presencia de especies potencialmente tóxicas no corresponde necesariamente con la producción de toxinas. Por otra parte, el uso de GFBM facilita la generación de hipótesis y resume la información de muchas especies sin llegar a su identificación, siendo aplicable por no expertos en taxonomía. No obstante, el conteo y la estimación de biovolumen son costosos en horas de trabajo de técnicos especializados y la presencia de GFBM, al igual que las especies, no da cuenta de la toxicidad. Una alternativa para la mejora de este aspecto es automatizar el conteo en imágenes digitales, lo cual es más fácil si se trata de identificar grupos basados en morfología. A su vez, las herramientas moleculares poseen una gran sensibilidad y abarcan el potencial tóxico de una muestra, sin embargo, el hecho de que exista el potencial genómico no necesariamente implica que los organismos estén efectivamente produciendo la toxina. Si bien este tipo de técnicas requiere equipamiento especializado, su alta sensibilidad, la posibilidad de analizar varias muestras a la vez y el corto tiempo necesario para obtener resultados las convierten en una herramienta promisoriosa para el monitoreo, especialmente de agua destinada al consumo humano. En este sentido, sería necesario evaluar la expresión de los genes, aunque estudios preliminares sugieren que su expresión es constitutiva (Martínez de la Escalera, comunicación personal).

### Relación entre los distintos indicadores analizados

En general se encontró una concordancia entre los indicadores tradicionales y las nuevas herramientas desarrolladas en este trabajo en mostrar la presencia de condiciones avanzadas de floraciones de cianobacterias o altas biomásas de las mismas. La clorofila-a tuvo en muchos casos valores relativamente bajos, mientras que en el otro extremo la abundancia de genes tuvo una mucho mayor sensibilidad y, por lo tanto, mayor potencial para la detección de estos organismos en bajas concentraciones. En presencia de floraciones como manchas, todos los indicadores coincidieron, ya que en estas condiciones las cianobacterias son las que más aportan a este indicador de fitoplancton. En presencia de colonias, la clorofila-a o el biovolumen total no fueron sensibles, y estarían indicando buena calidad cuando en realidad existe la potencialidad de floraciones nocivas. Esto se debe a que estos indicadores incluyen además de las cianobacterias a todos los demás organismos del fitoplancton. Por estas razones se está utilizando en la literatura internacional y en las normativas de otros países la combinación de indicadores, por ejemplo, biovolumen, clorofila-a, presencia de especies potencialmente tóxicas y su biovolumen, conjuntamente con la presencia de toxinas en el agua (Chorus, 2012).

Se utilizó la relación entre la concentración total de genes *mcy* y el biovolumen del grupo VII como indicador de la proporción de organismos con el potencial real de producir toxinas. Cabe destacar que si bien el género *Microcystis* fue el más abundante en este grupo, existieron varias especies y otros géneros que son similares morfológicamente y que producen la toxina. Esta relación fue mayor en Salto y disminuyó hacia Punta del Este, donde si bien fue indetectable por las metodologías tradicionales fue cuantificable utilizando redes de arrastre. Este indicador fue positivo en más casos que la concentración de microcistinas-LR. Esto, además de estar asociado a la sensibilidad del método, podría ser el resultado de la presencia de muchas otras variedades de microcistinas, lo cual coincide además con el elevado número de especies del grupo VII registradas.

### Propuesta de monitoreo adaptativo del Complejo *Microcystis aeruginosa* (CMA)

Los «árboles de decisión» permiten instrumentar medidas de acuerdo a cada situación particular y han sido incorporados eficazmente, por ejemplo en la reglamentación de Brasil (Cybis, et al., 2006). La combinación de distintos estimadores desde los más robustos hasta los más sensibles mejora los resultados de los sistemas de vigilancia y monitoreos, sobre todo en el poder de predicción y la toma de medidas adecuadas. De esta manera se podría evitar generar alertas cuando la composición de la comunidad no es tóxica, aunque el indicador global indique posibles problemas o no actuar cuando su sensibilidad es mala y, sin embargo, existan organismos tóxicos en el agua. El sistema de monitoreo y alerta desarrollado apunta a la vigilancia de uno de los grupos formadores de floraciones más comunes en Uruguay y el mundo, el CMA, el cual tiene la ventaja de alcanzar grandes tamaños. Como se ha mencionado, existen otros grupos formadores de floraciones muy relevantes, como el grupo III, que incluye especies filamentosas como *Dolichospermum*. Las herramientas desarrolladas son aplicables a este tipo de organismos pero

con algunas modificaciones. Por ejemplo, para el monitoreo de este grupo de menor tamaño sería necesario utilizar redes de menor poro y considerar los genes que codifican para saxitoxinas. En este sentido, se prevé como perspectiva de este trabajo el ajuste de las herramientas diseñadas para monitorear este tipo de floraciones.

## Reconocimientos

El proyecto fue aprobado el 19/4/2012, como resultado de la convocatoria del Programa de Medio Ambiente – LATU ANII (Modalidad I: Proyectos de Investigación Aplicada) y cuenta con la cooperación del Instituto Clemente Estable, de la Facultad de Ciencias y el CURE Rocha UdelaR. El programa CSIC Grupos I+D (UdelaR) contribuyó con la ejecución de esta investigación. Se agradece especialmente la colaboración de la Asociación Honoraria de Salvamentos Marítimos y Fluviales (ADES) y a la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTM) por permitirnos realizar los muestreos en sus embarcaciones y darnos espacio para el análisis *in situ* de las muestras. Agradecemos también al Liceo número 2 de Carmelo por facilitarnos espacio de laboratorio.

## Referencias

- Acha, E.M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N. y Carignan, M., 2008. An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. En: *Continental Shelf Research*, 28(13), pp.1579-1588.
- Aubriot, L., Bonilla, S. y Kruk, C., 2009. Cianobacterias: factores que regulan su crecimiento. En: Bonilla, S., (ed.). *Cianobacterias. Manual para la identificación y monitoreo*. Montevideo: UNESCO. pp.5-11.
- Bittencourt-Oliveira, M.C., 2003. Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a *mcyB* molecular marker. En: *Harmful Algae*, 2(1), pp.51-60.
- Bonilla, S., 2009. *Cianobacterias. Manual para Identificación y Monitoreo*. Montevideo: Unesco. ISBN: 978-92-9089-138-3
- Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M.C.S., González-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V.L.M., Lüring, M., Antoniadés, D., Padiśák, J. y Kruk, C., 2011. What drives the distribution of the bloom forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? En: *FEMS Microbiology Ecology*, 79(3), pp.594-607.
- Borics, G., Görgényi, J., Grigorszky, I., László-Nagy, Z., Tóthmérész, B., Krasznai, E. y Várbíró, G., 2014. The role of phytoplankton diversity metrics in shallow lake and river quality assessment. En: *Ecological Indicators*, 45, pp.28-36.
- Brena, B. y Bonilla, S., 2009. Producción de toxinas y otros metabolitos. En: Bonilla, S., (ed.). *Cianobacterias planctónicas del Uruguay: Manual para la identificación y medidas de gestión*. Montevideo: UNESCO. pp.16-18. (Documento Técnico PHI,16)
- Cabrera, C., 2011. *Efectos de las variaciones en el fotoperíodo en la comunidad fitoplanctónica: un enfoque funcional*. Montevideo: Facultad de Ciencias - Universidad de la República. (Tesina Licenciatura en Ciencias Biológicas).
- Cabrera, C., Rodríguez-Gallego, L. y Kruk, C., 2013. Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay. En: Cirelli, A.F., Carrera, A.P. y Volpedo, A., (eds.). *El agua en la producción agropecuaria. II Jornadas Interdisciplinarias Ciclo del Agua en Agroecosistemas*. Buenos Aires: Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua de la UBA. pp.55-71.
- Calliari, D., Gómez, M. y Gómez, N., 2005. Biomass and composition of the phytoplankton in the Río de la Plata: large-scale distribution and relationship with environmental variables during a spring cruise. En: *Continental Shelf Research*, 25(2), pp.197-210.
- Conde, D., Arocena, R. y Rodríguez-Gallego, L., 2002a. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I). En: *AMBIOS*, III(10), pp.5-9.
- Conde, D., Arocena, R. y Rodríguez-Gallego, L., 2002b. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (II). En: *AMBIOS*, IV(11), pp.32-33.
- Cybis, L.F., Bendati, M.M., Marodin Maizonave, C.R., Werner, V.R. y Domingues, C.D., 2006. *Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul*. Puerto Alegre: PROSAB. ISBN: 85-7022-153-3.
- Chalar, G., 2009. The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. En: *Limnologia*, 39(3), pp.200-208.
- Chorus, I., 2012. *Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Dessau-Roßlau: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). ISBN: 1862-4804.
- Chorus, I. y Bartram, J., 1999. *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: Chapman & Hall. ISBN: 0-419-23930-8.
- De León, L. y Yunes, J.S., 2001. First report of a Microcystin-containing bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the La Plata River, South America. En: *Environmental Toxicology*, 16(1), pp.110-112.
- DINAMA, 2009. *Floración de Cianobacterias del río Uruguay el 4 de febrero de 2009*. Montevideo: MVOTMA. pp.40.
- Dittmann, E. y Börner, T., 2005. Genetic contributions to the risk assessment of microcystin in the environment. En: *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203(3), pp.192-200.
- Ferrari, G., 2008. *Fitoplancton del estuario del Río de la Plata y frente oceánico*. Montevideo: Facultad de Ciencias - Universidad de la República. (Tesis de Maestría).
- Ferrari, G. y Pérez, M.C., 2002. Fitoplancton de la costa platense y atlántica de Uruguay, 1993-1994. En: *Iheringia Série Botânica*, 57(2), pp.263-278.
- Ferrari, G., Pérez, M.C., Dabezies, M., Míguez, D. y Saizar, C., 2011. Planktic cyanobacteria in the lower Uruguay River, South America. En: *Fottea*, 11(1), pp.225-234.
- Framiñan, M. y Brown, O., 1996. Study of the Río de la Plata turbidity front. Part I: Spatial and temporal distribution. En: *Continental Shelf Research*, 16(10), pp.1259-1282.
- Furukawa, K., Noda, N., Tsuneda, S., Saito, T., Itayama, T. y Inamori, Y., 2006. Highly sensitive real-time PCR assay for quantification of toxic cyanobacteria based on microcystin synthetase a gene. En: *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 102(2), pp.90-96.
- García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini,

- N., Burone, L., Hutton, M., Rodríguez, M., Pita, A., Kandratavicius, N., Pérez, L. y Verocai, J., 2013. Warm-phase ENSO events modulate the continental freshwater input and the trophic state of sediments in a large South American estuary. En: *Marine and Freshwater Research*, 64(1), pp.1-11.
- García, M.D. y Bonel, N., 2014. Environmental modulation of the plankton community composition and size-structure along the eutrophic intertidal coast of the Río de la Plata estuary, Argentina. En: *Journal of Limnology*, 73(3), pp.562-573.
- Gómez, N., Hualde, P.R., Licursi, M. y Bauer, D.E., 2004. Spring phytoplankton of Río de la Plata: a temperate estuary of South America. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(2), pp.301-309.
- González-Piana, M., Fabian, D., Delbene, L. y Chalar, G., 2011. Toxics blooms of *Microcystis aeruginosa* in three Río Negro reservoirs, Uruguay. En: *Harmful algae news*, 43, pp.16-17.
- Guerrero, R.A., Acha, E.M., Framiñan, M.B. y Lasta, C.A., 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. En: *Continental Shelf Research*, 17(7), pp.727-742.
- Hillebrand, H., Dürselen, C., Kirschtel, D., Zohary, T. y Pollinger, U., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. En: *Journal of Phycology*, 35(2), pp.403-424.
- Huisman, J. y Hulot, F.D., 2005. Population dynamics of harmful cyanobacteria. En: Huisman, J., Matthijs, H.C.P. y Visser, P.M., (eds.). *Harmful Cyanobacteria*. The Netherlands: Springer. pp.143-176.
- Huisman, J. y Weissing, F.J., 2001. Fundamental unpredictability in multispecies competition. En: *The American Naturalist*, 157(5), pp.488-494.
- Humbert, J.F., Quiblier, C. y Gugger, M., 2010. Molecular approaches for monitoring potentially toxic marine and freshwater phytoplankton species. En: *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 397(5), pp.1723-1732.
- International Organization for Standardization, 1997. ISO/TR 11905-2: *Water quality - Determination of nitrogen - Part 2: Determination of bound nitrogen, after combustion and oxidation to nitrogen dioxide, chemiluminescence detection*. Ginebra: ISO.
- International Organization for Standardization, 2005. ISO 20179: *Water quality - Determination of microcystins - Method using solid phase extraction (SPE) and high performance liquid chromatography (HPLC) with ultraviolet (UV) detection*. Ginebra: ISO.
- Jespersen, A.-M. y Christoffersen, K., 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. En: *Archiv für Hydrobiologie*, 109(3), pp.445-454.
- Komárek, J. y Komárková, J., 2003. Phenotype diversity of the cyanoprokaryotic genus *Cylindrospermopsis* (Nostocales); review 2002. En: *Czech Phycology*, 3(1), pp.1-30.
- Kruk, C. y De León, L., 2002. Asociaciones de fitoplancton en lagos y embalses del Uruguay: validación y aplicación a la gestión de sistemas acuáticos. En: Fernández-Cirelli, A. y Chalar, G., (eds.). *El agua en Iberoamérica: de la limnología a la gestión en Sudamérica*. Buenos Aires: CYTED XVII, CETA. pp.143-155.
- Kruk, C., Vidal, L., Aubriot, L., Bonilla, S., Brena, B., 2009. Metodologías de análisis de cianobacterias. Capítulo 5. En: Bonilla, S. *Cianobacterias planctónicas del Uruguay: manual para la identificación y medidas de gestión*. Montevideo: UNESCO. pp. 19-26. (Documento Técnico PHI N° 16)
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C.S. y Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. En: *Freshwater Biology*, 55(3), pp.614-627.
- Kruk, C., Martínez, A., Nogueira, L., Alonso, C. y Calliari, D., 2014. Morphological traits variability reflects light limitation of phytoplankton production in a highly productive subtropical estuary (Río de la Plata, South America) En: *Marine Biology*, 162(2), pp.331-341.
- Kruk, C., Peeters, E.T.H.M., Van Nes, E.H., Huszar, V.L.M., Costa, L.S. y Scheffer, M., 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. En: *Limnology and Oceanography*, 56(1), pp.110-118.
- Kruk, C. y Segura, A., 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. En: *Hydrobiologia*, 698(1), pp.191-202.
- Kruk, C., Segura, A.M., Peeters, E.T.H.M., Huszar, V.L.M., Costa, L.S., Kosten, S., Lacerot, G. y Scheffer, M., 2012. Phytoplankton species predictability increases towards warmer regions. En: *Limnology and Oceanography*, 57(4), pp.1126-1135.
- Lachat Instruments, 2009. *Determination of total phosphorus in brackish and fresh waters by flow Injection Analysis*. Milwaukee: Lachat Instruments. Method 31-115-01-3-D.
- Lawton, L.A., Edwards, C. y Codd, G.A., 1994. Extraction y high-performance liquid chromatographic method for the determination of microcystins in raw y treated waters. En: *Analyst*, 119(7), pp.1525-1530.
- Le Quéré, C., Harrison, S.P., Prentice, I.C., Buitenhuis, E.T., Aumont, O., Bopp, L., Claustre, H., Da Cunha, L.C., Geider, R., Giraud, X., Klaas, C., Kohfeld, K.E., Legendre, L., Manizza, M., Platt, T., Rivkin, R.B., Sathyendranath, S., Uitz, J., Watson, A.J. y Wolf-Gladrow, D., 2005. Ecosystem dynamics based on plankton functional types for global ocean biogeochemistry models. En: *Global Change Biology*, 11(11), pp.2016-2040.
- Martigani, F., 2012. *Influencia de la deficiencia por nutrientes en el crecimiento y la producción de toxinas de una cianobacteria invasora*. Montevideo: Facultad de Ciencias - Universidad de la República. (Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas).
- Mazzeo, N., Clemente, J., García-Rodríguez, F., Gorga, J., Kruk, C., Larrea, D., Meerhoff, M., Quintans, F., Rodríguez-Gallego, L. y Scasso, F., 2002. Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. En: Domínguez, A. y Prieto, R.G., (eds.). *Perfil Ambiental del Uruguay*. Montevideo: Nordan-Comunidad. pp.39-56.
- Mc Gill, B., Enquist, B.J., Weiher, E. y Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. En: *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4), pp.178-185.
- Mianzan, H.W., Lasta, C., Acha, E.M., Guerrero, R., Machi, G. y Bremec, C., 2001. The Río de la Plata Estuary, Argentina, Uruguay. En: Seeliger, U., de Lacerda, L. y Kjerfve, B., (eds.). *Ecological studies: coastal marine ecosystems of Latin America*. Berlin: Springer. pp.185-204.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L. y García-Rodríguez, F., 2011. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators

- to improve a ten-year-ago assessment. En: *Journal of Sea Research*, 65(1), pp.38-50.
- O'Farrell, I., de Tezanos Pinto, P. y Izaguirre, I., 2007. Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. En: *Hydrobiologia*, 578, pp.65-77.
- O'Farrell, I., Bordet, F. y Chaparro, G., 2012. Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir: validation of dominant eco-strategies. En: *Hydrobiologia*, 698(1), pp.175-190.
- OSE, 2009. *Informe del comportamiento de las cianobacterias en el agua bruta de Fray Bentos*. Montevideo: Obras Sanitarias del Estado. pp.26.
- Otsuka, S., Suda, S., Li, R., Matsumoto, S. y Watanabe, M.M., 2000. Morphological variability of colonies of *Microcystis* morphospecies in culture. En: *The Journal of General and Applied Microbiology*, 46(1), pp.39-50.
- Otsuka, S., Suda, S., Li, R., Watanabe, M., Oyaizu, H., Matsumoto, S. y Watanabe, M.M., 1999. Characterization of morphospecies and strains of the genus *Microcystis* (Cyanobacteria) for a reconsideration of species classification. En: *Phycological Research*, 47(3), pp.189-197.
- Padisák, J., Crossetti, L.O. y Naselli-Flores, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. En: *Hydrobiologia*, 621(1), pp.1-19.
- Paerl, H. y Huisman, J., 2008. Blooms Like It Hot. En: *Science*, 320(5872), pp.57-58.
- Paerl, H.W. y Huisman, J., 2009. Minireview climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. En: *Environmental Microbiology Reports*, 1, pp.27-37.
- Pearson, L.A. y Neilan, B.A., 2008. The molecular genetics of cyanobacterial toxicity as a basis for monitoring water quality and public health risk. En: *Current Opinion in Biotechnology*, 19(3), pp.281-288.
- Pérez, M.C., Bonilla, S. y Martínez, G., 1999. Phytoplankton community of a polymictic reservoir, La Plata River basin, Uruguay. En: *Revista Brasileira de Biologia*, 59(4), pp.535-541.
- Piccini, C., Aubriot, L., D'Alessandro, B., Martigani, F. y Bonilla, S., 2013. Revealing toxin signatures in cyanobacteria: report of genes involved in cylindrospermopsin synthesis from saxitoxin-producing *Cylindrospermopsis raciborskii*. En: *Advances in Microbiology*, 3(3), pp.289-296.
- Piccini, C., Aubriot, L., Fabre, A., Amaral, V., González-Piana, M., Giani, A., Figueredo, C.C., Vidal, L., Kruk, C. y Bonilla, S., 2011. Genetic and eco-physiological differences of South American *Cylindrospermopsis raciborskii* isolates support the hypothesis of multiple ecotypes. En: *Harmful Algae*, 10(6), pp.644-653.
- R Core Team, 2013. *R: A language and environment for statistical computing* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria [En línea]. [Consulta: 14/5/2015]. Disponible en: <http://www.R-project.org/>.
- Reynolds, C., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. y Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. En: *Journal of Plankton Research*, 24(5), pp.417-428.
- Reynolds, C.S., 2002. Ecological pattern and ecosystem theory. En: *Ecological Modelling*, 158(3), pp.181-200.
- Reynolds, C.S., 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN: 9780521605199.
- Reynolds, C.S., 2007. Variability in the provision and function of mucilage in phytoplankton: facultative responses to the environment. En: *Hydrobiologia*, 578(1), pp.37-45.
- Reynolds, C.S., 2012. Environmental requirements and habitat preferences of phytoplankton: chance and certainty in species selection. En: *Botanica Marina*, 55(1), pp.1-17.
- Reynolds, C.S., Jawroski, G.H.M., Cmieche, H.A. y Leedale, G.F., 1981. On the annual cycle of the blue-green alga *M. aeruginosa* Kütz. Emend. Elenkin. En: *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, 293(1068), pp.419-477.
- Reynolds, C.S. y Walsby, A.E., 1975. Water-blooms. En: *Biological Reviews*, 50(4), pp.437-481.
- Rodríguez-Gallego, L., 2010. *Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo*. Montevideo: Facultad de Ciencias - Universidad de la República. (Tesis de Doctorado).
- Saizar, C., Míguez, D., Dabezies, M., Teixeira De Mello, F., Clemente, J., Ferrari, G., Boccardi, L. y Tana, J., 2011. Línea de base para evaluar el impacto de una planta de celulosa en el Río Uruguay. En: *INNOTEC*, 5, pp.11-22.
- Salas, H. y Martino, P., 1991. A simplified phosphorous trophic state model for warm-water tropical state. En: *Water Research*, 25(3), pp.341-350.
- Sarthou, F., Cabrera, C. y Nogueira, L., 2009. *Grupos morfofuncionales para evaluar el riesgo de ocurrencia de floraciones: aproximación matemática y experimental*. Montevideo: PAIE-CSIC-UDELAR. (Trabajo de Iniciación a la investigación).
- Sathicq, M.B., Gómez, N., Andrinolo, D., Sedán, D. y Donadelli, J.L., 2014. Temporal distribution of cyanobacteria in the coast of a shallow temperate estuary (Río de la Plata): some implications for its monitoring. En: *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(11), pp.7115-7125.
- Scheffer, M., Rinaldi, S., Huisman, J. y Weissing, F.J., 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. En: *Hydrobiologia*, 491(1-3), pp.9-18.
- Segura, A., Kruk, C., Calliari, D. y Fort, H., 2013. Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. En: *Freshwater Biology*, 58(3), pp.504-512.
- Smayda, T.J., 1997. What is a bloom? En: *Limnology and Oceanography*, 42(5), pp.1132-1136.
- Uruguay. Decreto 253/979, de 19 de mayo de 1979. *Diario Oficial*, 31 de mayo de 1979, p.1473.
- Vidal, L. y Britos, A., 2012. Uruguay: occurrence, toxicity and regulation of Cyanobacteria. En: Chorus, I., (ed.). *Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Dessau-Roßlau: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). pp.130-136.
- Vidal, L. y Kruk, C., 2008. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. En: *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(2), pp.142-151.
- Vizziano, D., Saona, G., Franco, J. y Nagy, G.J., 2001. Caracterización ambiental del área de desove de la corvina blanca *Micropogonias furnieri* en la zona frontal del Río de la Plata. En: Mesones, V.P. y Nagy, G.J., (eds.). *El Río de la Plata. Investigación para la gestión del ambiente, los recursos pesqueros y la pesquería en el frente salino*.

- Montevideo: Ecoplata. pp.115-128.
- Vollenweider, R.A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. En: *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, Dott. Marco de Marchi Verbania Pallanza*, 33, pp.53-83.
- Whitton, B.A. y Potts, M., 2000. *The ecology of cyanobacteria*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. ISBN: 978-0-306-46855-1.
- Wu, T., Qin, B., Brookes, J.D., Shi, K., Zhu, G., Zhu, M., Yan, W. y Wang, Z., 2015. The influence of changes in wind patterns on the areal extension of surface cyanobacterial blooms in a large shallow lake in China. En: *The Science of Total Environment*, 518-519, pp.24-30.
- Zhou, J., Bruns, M.A. y Tiedje, J.M., 1996. En: *American Society for Microbiology DNA Recovery from Soils of Diverse Composition*, 62(2), pp.316-322.

# Simulación hidrológica continua en la cuenca del río Cuareim con el modelo MGB-IPH

## Continuous hydrologic simulation in the Cuareim basin with the MGB-IPH model

Crisci, Magdalena <sup>(1)</sup>, Chreties, Christian <sup>(1)</sup>, Silveira, Luis <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental, IMFIA, Facultad de Ingeniería, Universidad de la República.

Contacto: mcrisci@fing.edu.uy

RECIBIDO: 14/3/2015 – APROBADO: 24/11/2015

### Resumen

La creciente intensificación de la demanda de agua, por un lado, y el aumento de la demanda atmosférica y de la variabilidad climática (asociados al cambio climático), por otro, ponen de manifiesto la necesidad de contar con herramientas de modelación hidrológica para la gestión sustentable de los recursos hídricos en Uruguay. En este trabajo se presenta el análisis, la implementación y la calibración del modelo hidrológico MGB-IPH (Collischonn, et al., 2007) de paso diario en la cuenca del río Cuareim, en la cual existe una gran competencia por el uso del agua, fundamentalmente para el riego de arroz. El análisis del modelo permitió asociar sus parámetros más importantes a datos físicos conocidos en la cuenca (y en todo el país), así como reconocer aquellos parámetros más sensibles. La implementación y la calibración del modelo en la cuenca del río Cuareim permitió obtener una parametrización que representa muy adecuadamente los caudales observados en dicha cuenca ( $R^2=0.88$ ,  $NS=0.77$ ). El modelo puede ser implementado en otras cuencas del país, teniendo en cuenta los parámetros físicos de las mismas.

**Palabras clave:** Modelación hidrológica, gestión de recursos hídricos.

### Abstract

Although Uruguay has an abundant water supply, the increase of water demand together with the increase of atmospheric demand and climate variability (associated with climate change), calls for the need for hydrological modeling tools for the sustainable management of water resources in Uruguay. The aim of this work is to analyze, implement and calibrate the MGB-IPH hydrological model (Collischonn, et al., 2007) in the Cuareim basin, where there is a strong competition for water demand, primarily for rice irrigation. The model analysis allowed to associate its most important parameters with known physical data of the basin (and nationwide) and recognize the most sensitive parameters. The implementation and calibration of the model in the Cuareim basin yielded a hydrological model that properly represents the observed flows. The model can be easily implemented in others national basins, taking into account their physical parameters.

**Keywords:** Hydrological modeling, water resources management.

## Introducción

Si bien nuestro país tiene el privilegio de contar con una abundante oferta hídrica, la creciente intensificación del uso del agua, por un lado, y el aumento de la demanda atmosférica y de la variabilidad climática (asociados al cambio climático), por otro, evidencian la escasez del recurso, la cual se manifiesta principalmente en períodos de déficit hídrico. Asimismo, la acción antrópica sobre los recursos naturales vinculados a los cursos de agua se ha desarrollado prácticamente sin planificación previa, generando como consecuencia diferentes conflictos y problemáticas específicas, como por ejemplo: competencia del uso del agua en cuencas con múltiples usuarios; impactos no cuantificados en la cantidad y en la calidad del agua dados por cambios en el uso del suelo; inundaciones en zonas urbanas y rurales causantes de perjui-

cios socioeconómicos de considerable valor en zonas costeras y aledañas, y degradación de la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas asociados a los cursos de agua. Esto pone de manifiesto la necesidad de generar herramientas para la gestión sustentable de los recursos hídricos en el país. Para ello es fundamental el desarrollo de herramientas como la modelación hidrológica, a partir de las cuales sea posible producir información cercana a la realidad en cuencas donde no se dispone de medidas y analizar la disponibilidad del recurso hídrico bajo diferentes escenarios potenciales.

Aunque a nivel nacional existen numerosos antecedentes en materia de modelos de balance hídrico de paso mensual y en modelos de eventos extremos, ampliamente extendidos para el diseño de obras hidráulicas (MVOTMA, 2011), en lo que respecta a modelos hidrológicos de simulación continua (de paso diario o inferior), es muy poca la experiencia reciente

en el país. Es posible mencionar el desarrollo del modelo HYDRO-URFING en la cuenca del río Tacuarembó en el año 1998 (Silveira, 1998), así como la implementación del modelo SHETRAN (Ewen, et al., 2000) a escala de microcuencas en Uruguay a efectos de evaluar el impacto sobre el escurrimiento por el cambio de uso de suelo de pastura natural a plantación forestal (Alonso, 2007).

Un modelo hidrológico de simulación continua que permita representar los caudales diarios de las cuencas hidrográficas de Uruguay para diferentes escenarios potenciales es una herramienta fundamental para la gestión de los recursos hídricos del país. Los modelos hidrológicos de simulación continua (paso diario o inferior) tienen en cuenta de forma explícita todos los componentes de la escorrentía (superficial, sub-superficial y subterránea) y consideran además el proceso de redistribución de la humedad del suelo entre los eventos de precipitación. El principal elemento a resolver desde el punto de vista hidrológico en este tipo de modelos es la evolución temporal del contenido de humedad del suelo.

Los modelos de simulación continua tienen un desarrollo relativamente reciente en virtud de sus dos principales motivaciones: primero, la necesidad de gestionar adecuadamente los recursos hídricos disponibles en un contexto de claro aumento del uso del recurso para diferentes fines y frente a las incertidumbres planteadas en materia de cambio climático; segundo, el avance de la capacidad computacional, que justifica el desarrollo de modelos distribuidos.

A nivel internacional se han propuesto diversos modelos hidrológicos diarios de simulación continua (concentrados y distribuidos), de los que se destacan por su mayor difusión y aplicación los siguientes: las propuestas de adaptación continua del modelo de Curva Número (Lamont, et al., 2008; Geetha, et al., 2007, 2008); el modelo SHETRAN (Ewen, et al., 2000; Birkinshaw, et al., 2010), que constituye una evolución del modelo original SHE (Système Hydrologique Européen, Abbott, et al., 1986); el modelo SWAT (Arnold, et al., 1993; Gassman, et al., 2007); el modelo de la Universidad de Washington: VIC (Liang, et al., 1994); el modelo de Sacramento (Burnash, et al., 1995); la serie de modelos IPH (Tucci, 1998), y el modelo MGB (modelo de grandes cuencas, Collischonn, et al., 2007). Todos

estos modelos representan con más o menos detalle diferentes procesos hidrológicos y, por lo tanto, el desempeño de un modelo puede ser muy variable en función de las características hidroclimáticas y de suelos existentes.

En este trabajo se analiza e implementa el modelo hidrológico MGB-IPH (Collischonn, et al., 2007) en la cuenca del río Cuareim, en la cual el uso principal del agua es el riego de arroz a través de tomas directas en los cursos de la cuenca y la construcción de represas de almacenamiento. En época de sequías, la oferta de agua es insuficiente para cubrir la demanda para todos los usos (riego, abastecimiento a poblaciones, caudal ecológico), con lo cual se hace necesario contar con herramientas de gestión que permitan el desarrollo sustentable de los recursos de la cuenca. Es por esto que una herramienta de este tipo resulta determinante a la hora de estudiar criterios de gestión del recurso en diferentes escenarios de uso del agua.

El modelo MGB-IPH fue seleccionado dado que, como se verá más adelante, representa detalladamente los procesos hidrológicos de infiltración y redistribución del agua en la zona no saturada del suelo, procesos fundamentales en las cuencas de Uruguay. Además, los parámetros más relevantes del modelo MGB-IPH pueden ser representados por parámetros físicos del suelo, ya conocidos en todo el territorio nacional.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El río Cuareim es afluente del Río Uruguay y frontera entre Uruguay y Brasil (Figura 1). El área de su cuenca es de 14.800 km<sup>2</sup>, y ocupa tanto territorio uruguayo como brasilero (55% y 45%, respectivamente). En territorio uruguayo comprende un área de 8.100 km<sup>2</sup> y se localiza en el departamento de Artigas.

La longitud del cauce principal del río Cuareim es de 351 km y la diferencia de cotas entre su nacimiento y su desembocadura es de 326 m, con una pendiente media de 0,93 m/km. Las pendientes más pronunciadas se presentan en el primer cuarto

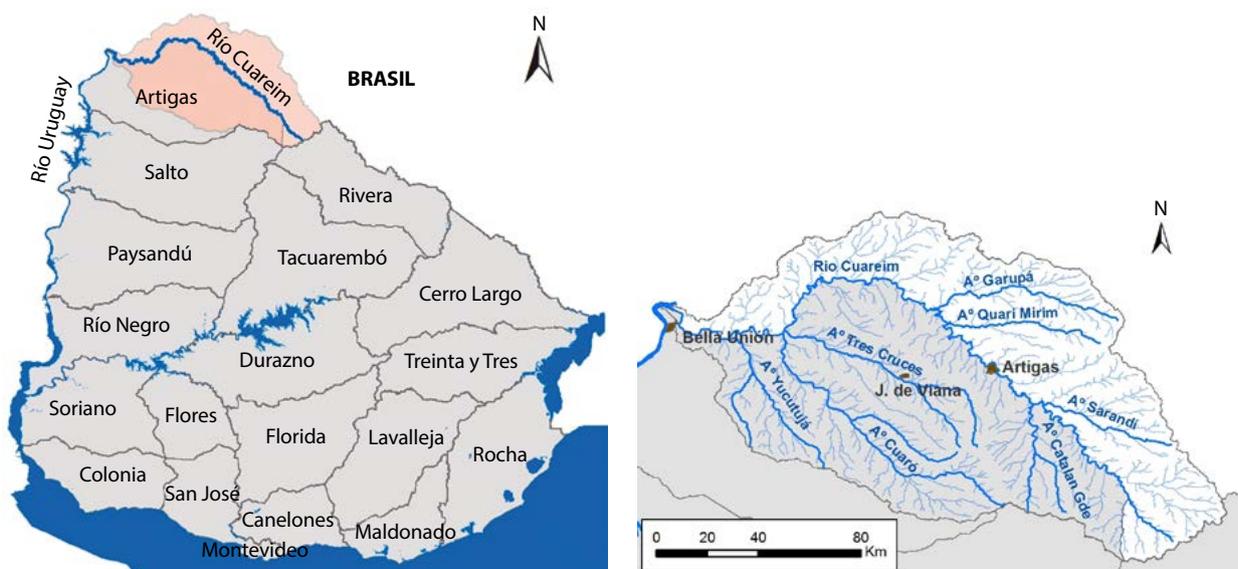


Figura 1. Cuenca del río Cuareim.

de su recorrido, con una pendiente media para este tramo de 1,96 m/km (Genta, et al., 2005). El tiempo de concentración hasta la ciudad de Artigas, con una cuenca de aporte de 4.501 km<sup>2</sup>, es de aproximadamente 28 hs.

La mayoría de los suelos presentes en la cuenca se desarrollan sobre roca basáltica (Formación Arapey) y pueden clasificarse en base a su profundidad en suelos muy superficiales (de menos de 40 cm de espesor) y en suelos de mayor profundidad (entre 40 y 120 cm de espesor). Los suelos de poca profundidad se encuentran principalmente en la zona alta de la cuenca y presentan serias limitaciones de arraigamiento de las pasturas, por lo cual poseen grandes dificultades para su explotación agrícola y ganadera. Los suelos de mayor profundidad presentan mejores condiciones para el desarrollo de pasturas y siembra de cultivos, entre los que se encuentra el arroz.

Debido a que los suelos presentan una baja capacidad de almacenamiento, en los cursos afluentes al río Cuareim las descargas importantes se manifiestan después de las lluvias y luego se da una rápida disminución en la escorrentía. Esto determina picos de crecida y descenso rápidos y un retorno en pocos días a sus caudales base, que en términos generales son reducidos.

### Descripción del modelo MGB-IPH

El modelo MGB (Collischonn, et al., 2007) es un modelo hidrológico distribuido de paso diario desarrollado por el Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) de Brasil. Divide la cuenca de drenaje en minicuecas (también denominadas celdas) interconectadas por canales, cada una de las cuales está compuesta, según su ubicación, por diferentes Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), las cuales son el resultado de la combinación de los distintos tipos de suelo y de cobertura que existen dentro de la cuenca.

Dentro de cada minicuenca el balance de agua en el suelo se computa para cada URH, cuya suma resulta en la escorrentía total generada por la minicuenca, la cual es propagada dentro de la misma hasta el cauce y posteriormente transitada por la red de drenaje hasta la salida de la cuenca.

El balance de agua en el suelo se calcula para cada URH a partir de la siguiente expresión:

$$W_{i,j}^k = W_{i,j}^{k-1} + (P_{i,j} - ET_{i,j} - D_{sup_{i,j}} - D_{int_{i,j}} - D_{bas_{i,j}}) \cdot \Delta t$$

Siendo:  $\Delta t$  el paso de tiempo (generalmente 1 día);  $W_{i,j}^k$  (mm) la cantidad de agua almacenada en el suelo al final del intervalo de tiempo k en la URH j de la minicuenca i;  $W_{i,j}^{k-1}$  (mm) la cantidad de agua almacenada en el suelo al final del intervalo de tiempo k-1 (o sea, al inicio del intervalo de tiempo

k) en la URH j de la minicuenca i;  $P_{i,j}$  (mm/  $\Delta t$ ) la precipitación que llega al suelo (es decir, que no es interceptada) en la URH j de la minicuenca i;  $ET_{i,j}$  (mm/  $\Delta t$ ) la evapotranspiración a partir del suelo en la URH j de la minicuenca i;  $D_{sup_{i,j}}$  (mm/  $\Delta t$ ) el escurrimiento superficial (rápido) que deja el suelo en la URH j de la minicuenca i;  $D_{int_{i,j}}$  (mm/  $\Delta t$ ) el escurrimiento sub-superficial en la URH j de la minicuenca i, y  $D_{bas_{i,j}}$  (mm/  $\Delta t$ ) la percolación o recarga del acuífero en la URH j de la minicuenca i.

$P_i$  se calcula extrayendo de la precipitación total incidente la lámina de agua interceptada por la vegetación en cada intervalo de tiempo.  $ET_{i,j}$  se calcula a partir de la ecuación de Penman-Monteith, teniendo en cuenta la demanda atmosférica ya satisfecha en la evaporación de la lámina interceptada. Para el cálculo de  $ET_{i,j}$  se requieren datos diarios de variables climáticas (temperatura, velocidad de viento, insolación, humedad relativa y presión atmosférica) además de la definición de tres parámetros fijos, diferentes para cada URH y mes del año, correspondientes al albedo, la altura media de la vegetación y la resistencia superficial.

Para el cálculo del escurrimiento superficial ( $D_{sup_{i,j}}$ ), la capa superficial del suelo se representa por un gran número de reservorios de diferentes capacidades de almacenamiento, representados por una función de distribución. A partir de dicha representación del suelo se considera que toda precipitación que cae sobre una porción de suelo saturada genera escurrimiento (Todini, 1996).

El flujo sub-superficial ( $D_{int_{i,j}}$ ) se obtiene utilizando una función similar a la ecuación de Brooks y Corey (Rawls, et al., 1993), y el flujo de agua subterránea ( $D_{bas_{i,j}}$ ) se calcula considerando una relación lineal entre la cantidad de agua almacenada en el suelo y la capacidad máxima de almacenamiento.

Una vez obtenidos los escurrimientos superficial ( $D_{sup_{i,j}}$ ), sub-superficial ( $D_{int_{i,j}}$ ) y subterráneo ( $D_{bas_{i,j}}$ ) para cada URH dentro de cada minicuenca (además de ser utilizados para calcular el contenido de agua en el suelo al final de cada paso de tiempo), estos se transitan a través de la minicuenca considerando tres reservorios lineales e independientes (uno para cada tipo de escurrimiento) que colectan el flujo generado en todos los URH existentes dentro de la minicuenca.

Finalmente, el caudal de salida de cada minicuenca ( $Q_i$ ) se calcula como la suma de  $Q_{sup}$ ,  $Q_{int}$  y  $Q_{bas}$ , y es posteriormente transitado por la red de drenaje a través del método de Muskingum-Cunge.

El modelo consta de cuatro parámetros fijos y nueve parámetros calibrables. Los parámetros fijos (IAF, albedo, altura de la vegetación y resistencia superficial) dependen de la época del año y de la vegetación asociada a cada URH y sus valores pueden obtenerse de la bibliografía. En las Tablas 1 a 4 se presentan los valores utilizados.

Cobertura	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic
Pastura	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
Arroz	0,2	0,2	0,2	0,2	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,2	0,2	0,2
Bosque	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
Agua	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08

Tabla 1. Valores adoptados para albedo según cobertura.

Cobertura	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic
Pastura	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Arroz	4	4	4	4	2	2	2	2	2	4	4	4
Bosque	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Agua	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

**Tabla 2.** Valores adoptados para el índice de área foliar según cobertura.

Cobertura	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic
Pastura	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Arroz	1	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1
Bosque	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Agua	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

**Tabla 3.** Valores adoptados para la altura media de vegetación (m) según cobertura.

Cobertura	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic
Pastura	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70
Arroz	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70
Bosque	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tabla 4.** Valores adoptados para la resistencia superficial (s/m) según cobertura

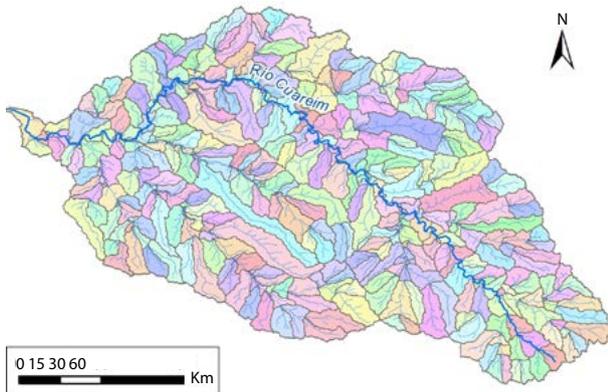
Parámetro	Descripción	Rango sugerido
$W_m$ (mm)	Capacidad máxima de almacenamiento de la capa superficial del suelo. Depende del tipo de suelo. Un valor para cada URH.	50 - 1000
b	Variabilidad del volumen máximo de los reservorios que representan la capa superficial del suelo. Depende del tipo de suelo y de su profundidad. Afecta el escurrimiento superficial. Un valor para cada URH.	0,12 - 1,6
$K_{int}$ (mm/d)	Tasa de flujo de agua sub-superficial cuando el suelo se encuentra saturado. Depende del tipo de suelo. Afecta al escurrimiento sub-superficial. Un valor para cada URH.	4 - 40
XL	Índice de porosidad del suelo. Depende del tipo de suelo. Afecta al escurrimiento sub-superficial. Un valor para cada URH.	~0,67
$K_{bas}$ (mm/d)	Tasa de flujo de agua subterránea cuando el suelo se encuentra saturado. Depende del tipo de suelo. Afecta al escurrimiento subterráneo. Un valor para cada URH.	0,05 - 5
Wc	Parámetro sin significado físico que evita valores negativos e inestabilidades del modelo. Un valor para cada URH. En general, no se recomienda utilizar valores distintos a 0,1.	0,1
Cs	Multiplica al tiempo de concentración para definir el tiempo de respuesta superficial de las minicuencas. Afecta el caudal de salida superficial. Un valor único para todas las URH.	1 - 20
Ci	Multiplica al tiempo de concentración para definir el tiempo de respuesta sub-superficial de las minicuencas. Afecta el caudal de salida sub-superficial. Un valor único para todas las URH.	50 - 200
TKB (h)	Tiempo de respuesta del flujo subterráneo de las minicuencas. Afecta el caudal de salida subterráneo. Un valor único para todas las URH.	1200 - 8000

**Tabla 5.** Parámetros calibrables del modelo MGB-IPH.

Los parámetros calibrables se describen en la Tabla 5, en donde también se presentan los rangos de variación sugeridos por el modelo.

## Implementación del modelo MGB-IPH en la cuenca del río Cuareim

Para implementar el modelo MGB-IPH en la cuenca del río Cuareim, esta fue discretizada en 402 minicuecas con un área media de aproximadamente 35 km<sup>2</sup> (Figura 2). Cada minicuenca corresponde a una celda de cálculo del modelo.



**Figura 2.** Minicuecas definidas para la implementación del modelo MGB-IPH.

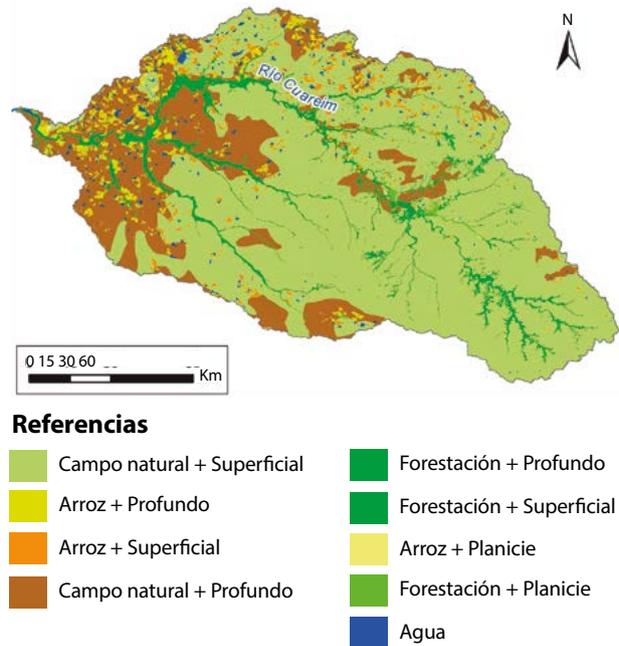
Para representar la topografía, las direcciones del flujo y la red de drenaje de la cuenca fue utilizada como información de base el modelo digital del terreno de SRTM (90m) corregido por el Consorcio para Información Espacial del CGIAR (Jarvis, et al., 2008).

Para definir las URH presentes en la cuenca, se realizó la combinación analítica de dos capas: la capa de tipo de suelo (desde el punto de vista hidrológico) y la capa de usos o cobertura del suelo.

La caracterización de los suelos presentes en la cuenca fue obtenida del trabajo «Balances hídricos superficiales en la cuenca del Río Cuareim con fines de gestión del recurso agua y el impacto en las crecientes», realizado por el IMFIA (Genta, et al., 2005), a partir del cual se agruparon los suelos en tres clases: superficiales, profundos y de planicie. Esta agrupación fue realizada en función de la textura/estructura del suelo y de la capacidad de almacenamiento del suelo. La representación del uso o cobertura del suelo fue realizada en base a una imagen satelital del año 2010, a partir de la cual se identificaron tres coberturas principales: pasturas, arroz y bosque.

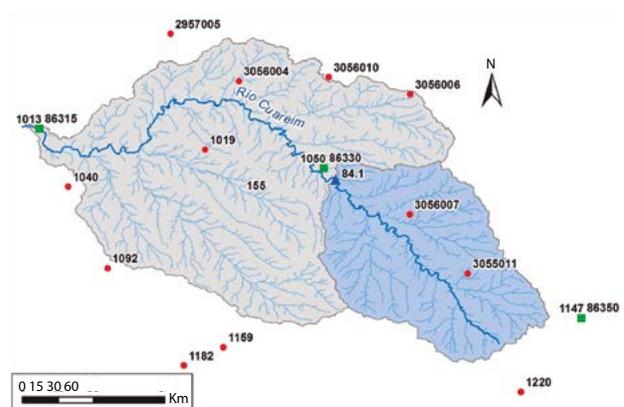
En función de la caracterización realizada se definieron para la cuenca del río Cuareim nueve URH, resultantes de la combinación de tres tipos de suelo (profundos, superficiales y de planicie) y de tres usos o cobertura del suelo, más una décima URH correspondiente a las superficies cubiertas con agua. En la Figura 3 se presenta la distribución resultante de las URH definidas.

Se observa que en casi toda la cuenca alta predomina la URH correspondiente a pasturas sobre suelo superficial, mientras que en la zona más baja de la cuenca aparecen los suelos más profundos en donde se encuentran, junto con la zona localizada al norte de la cuenca (perteneciente a Brasil), la mayoría de las chacras de arroz.



**Figura 3.** Unidades de Respuesta Hidrológica definidas para la implementación del MGB.

En cuanto a los datos hidrometeorológicos utilizados para implementar el modelo, se contó con datos de precipitación diaria registrados en 15 estaciones pluviométricas pertenecientes a Uruguay y a Brasil en el período 1981-2013 y con datos climáticos diarios (temperatura media, humedad relativa, velocidad del viento e insolación) registrados en tres estaciones meteorológicas pertenecientes a Uruguay en el período 2001-2013. Respecto a los datos de caudal, se utilizaron los datos diarios registrados en la estación 84.1 (localizada en la ciudad de Artigas) durante el período 1/11/1997-31/3/2008. Estos datos fueron utilizados para calibrar el modelo, una vez realizado un análisis de la calidad de los mismos, a partir del cual fueron descartados algunos períodos con datos inconsistentes. En



**Referencias**

- Estaciones pluviométricas
- Estaciones hidrométricas
- Estaciones meteorológicas

**Figura 4.** Estaciones pluviométricas, hidrométricas y meteorológicas.

la Figura 4 se presenta la localización de todas las estaciones incorporadas al modelo.

## Análisis de los parámetros del modelo

Una vez implementado el modelo y previo a la etapa de calibración, se realizó un análisis de los diferentes parámetros del modelo con el objetivo de entender mejor su comportamiento, su representación física y su sensibilidad sobre los hidrogramas de salida del modelo.

## Calibración del modelo

Realizado el análisis de los parámetros del modelo, se procedió a calibrarlo en la cuenca del río Cuareim con cierre en la ciudad de Artigas (con 4.640 km<sup>2</sup> de superficie), en donde se dispone de datos observados de caudal. Para ello se definió como periodo de calibración 1/1/2001 - 31/12/2004.

La calibración se realizó en dos etapas. En primer lugar, un análisis por parámetro, el cual consistió en definir para cada parámetro el rango de valores que mejor ajuste la serie de caudales modelada a la observada, en aquellos aspectos en los que el parámetro en cuestión tiene incidencia. En esta etapa el ajuste fue puramente observacional. Definidos los rangos de variación de cada parámetro se procedió a realizar una calibración manual con el objetivo de encontrar el paquete de parámetros que mejor ajuste la serie modelada a la observada, en su globalidad. En esta etapa el ajuste se basó en maximizar el coeficiente de correlación ( $R^2$ ) y el número de Nash-Sutcliffe (NS) y en minimizar la diferencia porcentual entre los volúmenes de escurrimiento totales modelados y observados ( $\Delta V$ ). Cabe mencionar que dichos indicadores fueron obtenidos a partir de la serie de datos de caudal observado una vez eliminados los periodos determinados como inconsistentes durante el análisis de calidad de datos realizado.

Luego, una vez obtenidos los parámetros calibrados, se procedió a realizar la validación del modelo en los periodos 1/5/2005 - 30/11/2005 y 1/7/2007 - 31/12/2007, en los que los datos observados de caudal fueron considerados confiables.

## Resultados y Discusión

### Análisis de los parámetros del modelo

El parámetro  $Wm$ , que representa la capacidad máxima de almacenamiento del suelo, se consideró el parámetro más importante del modelo, tanto por su representación física como por su sensibilidad. A medida que aumenta su valor, menor es el caudal máximo obtenido en los eventos de lluvia, producto de una mayor capacidad de almacenamiento en el suelo. Sin embargo, cuando el suelo se encuentra saturado puede generar mayor escurrimiento sub-superficial y subterráneo, dada la mayor cantidad de agua almacenada en la capa superior del suelo. Se entiende que este parámetro puede ser representado físicamente por la porosidad eficaz del suelo, la cual corresponde al total de vacíos del suelo, descontando el agua higroscópica (que no puede ser removida). La porosidad eficaz fue estimada para cada unidad de suelo como:

$$P_{eficaz} = (N - A_H \times D_a) \times H/10, \quad \text{con} \quad N = \frac{\gamma_s - D_a}{\gamma_s} \times 100$$

Siendo  $P_{eficaz}$  (mm) la porosidad eficaz del horizonte;  $N$  (%) el índice de vacíos del horizonte;  $A_H$  (%) el contenido de agua higroscópica del horizonte;  $\gamma_s$  la densidad del horizonte;  $D_a$  (g/cm<sup>3</sup>) la densidad aparente del horizonte, y  $H$  (mm) el espesor del horizonte.

El contenido de agua higroscópica ( $A_H$  (%)) se estima para cada horizonte como el punto de marchitez permanente. Este último parámetro y la densidad aparente se calculan para cada horizonte en función de los contenidos porcentuales de arena, limo, arcilla y materia orgánica correspondientes a cada unidad de suelo (Fernández, 1979; Silva, et al., 1988). Una vez obtenida la porosidad eficaz (mm) de cada horizonte, se obtiene la porosidad eficaz asociada a cada unidad de suelo sumando las porosidades eficaces de sus horizontes A y B, la cual es posteriormente corregida por un factor de corrección correspondiente a la rocosidad y pedregosidad de la unidad (Molfino y Califra, 2001). Finalmente, se estima la porosidad eficaz correspondiente a cada clase de suelo (superficial, profundo y de planicie) ponderando por área las porosidades eficaces de las unidades de suelos que componen cada clase. En la Tabla 6 se presentan los valores de porosidad eficaz obtenidos para las tres clases de suelo identificadas.

Clase	Porosidad eficaz (mm)
Superficial	47,9
Profundo	225,3
De planicie	71,4

**Tabla 6.** Porosidad eficaz de las clases de suelo definidas en la cuenca.

Por otro lado, el parámetro  $b$  resultó ser relevante para lluvias pequeñas, aumentando el caudal de salida a medida que aumenta su valor, no teniendo incidencia en eventos más importantes. Esto es así debido a que a mayor valor de  $b$ , más amplia es la distribución del tamaño de los reservorios que representan el suelo superficial. Es decir, existen reservorios más pequeños que se saturan con lluvias pequeñas, aportando al escurrimiento superficial, mientras que para eventos grandes que saturan toda la capacidad de almacenamiento del suelo ( $Wm$  –que no varía al variar  $b$ –), el escurrimiento superficial no depende de la distribución del volumen de los reservorios.

Respecto al parámetro  $Kint$ , se observó que a medida que aumenta su valor mayor es el caudal de salida en el tramo final de los hidrogramas de crecida (flujo sub-superficial), disminuyendo levemente su caudal máximo, sobre todo durante periodos con varios eventos seguidos. Este comportamiento es esperable, ya que a mayores valores del parámetro, mayor es la tasa de aporte sub-superficial, el cual se manifiesta mayormente en el tramo final del hidrograma de salida de la cuenca. Este parámetro parece estar relacionado con el campo de flujo de Darcy ( $q$ ), función de la conductividad hidráulica del suelo saturado y la pendiente de la línea de energía (Chow, et al., 1994). Un cálculo aproximado para la cuenca del río Cuareim con cierre en Artigas arroja valores de  $q$  del orden de 4 mm/día.

Asimismo, el parámetro  $K_{bas}$  tiene influencia sobre el caudal base (flujo subterráneo), aumentado este a medida que aumenta su valor, dado que a mayores valores del parámetro mayor es la tasa de aporte subterráneo, el cual se manifiesta a la salida de la cuenca durante los períodos sin lluvias.

En cuanto al parámetro  $C_s$ , se observó que a medida que aumenta, aumenta también el tiempo base de los hidrogramas y disminuye su pico, resultando en hidrogramas más achatados. Este comportamiento es esperable, debido a que al aumentar este parámetro se incrementa el tiempo de tránsito de escurrimiento superficial dentro de cada minicuenca, por lo que amortigua más los hidrogramas de salida de la minicuenca. Afecta tanto caudales grandes como pequeños, no teniendo incidencia en el caudal base.

Los restantes parámetros del modelo resultaron tener relativamente poca sensibilidad sobre los hidrogramas de salida del modelo.

## Calibración del modelo

En la Tabla 7 se presentan los valores de los parámetros calibrados para la cuenca del río Cuareim. Cabe recordar que los valores de  $W_m$  corresponden a la porosidad eficaz (espacio total de vacíos del suelo descontando el agua higroscópica), cuyo valor fue obtenido a partir de las características correspondientes a cada clase de suelo.

En la Tabla 8 se presentan los valores de los indicadores obtenidos en la calibración y la validación del modelo. En las Figuras 5 y 6 se expresa la evolución de los caudales modelados y observados para un tramo del período de calibración y de validación, respectivamente.

Los valores de la Tabla 8 y los Gráficos 1 y 2 indican un buen ajuste de los caudales modelados respecto a los caudales observados, tanto en el período de calibración como en el período de validación.

URH	$W_m$	$b$	$K_{bas}$	$K_{int}$	$XL$	$W_c$
Pastura + Superficial	47,9	1	0,01	4	0,67	0,1
Pastura + Profundo	225,3	1	0,01	4	0,67	0,1
Pastura + Planicie	71,4	1	0,01	4	0,67	0,1
Arroz + Superficial	47,9	1	0,01	4	0,67	0,1
Arroz + Profundo	225,3	1	0,01	4	0,67	0,1
Arroz + Planicie	71,4	1	0,01	4	0,67	0,1
Bosque + Superficial	47,9	1	0,01	4	0,67	0,1
Bosque + Profundo	225,3	1	0,01	4	0,67	0,1
Bosque + Planicie	71,4	1	0,01	4	0,67	0,1
Agua	0	0	0	0	0	0

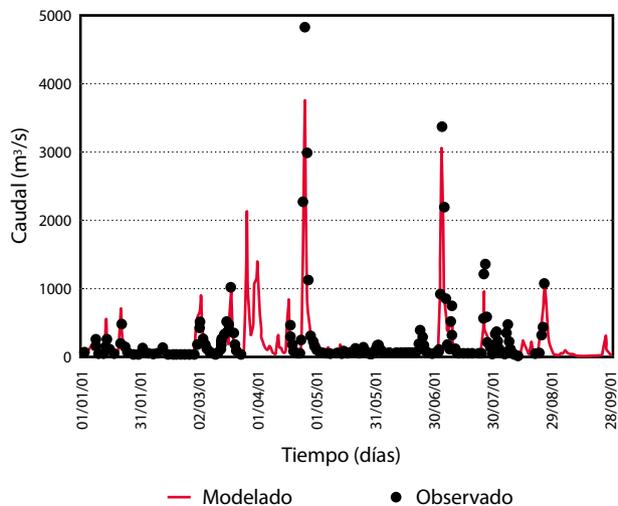
  

$C_s$	15	$C_i$	100	$TKB$	876
-------	----	-------	-----	-------	-----

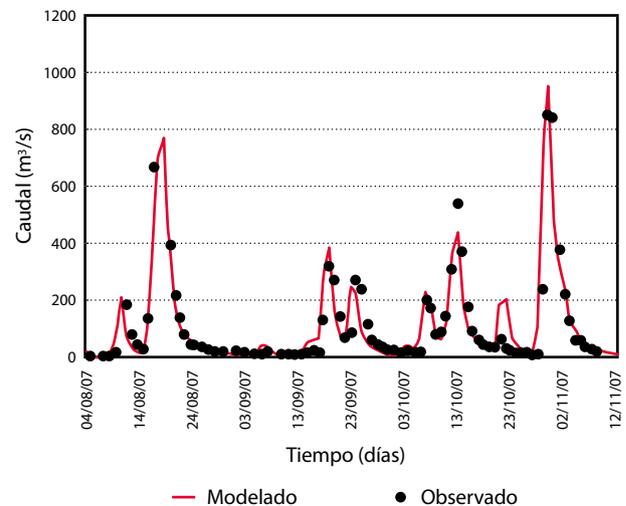
Tabla 7. Parámetros calibrados del modelo en Artigas.

Indicador	Calibración (2001-2004)	Validación		Período total (2001-2007)
		1/5/2005-30/11/2005	1/7/2007-31/12/2007	
$R^2$	0,89	0,89	0,91	0,88
NS	0,80	0,76	0,81	0,77
$\Delta V$	4,10	-3,70	-9,32	4,42

Tabla 8. Resultados obtenidos de la calibración y la validación del modelo.



**Gráfico 1.** Caudales modelados y observados en un tramo del período de calibración.



**Gráfico 2.** Caudales modelados y observados en un tramo del período de validación.

## Conclusiones

El modelo MGB-IPH fue implementado y calibrado en la cuenca del río Cuareim y se realizó, además, un análisis de sus parámetros para comprender su comportamiento y sensibilidad sobre los hidrogramas de salida.

El análisis de los parámetros permitió asociarlos a características físicas conocidas en la cuenca y reconocer los parámetros más sensibles del modelo. En particular, el parámetro  $Wm$  fue considerado como el de mayor importancia, tanto por su representación física (capacidad de almacenamiento del suelo) como por su gran incidencia sobre los hidrogramas de salida. Los valores de dicho parámetro utilizados en la calibración del modelo fueron estimados a partir de la porosidad eficaz de los suelos presentes en la cuenca. Esto es de gran interés a la hora de evaluar la aplicabilidad del modelo en otras cuencas no aforadas del país debido a que, por un lado, este parámetro tiene un gran significado físico dentro del modelo y, por otro, su valor es un dato disponible para todos los suelos del país. Asimismo, se asoció al parámetro  $Kint$  con el campo de flujo de Darcy (Chow, et al., 1994). Si bien su influencia en los resultados del modelo es muy pequeña, su valor puede ser estimado para cada cuenca en función de las características del suelo y de la pendiente media de la cuenca.

Al respecto de la calibración realizada, se obtuvieron resultados muy auspiciosos en cuanto al desempeño del modelo para representar los caudales observados, lo que motiva su implementación en otras cuencas del país, teniendo en cuenta también la asociación realizada entre los parámetros del modelo y las características físicas de la cuenca, conocidas para todas las cuencas de Uruguay.

## Referencias

- Abbott, M, Bathurst, J., Cunge, J., O'Connell, P. y Rasmussen, J., 1986. An Introduction to the European System: Systeme Hydrologique Europeen (SHE). En: *Journal of Hydrology*, 87, pp.61-77.
- Alonso, J., 2007. *Simulation of land-use change in two experimental micro basins in Uruguay: SHETRAN validation*. Newcastle: University of Newcastle. (Training activity at the School of Civil Engineering and Geosciences, Final Report)
- Arnold, J.G., Allen, P.M. y Bernhardt, G., 1993. A comprehensive surface-groundwater flow model. En: *Journal of Hydrology*, 142(1-4), pp.47-69.
- Birkinshaw, S.J., James, P. y Ewen, J., 2010. Graphical user interface for rapid set-up of SHETRAN physically-based river catchment model. En: *Environmental Modelling & Software*, 25, pp.609-610.
- Burnash, R. J. C., 1995. The NWS river forecast system catchment modeling. En: Singh, V.P. (ed.). *Computer models of watershed hydrology*. Colorado: Water Resources Publication. Chapter 10.
- Collischonn, W., Allasia, D., Da Silva, B. C., y Tucci, C. E., 2007. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling. En: *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), pp.878-895.
- Chow, V. T., Maidment, D. R. y Mays, L. W., 1994. *Hidrología aplicada*. Bogotá: McGraw-Hill.
- Ewen J., Parkin G., O'Connell P.E., 2000. SHETRAN: distributed river basin flow and transport modeling system. En: *Journal of Hydrologic Engineering*, 5, pp.250-258.
- Fernández, J.C., 1979. *Estimaciones de densidad aparente, retención de agua a tensiones de  $-1/3$  y  $-25$  bar y agua disponible en el suelo a partir de la composición granulométrica y porcentaje de materia orgánica*. 2da Reunión Técnica. Montevideo: Facultad de Agronomía, Universidad de la República.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H. y Arnold, J.G., 2007. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. En: *T ASABE*, 50(4), pp.1211-50.
- Geetha, K., Mishra, S. K., Eldho, T. I., Rastogi, A. K., y Pandey, R. P., 2008. SCS-CN-based continuous simulation model for hydrologic forecasting. En: *Water resources management*, 22(2), pp.165-190.
- Geetha, K., Mishra, S. K., Eldho, T. I., Rastogi, A. K., y Pandey, R. P., 2007. Modifications to SCS-CN method for long-term hydrologic simulation. En: *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133(5), pp.475-486.

- Genta, J.L., Chreties, Ch., Sordo, A., Gussoni, J. y Molfino, J.H., 2005. *Balances hídricos superficiales en la cuenca del Río Cuareim con fines de gestión del recurso agua y el impacto en las crecientes*. Montevideo: IMFIA-DNH-CRC.
- Jarvis, A., Reuter, H.I., Nelson, A., Guevara, E., 2008. Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m. Disponible en: <http://srtm.csi.cgiar.org>.
- Lamont, S., Eli, R. y Fletcher, J., 2008. Continuous hydrologic models and curve numbers: a path forward. En: *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(7), pp.621-635.
- Liang, X., Lettenmaier, D.P., Wood, E.F. y Burges, S.J., 1994. A Simple hydrologically based model of land surface water and energy fluxes for GSMs. En: *Journal of Geophys. Res.*, 99(D7)(14), pp.415-428.
- Molfino, J.H. y Califra, A., 2001. *Agua disponible de las tierras del Uruguay*. Montevideo: División de Suelos y Aguas, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.
- Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA), 2011. *Manual de diseño y construcción de pequeñas presas*. Montevideo: MVOTMA.
- Rawls, W.J., Ahuja, L.R., Brakensiek, D.L. y Shirmohammadi, A., 1993. Infiltration and soil water movement. En: Maidment, B.D. *Handbook of hydrology*. New York: McGraw-Hill. Chapter, 5.1-5.
- Silva, A., Ponce de León, J., García, F. y Durán, A., 1988. *Aspectos metodológicos en la determinación de la capacidad de retener agua en los suelos del Uruguay*. Montevideo: Facultad de Agronomía. (Boletín de Investigación, 10).
- Silveira, L., 1998. *Modelación hidrológica de pasturas naturales con pendientes suaves en la zona templada*. Stockholm: KTH. (Tesis PhD).
- Todini, E., 1996. The ARNO rainfall-runoff model. En: *Journal of Hydrology*, 175(1), pp.339-382.
- Tucci, C.E.M., 1998. *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre: ABRH.

# Sensibilidad de los bioensayos de *Cnesterodon decemmaculatus* y *Pimephales promelas* en una serie de muestras de efluentes y tóxicos de referencia

## Sensitivity bioassays of the *Cnesterodon decemmaculatus* and *Pimephales promelas* in a series of samples of effluent and reference toxicant

Saona, Gustavo <sup>(1)</sup>, Carnikian, Agustín <sup>(2)</sup>, Spósito, Martín <sup>(1)</sup>, Baklayan, Patricia <sup>(2)</sup>, Espínola, Julio <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental, Intendencia de Montevideo – <sup>(2)</sup> Departamento de Aguas y Productos Químicos, Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU.

Contacto: gustavo.saona@imm.gub.uy

RECIBIDO: 18/8/2015 – APROBADO: 30/11/2015

### Resumen

En este estudio se comparó la sensibilidad toxicológica cuantificada por la dosis letal 50% a las 96 horas de los bioensayos de toxicidad aguda de *Cnesterodon decemmaculatus* y *Pimephales promelas* en su exposición a efluentes industriales, efluentes de saneamiento y tóxicos de referencia. Asimismo, se analizó la sensibilidad toxicológica de *C. decemmaculatus* en función de la longitud estándar.

Con ambas especies se realizaron 16 bioensayos apareados por la misma sustancia o compuesto y se observó una buena concordancia  $r_L = 0,75$ . El análisis de la sensibilidad toxicológica por talla no presentó diferencias significativas en el análisis global para los efluentes y el dicromato de potasio. Se observaron diferencias significativas en la sensibilidad por talla en los ensayos con dodecilsulfato sódico.

Los antecedentes del bioensayo agudo de *C. decemmaculatus* así como los resultados obtenidos en nuestro estudio acreditan el uso de esta especie en la evaluación ecotoxicológica.

El presente trabajo contribuye a desarrollar herramientas específicas de evaluación ecotoxicológica con una especie nativa (*C. decemmaculatus*) y brinda información comparada con una especie utilizada internacionalmente en un bioensayo de referencia (*P. promelas*). La continuación de estos estudios en el contexto de un área de investigación prioritaria permitirá consolidar instrumentos de análisis, desarrollar capacidades profesionales y contribuir a fortalecer a las instituciones gestoras de los recursos hídricos del Uruguay.

**Palabras clave:** Bioensayo, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Pimephales promelas*, ecotoxicología, efluentes, tóxicos de referencia.

### Abstract

This study compared the toxicological sensitivity quantified by the 50% lethal dose of acute toxicity bioassays of *Cnesterodon decemmaculatus* and *Pimephales promelas* in exposure to toxic industrial effluents, wastewater effluents and reference toxicants. At the same time, the toxicological sensitivity of *C. decemmaculatus* related to the standard length was assayed.

Both species were analyzed with 16 bioassays mated by the same substance or compound and a good agreement  $r_L = 0,75$  was observed. No significant differences in the overall analysis for effluents and potassium dichromate appeared in toxicological analysis of sensitivity to size. In contrast, significant difference in sensitivity was observed in assays with sodium dodecyl sulfate.

Previous studies of the acute bioassays of *C. decemmaculatus* as well as the results obtained in this work accredit the use of this species in the ecotoxicological evaluation.

This work contributes to generate specific ecotoxicological tools employing a native species (*C. decemmaculatus*) and provides comparative information with an internationally accepted species used in reference bioassays (*P. promelas*). Progress of these studies as a priority research area will contribute to consolidate analytical tools, develop professional skills and strengthen institutions that manage water resources in Uruguay.

**Keywords:** Bioassay, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Pimephales promelas*, ecotoxicology, effluent, reference toxicant.

## Introducción

Los estudios ecotoxicológicos utilizan generalmente tres tipos de herramientas de análisis: determinaciones químicas de sustancias, bioensayos y bioindicadores (Newman, 2013; Walker, et al., 2012; Crane, et al., 2007). Las tres herramientas son consideradas relevantes y aportan información no redundante que permite abordar en forma integral cualquier problema medioambiental asociado a la presencia de compuestos químicos tóxicos: presencia de contaminantes, toxicidad y estructura de la comunidad.

Actualmente, Uruguay no cuenta con una normativa promulgada que regule los efectos de compuestos químicos sobre la biota y no ha reglamentado el uso de bioensayos y bioindicadores. Sin embargo, desde el año 2008 existe una propuesta de modificación del Decreto 253/979 (Uruguay, 1979) desarrollada en el ámbito de la Comisión Técnica Asesora para la Protección del Medio Ambiente (COTAMA) que aplica a efluentes industriales y lodos (GESTA-AGUA, 2008). En el mismo sentido, el Decreto 182/013 (Uruguay, 2013), Reglamento de Gestión de Residuos Sólidos Industriales y Asimilados, exige la evaluación mediante bioensayos en su área de competencia, pero aún se encuentra sin una implementación definitiva. A nivel académico y técnico esta ausencia en la normativa es reconocida como una gran debilidad para la protección ambiental en nuestro país.

Los ensayos de laboratorio realizados sobre organismos vivos o sus derivados (órganos, tejidos y células) son denominados bioensayos. Son estudios de tipo experimental en los que se controlan muchas de las variables que pueden afectar la respuesta biológica, en particular la magnitud del agente problema (Newman, 2013; Castillo, 2004; Rand, 1995). Específicamente en los bioensayos de toxicidad, se prueban una serie de concentraciones fijas de la sustancia problema, pero también se controlan otros factores como temperatura, medio de dilución, volumen u otra medida del recipiente de ensayo, alimento (cantidad y tipo), sexo, edad y tamaño de los individuos (Castillo Morales, 2004; Rand, 1995).

Para la realización de experimentos con seres vivos un factor determinante a controlar es la producción o cría estandarizada de la especie que se empleará en los ensayos. La cría estandarizada mediante un protocolo o manual de materiales y procesos permite obtener individuos aproximadamente equivalentes en sus características para el ensayo: edad, tamaño, factor de condición, situación sanitaria y fisiológica (USEPA, 1999).

En nuestra región sudamericana existen bioensayos validados, protocolizados y estandarizados solo para un número aún insuficiente de especies, debido a la complejidad y el costo de desarrollar un protocolo de cría y ensayo con la validez y confiabilidad suficientes. Particularmente, el estudio de la validez de un bioensayo toxicológico requiere del análisis de la respuesta biológica frente a tóxicos de referencia y también la respuesta comparada entre bioensayos de distintos organismos (EPS, 1999). Estos desarrollos existen mayormente para especies nativas de países como EE.UU., Canadá y en la Comunidad Económica Europea (USEPA, 2002; EPS, 1999).

El uso de estos bioensayos se ha extendido a otros países, ya que son una medida útil del riesgo ecotoxicológico, aunque la especie utilizada no forme parte de la fauna o flora nativa. Sin embargo, esta realidad no debe justificar el abandonar el objetivo de conocer la magnitud del efecto tóxico sobre nuestras especies.

En el presente trabajo se compara la sensibilidad toxicológica entre *Cnesterodon decemmaculatus* y *Pimephales promelas*, dos peces pertenecientes a las familias Poeciliidae y Cyprinidae, respectivamente.

*C. decemmaculatus* es una especie sudamericana abundante y de amplia distribución en ambientes de agua dulce lenticos y lóticos de pequeño tamaño (Lucinda, 2005; Rosa and Costa, 1993). Su reproducción es vivípara y su alimentación es omnívora; se alimenta de fitoplancton y zooplancton (Lorier y Berois, 1995; Quintans, et al., 2009). Existen antecedentes del uso de *C. decemmaculatus* en bioensayos (Mastrángelo y Ferrari, 2013; Casares, et al., 2012; Vera-Candioti, et al., 2011; Carriquiriborde, et al., 2007; Di Marzio, et al., 2005; Parma de Croux, et al., 2002; Ferrari, et al., 1998; Gómez, et al., 1998; de la Torre, et al., 1997) y recientemente se ha publicado un manual para su producción en laboratorio (Somma, et al., 2011).

*Pimephales promelas* es un pez perteneciente a la familia Cyprinidae que está distribuida en el medio-oeste de EE.UU. en la cuenca superior del río Mississippi, al oeste hasta Utah, al norte hasta Canadá y en el este hasta Maine (Page y Burr, 2011). Debido a su amplia distribución se la ha utilizado extensamente en tests de toxicidad aguda, crónica y en ensayos de ciclo de vida en soporte y promoción de los programas regulatorios ambientales en EE.UU. y Europa (Dietrich y Krieger 2009) desde la década de 1960 (USEPA, 1988). *P. promelas* es de fácil cultivo en laboratorio y es utilizada regularmente por United States Environmental Protection Agency (USEPA), Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), American Society for Testing and Materials (ASTM), American Public Health Association (APHA) y Environment Canada (EC) para realizar pruebas de letalidad, determinar los riesgos potenciales del uso de nuevos químicos y para estudios regulatorios de rutina (Ankley y Villeneuve, 2006). Esta especie es a su vez recomendada por la USEPA (2002) y OECD (2007) para evaluar los efectos de disruptores endócrinos a diversos niveles de organización biológica debido a la capacidad de extrapolar los resultados hacia otros vertebrados (Ankley y Jhonson, 2004). Desde el año 2007 el Departamento de Productos Químicos y Aguas Residuales (PQAR) del Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) desarrolla bioensayos de toxicidad aguda y crónica con *P. promelas* basados en el método EPA-821-R-02-012, acreditados por el Organismo Uruguayo de Acreditación (O.U.A.) desde 2015.

El objetivo de este estudio es comparar la sensibilidad toxicológica, cuantificada por la dosis letal 50% (DL50%), a las 96 horas, de los bioensayos de toxicidad aguda de *C. decemmaculatus* y *P. promelas* en su exposición a efluentes industriales, efluentes de saneamiento y tóxicos de referencia. A su vez, se presenta un estudio de la sensibilidad de *C. decemmaculatus* en función de la longitud estándar en el rango de tamaños (7 a 15 mm) utilizados para los ensayos.

## Materiales y Métodos

### Diseño experimental y muestras

Como resultado principal se pretende estimar una medida de concordancia entre los bioensayos, por lo cual el diseño experimental del presente estudio es apareado, aplicando cada bioensayo a todas las muestras (Zar, 1996).

Se analizaron 16 bioensayos con *C. decemmaculatus* y *P. promelas* utilizando: dos muestras de efluentes de saneamiento, ocho muestras de efluentes industriales y seis ensayos con tóxico de referencia.

Los ensayos con tóxico de referencia se realizaron con dos sustancias: dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) y dodecilsulfato sódico ( $C_{12}H_{25}OSO_3Na$ ). Ambos son ampliamente recomendados en la bibliografía especializada en bioensayos de organismos acuáticos (USEPA, 2002; Schirmer, et al., 2008). Por otra parte, el cromo hexavalente es un contaminante frecuente de desecho de la industria del curtido de cueros y el dodecilsulfato sódico es un tensioactivo aniónico frecuente en las formulaciones de productos para la higiene y, por tanto, abundante en efluentes de saneamiento.

### Bioensayos de *C. decemmaculatus*

El ensayo con *C. decemmaculatus* se realizó en el Laboratorio de Bioensayos (Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental, Intendencia de Montevideo), según el protocolo que se describe en la Tabla 1.

Característica del ensayo	Condición o valor
Tipo de ensayo	Estático
Duración	96 hs
Temperatura	$24 \pm 1$ °C
Período de iluminación	16 hs luz / 8 hs oscuridad
Intensidad de iluminación	2000 lux
Recipiente de ensayo	Pote de polipropileno 420 mL con tapa
Volumen del medio de ensayo	300 mL
Sexo	Machos y hembras inmaduros
Tamaño (talla estándar)	7 a 15 mm ( $\leq 5$ semana de nacimiento)
Número de organismos	10 por réplica (pote); 20 por tratamiento
Diluciones de la sustancia estudiada	Mínimo 4 diluciones con factor 1/2
Validez del ensayo	<10% mortalidad en control negativo
Medio de dilución y control negativo	Agua dura
Alimento	Nauplios de <i>Artemia salina</i> (eclosión <24 hs)
Alimentación	1 mL por réplica a tiempo 0 h y 48 hs

**Tabla 1.** Protocolo de bioensayos de *Cnesterodon decemmaculatus*.

La longitud o talla estándar fue medida previamente al ensayo colocando los peces en una caja de petrí y sobre una hoja

milimetrada, con agua suficiente para que naden libremente. Con dicho procedimiento se aseguró que los peces fueran menores o iguales a 15 mm. Durante el ensayo los peces que fueron muriendo y al finalizar el ensayo los supervivientes, que fueron sacrificados, se midieron nuevamente con regla milimetrada y la ayuda de lupa de mano para confirmar y registrar la longitud estándar.

El medio de dilución fue agua dura de la marca comercial de consumo humano Nativa (Milotur S.A.): cloruros 12 mg/L, calcio 64 mg/L, magnesio 32 mg/L, sodio 10,7 mg/L y potasio 1,1 mg/L.

No se realizó aireación de medio durante los ensayos.

En el Laboratorio de Bioensayos (Servicio ECCA) se realizó el cultivo de *C. decemmaculatus* para la obtención de los organismos de ensayo según un protocolo (Tabla 2) adaptado de Somma et al. (2011). Dicho protocolo permitió obtener peces de talla estándar de 7 a 15 mm durante todo el año, que corresponden a individuos de edad menor o igual a 5 semanas.

Característica del cultivo	Condición o valor
Recipiente	Plástico transparente con capacidad para 20 L
Temperatura	$24 \pm 2$ °C
Período de iluminación	16 hs luz / 8 hs oscuridad
Intensidad de iluminación	2000 lux
Aireación	Aireador pipa con filtro de guata
Alimento	Nauplios de <i>Artemia salina</i> (eclosión <24 hs) y escamas Koi (Labcon <sup>®</sup> )
Alimentación	Nauplios en cantidad <i>ad libitum</i> y escamas 0,25 g/día
Peces adultos	6 a 9 hembras y 2 o 3 machos
Medio	Agua potable declorada
Limpieza	Recambio de agua mensual y lavado del recipiente trimestral

**Tabla 2.** Protocolo de cría en laboratorio de *Cnesterodon decemmaculatus* (adaptado de Somma, et al., 2011).

Las adaptaciones respecto del protocolo de cría de Somma et al. (2011) fueron las siguientes: se usaron recipientes de plástico de calidad alimentaria en lugar de vidrio; se aceptó un rango mayor de variación en la temperatura ( $22$  a  $26$  °C); la alimentación en todas las clases de edad fue mayoritariamente con nauplios.

### Bioensayos de *P. promelas*

Los ejemplares de *P. promelas* que se utilizaron fueron criados en el departamento de Productos Químicos y Aguas Residuales (PQAR) del LATU. En PQAR se cría esta especie de pez desde el año 2007 de acuerdo al protocolo de cultivo de peces

y calidad de agua reconstituida (AR) de U.S.E.P.A. (1988). Se realizaron bioensayos de toxicidad aguda de acuerdo al protocolo EPA-821-R-02-012 (USEPA, 2002) test method 2000.0 (Tabla 3).

Característica del ensayo	Condición o valor
Tipo de ensayo	Semi-estático, se renueva 75% a las 48 hs
Duración	96 hs
Temperatura	25 ± 1 °C
Período de iluminación	16 hs luz / 8 hs oscuridad
Intensidad de iluminación	540 – 1080 lux
Recipiente de ensayo	Pote de polipropileno 330 mL con tapa
Volumen del medio de ensayo	200 mL
Sexo	No determinado
Edad	1 – 14 días post-eclosión
Número de organismos	10 por réplica (pote); 20 por tratamiento
Diluciones de la sustancia estudiada	mínimo 5 diluciones con factor 1/2
Validez del ensayo	<10% mortalidad en control negativo
Medio de dilución y control negativo	Agua reconstituida según USEPA 1988, 2002
Alimento	Nauplios de <i>Artemia salina</i> (eclosión <24 hs)
Alimentación	1 mL por réplica a tiempo -2 hs y 48 hs

Tabla 3. Protocolo de bioensayos de *Pimephales promelas*.

### Cuantificación de los bioensayos y análisis estadístico

En ambos ensayos se registró la mortalidad para cada dilución y en el control negativo a las 96 horas de exposición. Se calculó la dosis letal 50% (DL50%) utilizando el método Probit cuando presentó buen ajuste a los datos (test de Chi-cuadrado de bondad de ajuste; valor  $p > 0,05$ ) y el método de media móvil o interpolación no lineal en caso contrario.

Para valorar la semejanza entre las sensibilidades de ambos bioensayos se utilizó el coeficiente de concordancia de Linn ( $r_t$ ; 1989, 2000) y el gráfico de Bland y Altman (1986, 1999). Este gráfico representa la diferencia entre los valores DL50% de cada par de ensayo (con una misma sustancia) en ordenadas y la media en abscisas. Además, se traza una línea horizontal con el promedio de las diferencias y otras dos correspondientes al intervalo de acuerdo del 95% (IA95%: media de las diferencias ± 1,96 desvío estándar).

La variación en la sensibilidad de los individuos de *C. decemmaculatus* de distinta talla fue estudiada mediante un

modelo de regresión logística binaria, en el cual la variable dependiente fue la situación del individuo vivo o muerto a las 96 horas y las variables independientes fueron la talla estándar (mm) y la concentración (mg/L o %). El análisis se realizó estratificando por cada ensayo y agrupando por efluentes de saneamiento, efluentes industriales y cada tóxico de referencia.

En el cálculo de la DL50% se utilizó el programa TOXCALC (EPS, 2007) y en los demás análisis estadísticos se trabajó con STATA 12.1 (www.stata.com). Se calificó una buena concordancia cuando  $r_t$  fue mayor a 0,7 y se consideraron significativos los valores  $p$  menores o iguales a 0,05.

## Resultados

Los valores promedio de la DL50% fueron siempre mayores con el bioensayo de *C. decemmaculatus* para los tres grupos de compuestos y sustancias estudiados (Tablas 4 y 5).

En el caso de los efluentes y el dicromato de potasio (DP) los intervalos de confianza del 95% contuvieron a la media del ensayo comparado, por lo que las diferencias no fueron significativas (Tablas 4 y 5). Sin embargo, en el caso del dodecilsulfato sódico (SDS) la DL50% media fue 6,78 mg/L para *C. decemmaculatus* y 4,24 mg/L para *P. promelas*, diferencias significativas dado que los IC95% no se superponen conteniendo las medias del grupo comparado.

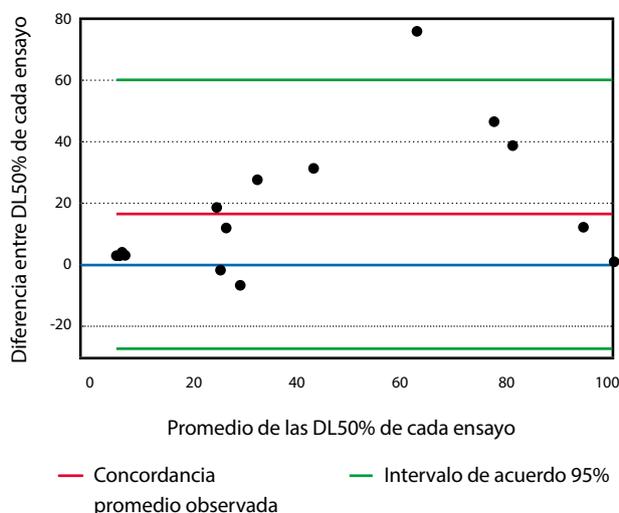
	N	Media	DE	IC95%
Efluente (%)	10	71,90	37,42	46,68 – 97,12
DP (mg/L)	3	35,81	19,50	11,82 – 59,81
SDS (mg/L)	3	6,78	0,82	5,77 – 7,80

Tabla 4. Distribución de los valores de dosis letal 50% en los bioensayos realizados con *Cnesterodon decemmaculatus* en efluentes (saneamiento e industrias), dicromato de potasio (DP) y dodecilsulfato sódico (SDS).

	N	Media	DE	IC95%
Efluente (%)	10	49,09	37,33	24,06 – 74,11
DP (mg/L)	3	28,83	3,39	24,67 – 33,00
SDS (mg/L)	3	4,24	0,32	3,85 – 4,63

Tabla 5. Distribución de los valores de dosis letal 50% en los bioensayos realizados con *Pimephales promelas* en efluentes (saneamiento e industrias), dicromato de potasio (DP) y dodecilsulfato sódico (SDS).

La concordancia entre los bioensayos fue buena ( $r_t > 0,7$ ), con un valor  $r_t = 0,749$  (IC95%: 0,547 – 0,951). La diferencia promedio entre los valores de los ensayos fue 16,0 (IA95%: -27,3 – 59,4) (Gráfico 1). En dicho gráfico el cero del eje de ordenadas (destacado en azul) indica la concordancia perfecta y una diferencia promedio mayor a cero indica un sesgo de menor sensibilidad para el bioensayo de *C. decemmaculatus*. Sin embargo, el IA95% indica que solo un ensayo presentó una diferencia significativa en su sensibilidad (Gráfico 1).



**Gráfico 1.** Representación del gráfico de Bland-Altman para valorar la concordancia o acuerdo entre los valores obtenidos para cada muestra con el ensayo de *C. decemmaculatus* y *P. promelas*. Cada punto indica la relación entre la diferencia de los valores de DL50% obtenidos con cada ensayo de una misma muestra (eje de ordenadas) respecto del promedio de los mismos valores de DL50% (eje de abscisas).

En los datos globales del estudio la relación entre mortalidad y tamaño no fue significativa, resultado observado para la talla ( $p=0,165$ ) y en la interacción talla y dilución ( $p=0,103$ ). No obstante, se encontró una relación significativa en los ensayos realizados con SDS, tanto para el tamaño ( $p=0,026$ ) como en la interacción tamaño y dilución ( $p=0,017$ ).

## Discusión

Nuestro trabajo presenta el primer estudio comparativo de la sensibilidad de los bioensayos de toxicidad aguda de la especie nativa *Cnesterodon decemmaculatus* respecto de una especie de referencia mundial en ecotoxicología en peces como lo es *Pimephales promelas*.

En el diseño de este estudio se utilizó un protocolo de cría en laboratorio (adaptado de Somma, et al., 2011) y se presenta un protocolo de bioensayo de *C. decemmaculatus* que permitió trabajar con características estandarizadas en los ensayos. Fue posible obtener individuos durante todo el año, pero la producción de juveniles fue menor durante el invierno.

Los resultados obtenidos muestran una buena concordancia ( $r_t > 0,7$ ) entre ambos bioensayos, pero con una tendencia o sesgo que resulta en un promedio mayor de los valores de DL50% (96 hs) del ensayo de *C. decemmaculatus*. La diferencia promedio entre las DL50% de ambos ensayos fue relativamente pequeña, pero el intervalo de acuerdo 95% fue amplio. Dado que *C. decemmaculatus* puede habitar ambientes eutróficos (Teixeira de Mello, 2007), es posible que presente mayor resistencia a la contaminación orgánica y por ello haya sido particularmente menos sensible con algunos de los efluentes analizados.

Los resultados obtenidos con *P. promelas* en dicromato de potasio (DP) se encontraron en el rango de valores de DL50% citados en la bibliografía de referencia: 20 mg/L

(Rand, 1995) y 38 – 214 mg/L (EPS, 1990). Con *C. decemmaculatus* se hallaron valores semejantes que indican una sensibilidad similar para este tóxico de referencia. Para *P. promelas* se han citados valores de DL50% medios de 8,6 mg/L con el tóxico de referencia dodecilsulfato sódico (SDS; USEPA, 2002), siendo mayor al observado en el presente estudio. Este valor resultó superior a las DL50% estimadas con *C. decemmaculatus*, indicando una respuesta sensible también con este tóxico de referencia.

El estudio de la sensibilidad diferencial por tamaño (talla estándar) en *C. decemmaculatus* no presentó diferencias para los efluentes y el DP. Sin embargo, sí se observaron diferencias en la sensibilidad por tamaño con el SDS, indicando un efecto diferencial dentro de un rango de tallas que es muy estrecho (7 a 15 mm). Se considera que son necesarios más estudios con un número mayor de tóxicos de referencia y mayor tamaño de muestra para poder concluir respecto de la sensibilidad diferencial por tamaño en *C. decemmaculatus*.

El bioensayo de *C. decemmaculatus* presenta una serie importante de estudios con tóxicos de referencia y muestras ambientales que la respaldan como una buena herramienta ecotoxicológica (Mastrángelo y Ferrari, 2013; Casares, et al., 2012; Vera-Candioti, et al., 2011; Di Marzio, et al., 2005; Gómez, et al., 1998; de la Torre, et al., 1997). El reciente trabajo de Mastrángelo y Ferrari (2013) es el primero en presentar resultados con una estandarización completa que resulta del uso de un protocolo de cría y de bioensayo. Nuestro trabajo desarrollado en paralelo es coincidente y reafirma la mayor parte de las características de los protocolos de cría y ensayo disponibles (Mastrángelo y Ferrari, 2013; Somma, et al., 2011).

Los antecedentes del bioensayo agudo *C. decemmaculatus* así como los resultados obtenidos en nuestro estudio acreditan el uso de esta especie en la evaluación ecotoxicológica. Sin embargo, se deberán realizar más estudios para definir una versión definitiva del protocolo de bioensayo que le otorgue mayor validez y exactitud a esta herramienta ecotoxicológica.

Este trabajo contribuye a generar herramientas específicas de evaluación ecotoxicológica con una especie nativa y brinda información comparada con una especie utilizada internacionalmente como bioensayo de referencia. La continuación de estos estudios en el contexto de un área de investigación prioritaria permite consolidar instrumentos de análisis, desarrollar capacidades profesionales y contribuir a fortalecer a las instituciones gestoras de los recursos hídricos de Uruguay.

## Reconocimientos

Manifestamos nuestro agradecimiento a los funcionarios de la Unidad de Efluentes Industriales de la Intendencia de Montevideo: Hernán Méndez, Antuanet Calero, Mary Yafalian y Silvia Tejera por el apoyo al proporcionarnos las muestras de efluentes.

Se agradece a la directora del Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental Quím. Gabriella Feola por su apoyo al desarrollo de la presente línea de investigación y a la colaboración interinstitucional que la sustenta.

Se agradece a los integrantes del Departamento de Aguas y Productos Químicos del LATU por su colaboración en el desarrollo de esta investigación. Destacamos nuestro agradecimiento a la Ph.D. Diana Míguez por su amplia contribución a la investigación ecotoxicológica en LATU, que es la base para el desarrollo de estudios como el que se presenta.

## Referencias

- Ankley, G. y Jhonson, H., 2004. Small fish models for identifying and assessing the effects of endocrine-disrupting chemicals. En: *ILAR Journal*, 45(4), pp.469-483.
- Ankley, G. y Villeneuve, D., 2006. The fathead minnow in aquatic toxicology: past, present and future. En: *Aquatic Toxicology*, 78, pp.91-102.
- Bland, J.M. y Altman, D.G., 1986. Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement. En: *Lancet*, 1(8476), pp.307-310.
- Bland, J.M. y Altman, D.G., 1999. Measuring agreement in method comparison studies. En: *Statistical Methods in Medical Research*, 8, pp.135-160.
- Carriquiriborde, P., Díaz, J., Mugni, H., Bonetto, C. y Ronco, A.E., 2007. Impact of cypermethrin on stream fish population under field-use in biotech-soybean production. En: *Chemosphere*, 68, pp.613-621.
- Castillo Morales, G. (Ed), 2004. *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de agua. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. México: IMTA; Canadá: IDRC.
- Crane, M., Burton, G. A., Culp, J. M., Greenberg, M. S., Munkittrick, K. R., Ribeiro, R., Salazar, M. H. y St-Jean, S. D., 2007. Review of aquatic in situ approaches for stressor and effect diagnosis. En: *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 3(2), pp.234-245.
- de la Torre, F.R., Demichelis, S.O., Ferrari, L. y Salibián, A., 1997. Toxicity of reconquista river water: Bioassays with Juvenile *Cnesterodon decemmaculatus*. En: *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 58, pp.558-565.
- Dietrich, D. y Krieger, H., 2009. *Histological analysis of endocrine disruptive effects in small laboratory fish*. New Jersey: Jhon Wiley and Sons.
- Di Marzio, W.D., Sáenz, M., Alberdi, J., Tortorelli, M. y Galassi, S., 2005. Riskassessment of domestic and industrial effluents unloaded into a freshwater environment. En: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61, pp.380-391.
- EPS, 1990. *Guidance document on control of toxicity test precision using reference toxicants*. Ottawa: Environment Canada. (Report EPS 1/RM/12.)
- EPS, 1999. *Guidance document on application and interpretation of single-species tests in environmental toxicology*. Ottawa: Environment Canada. (Environment Protection Series, EPS 1/RM/34).
- EPS, 2007. *Guidance document on statistical methods for environmental toxicity tests*. Ottawa: Environment Canada. (Environment Canada Report, EPS 1/RM/46).
- Ferrari, L., García, M.E., de la Torre, F.R. y Demichelis, S.O., 1998. Evaluación ecotoxicológica del agua de un río urbano mediante bioensayos con especies nativas. En: *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 148, pp.1-16.
- GESTA-AGUA, 2008. *Normas reglamentarias para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas* [En línea]. Montevideo: GESTA-AGUA. [Consulta: 12 de agosto de 2015]. Disponible en: [http://www.ciu.com.uy/innovaportal/file/30555/1/Dec.%20253\\_79\\_modificaciones%202008.pdf](http://www.ciu.com.uy/innovaportal/file/30555/1/Dec.%20253_79_modificaciones%202008.pdf)
- Gómez, S., Villar, C. y Bonetto, C., 1998. Zinc toxicity in the fish *Cnesterodon decemmaculatus* in the Paraná River and Río de La Plata Estuary. En: *Environmental Pollution*, 99, pp.159-165.
- Lin, L., 1989. A concordance correlation coefficient to evaluate reproducibility. En: *Biometrics*, 45, pp.255-268.
- Lin, L., 2000. A note on the concordance correlation coefficient. En: *Biometrics*, 56, pp.324-325.
- Lorier, E. y Berois, N., 1995. Reproducción y nutrición embrionaria en *Cnesterodon decemmaculatus* (Teleostei: Poeciliidae). En: *Revista Brasileira de Biologia*, 55, pp.27-44.
- Lucinda, P.H.F., 2005. Systematics of the genus *Cnesterodon* Garman, 1895 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae). En: *Neotropical Ichthyology*, 3(2), pp.259-270.
- Mastrángelo, M. y Ferrari, L., 2013. *Cnesterodon decemmaculatus* juveniles as test organisms in toxicity assessment: cadmium case. En: *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 91, pp.49-54.
- Newman, M.C., 2013. *Quantitative ecotoxicology*. 2a ed. Boca Raton: CRC Press.
- Page, L.M. y Burr, B.M., 2011. *A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico*. Boston: Houghton Mifflin Harcourt.
- OECD, 2008. *Report of the validation peer review for the 21-day fish endocrine screening assay and agreement of the working group of the national coordinators of the est guidelines programme on the follow-up of this report*. [s.l.]: OECD. (Environmental Health and Safety Publications Series on Testing and Assessment No.94)
- Parma de Croux, M.J, Loteste, A. y Campana, M., 2002. Toxicidad aguda del piretroide cipermetrina en *Poecilia reticulata* y *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Poeciliidae). En: *Revista FABICIB*, 6, pp.69-74.
- Quintans, F., Scasso, F., Loureiro, M. y Yafe, A., 2009. Diet of *Cnesterodon decemmaculatus* (Poeciliidae) and *Jenynsia multidentata* (Anablepidae) in a hypertrophic shallow lake of Uruguay. En: *Iheringia, Série Zoología*, 99(1), pp.99-105.
- Rand, G.M. (ed.), 1995. *Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment*. 2a ed. New York: Taylor & Francis. ISBN: 1-56032-091-5.
- Rosa, R. S. y Costa, W. J. E. M., 1993. Systematic revision of the genus *Cnesterodon* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) with the description of two new species from Brazil. En: *Copeia*, pp.696-708.
- Schirmer, K., Tanneberger, K., Kramer, N.I., Völker, D., Scholz, S., Hafner, Ch., Lee, L.E.J., Bols, N.C. y Hermens, J.L.M., 2008. Developing a list of reference chemicals for testing alternatives to whole fish toxicity tests. En: *Aquatic Toxicology*, 90, pp.128-137.
- Somma, L.A., Mastrángelo, M. y Ferrari, L., 2011. *Manual de producción de Cnesterodon decemmaculatus en laboratorio*. Ushuaia: Editorial Utopías. ISBN: 978-987-1529-87-2.
- Teixeira de Mello, F., 2007. *Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del río santa lucía (Uruguay)*. Montevideo: Facultad de Ciencias, UdelaR. 58p.
- Uruguay. Decreto 253/979, de 19 de mayo de 1979. *Diario Oficial*, 31 de mayo de 1979, p.1473.
- Uruguay. Decreto 182/013, de 20 de junio de 2013. *Diario Oficial*, 27 de junio de 2013, p.13.
- USEPA, 1988. *Guidelines for the culture of Fathead minnows, Pimephales promelas for use in toxicity tests*. Washington: USEPA. (EPA/600/S3-87/001). pp. 4.
- USEPA, 1999. *Guidance document on application and*



- interpretation of single-species tests in environmental toxicology*. Washington: USEPA. (EPS 1/RM/34). pp. 226.
- USEPA, 2002. *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. 5ta. ed. Washington: USEPA. (EPA-821-R-02-012). Test Method 2000.0.
- Vera-Candiotti, J., Soloneski, S. y Larramendy, M.L., 2011. Acute toxicity of chromium on *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces: Poeciliidae). En: *Theoria*, 20(1), pp.81-88.
- Walker, C.H., Sibly, R.M., Hopkin, S.P. y Peakall, D.B., 2012. *Principles of ecotoxicology*. 4ta ed. Boca Raton: CRC Press. ISBN: 978-1-4398-6266-7.
- Zar, J.H., 1996. *Biostatistical analysis*. 3ra. ed. New Jersey: Prentice Hall.

# Sistema de alerta temprana para previsión de avenidas en la ciudad de Durazno

## Early warning system for flood forecast in Durazno city

Silveira, Luis <sup>(1)</sup>, Chreties, Christian <sup>(1)</sup>, Crisci, Magdalena <sup>(1)</sup>, Usera, Gabriel <sup>(1)</sup>, Alonso, Jimena <sup>(1)</sup>.

<sup>(1)</sup> Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA), Facultad de Ingeniería, Universidad de la República.

Contacto: lesy@fing.edu.uy

RECIBIDO: 13/3/2015 – APROBADO: 22/12/2015

### Resumen

Desde mayo de 2011, el Centro Coordinador de Emergencias Departamentales (CECOED) de Durazno cuenta con un Sistema de Alerta Temprana operativo para previsión de las avenidas del río Yí. Este sistema fue desarrollado en el marco de un proyecto de la red PROHIMET (financiado por la Organización Meteorológica Mundial-OMM) por el Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA)-Facultad de Ingeniería, con la coparticipación del Instituto de Teoría y Urbanismo (ITU)-Facultad de Arquitectura, la Dirección Nacional de Aguas (DINAGUA-MVOTMA), el Sistema Nacional de Emergencias (SINAE), la Administración Nacional de Usinas y Transmisiones Eléctricas (UTE), el Instituto Nacional de Meteorología (INUMET), y el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP). En este trabajo se describen las principales características del Sistema de Alerta Temprana instalado y se presenta la metodología empleada, información de base y cómo ha sido su desempeño y eficacia en la gestión de las emergencias frente a tormentas extremas de diferentes características ocurridas entre los años 2011 a 2014.

**Palabras clave:** Inundaciones, emergencias climáticas, modelación hidrológica.

### Abstract

Since May 2011, the Coordination Center of Departmental Emergencies (CECOED) of Durazno City has an Early Warning System to forecast floods of the Yí river. This system was developed as part of the PROHIMET project (funded by the World Meteorological Organization) by the Institute of Fluid Mechanics and Environmental Engineering (IMFIA), Faculty of Engineering, and the inputs of the Institute of Theory and Urban Development (ITU), Faculty of Architecture, the National Water Directorate (DINAGUA-MVOTMA), the National Emergency System (SINAE), the National Administration of Electric Power Plants (UTE), the National Institute of Meteorology (INUMET), and the Ministry of Livestock, Agriculture and Fisheries (MGAP). This paper describes the main characteristics of the Early Warning System and the methodology carried out, the input data and its performance and effectiveness regarding the operational management of emergencies caused by extreme storms with different climatic characteristics occurred between 2011 and 2014.

**Keywords:** Flooding, weather emergencies, hydrologic modeling.

## Introducción

Las avenidas fluviales son uno de los fenómenos naturales extremos que producen las mayores consecuencias negativas para los habitantes de Uruguay. De acuerdo al Sistema Nacional de Emergencias (SINAE), autoridad nacional responsable de la gestión de las emergencias, Durazno es la segunda ciudad del país que se ve afectada periódicamente por inundaciones del río Yí. En efecto, para la inundación acaecida en mayo de 2007, la de mayor severidad registrada en Durazno, el número de evacuados ascendió a 6.000 personas, mientras que para la inundación reciente de febrero de 2010 se registraron aproximadamente 5.500 (Chreties, et al., 2011).

A nivel internacional, la Organización Meteorológica Mundial (WMO, 2011) señala que las crecidas son uno de los desastres naturales más devastadores que afectan al planeta y afirma que durante las últimas décadas la tasa de daños por

crecidas ha aumentado exponencialmente. En base a ello considera que tanto el desarrollo puntual como continuo de sistemas hidrológicos de previsión y alerta son esenciales en las estrategias regionales y nacionales y constituyen un requisito para asegurar el desarrollo económico y social sustentable de las comunidades en situación de riesgo.

El estudio sistemático de la problemática de inundaciones en la ciudad de Durazno comenzó en el año 2002 con la ejecución del proyecto «Plan de emergencia para la ciudad de Durazno, República Oriental del Uruguay» (OEA, et al., 2002). En el marco de este proyecto se desarrollaron un conjunto de estudios básicos de carácter hidrológico (hidrología estadística), hidráulico, socioeconómico y de ordenamiento territorial en la zona inundable. Como resultados más significativos del proyecto se destacaron: la obtención de curvas de inundación en la ciudad para diferentes períodos de retorno de las avenidas del río Yí, el desarrollo de un primer modelo de base estadística

de alerta temprana para la ciudad, y la consecución de acciones institucionales y técnicas que permitieron, años después, la conformación del Centro Coordinador de Emergencias Departamentales de Durazno (CECOED). Estos resultados representaron una mejora en el manejo de las emergencias de la ciudad, no obstante, diversos aspectos del plan de emergencias han requerido su revisión, actualización, mejora y, en muchos casos, la implementación de nuevas herramientas. Esto, junto con la ocurrencia en cuatro años de dos eventos extremos de alta recurrencia (mayor a 250 años), propiciaron la formulación y ejecución del «Proyecto piloto de alerta temprana para la ciudad de Durazno ante las avenidas del río Yí». Este proyecto de la red PROHIMET (ex - CYTED), financiado por la Organización Meteorológica Mundial (OMM), fue ejecutado entre 2009 y 2012 por el Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA), con la coparticipación del Instituto de Teoría y Urbanismo (ITU), la Dirección Nacional de Aguas (DINAGUA-MVOTMA), el Sistema Nacional de Emergencias (SINAE), la Administración Nacional de Usinas y Transmisiones Eléctricas (UTE), el Instituto Nacional de Meteorología (INUMET), y el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP). El principal resultado del proyecto PROHIMET fue la creación del sistema de alerta temprana que se encuentra operativo on-line desde 2011. El mismo está basado en la modelación hidrológica-hidrodinámica del sistema cuenca-río y utiliza como información de entrada los datos de la red telemétrica de UTE así como diferentes pronósticos de precipitación en tiempo real. El usuario principal de este Sistema de Alerta es el Centro Coordinador de Emergencias Departamental de Durazno (CECOED), oficina local encargada de la gestión de las inundaciones en la ciudad.

El objetivo de este trabajo es presentar el Sistema de Alerta Temprana operativo de la ciudad de Durazno y su evaluación en el pronóstico de crecidas del río Yí para distintos tipos de tormentas ocurridas en la cuenca (corta y larga duración).

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

La ciudad de Durazno se localiza en la zona centro del país, 33°22'53" Latitud Sur y 56°31'12" Longitud Oeste, con una altitud de 91 m s.n.m. La ciudad se ubica en la margen izquierda del río Yí. Aproximadamente 5.000 de sus 30.700 habitantes viven en zona de alto riesgo de inundación, la cual ocupa un área urbana de unas 500 ha.

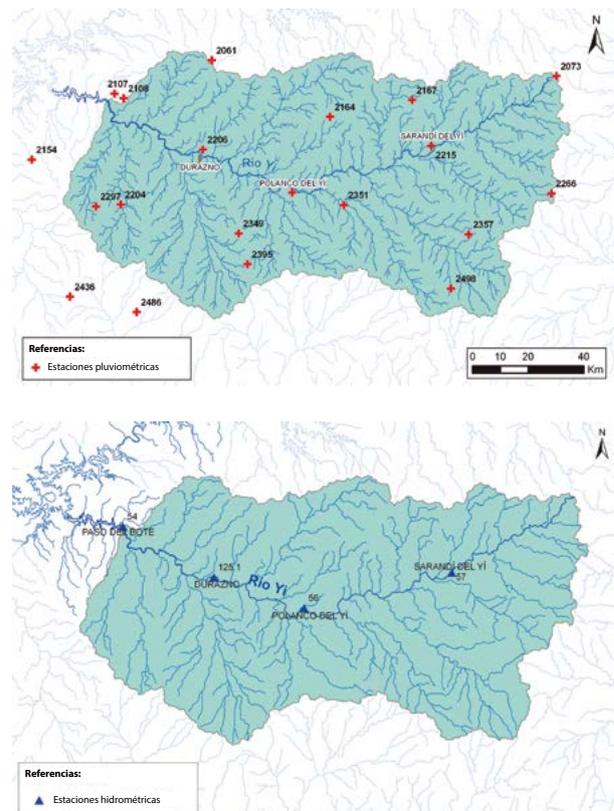
La cuenca del río Yí tiene una superficie de 8.900 km<sup>2</sup> aguas arriba de la ciudad de Durazno. La longitud del cauce, desde las nacientes hasta la ciudad, es de 192 km, con una pendiente de 0,12%, con lo que, según Kirpich (1940), resulta un tiempo de concentración de 52 horas.

### Red de monitoreo

La cuenca del río Yí cuenta con una red básica de monitoreo diario de precipitación constituida por 18 estaciones convencionales operadas conjuntamente por el INUMET y UTE. Por otra parte, en las localidades de Sarandí del Yí, Polanco del Yí, Durazno y Paso del Bote, se cuenta con información histórica de niveles, y en Durazno y Sarandí del Yí se cuenta también con curva de aforos. Estas estaciones son gestionadas

por la DINAGUA-MVOTMA y sus series históricas fueron utilizadas para la calibración y validación del modelo hidrológico-hidrodinámico.

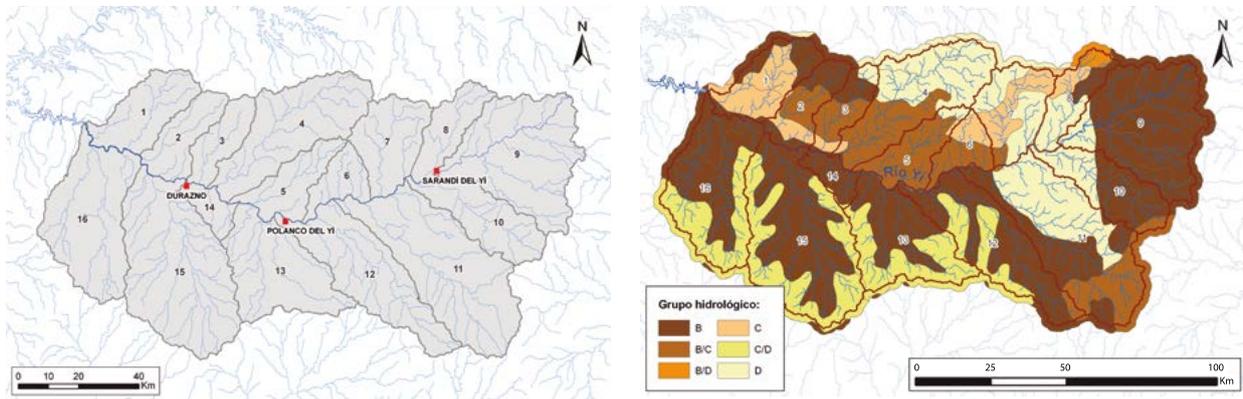
Desde 2010, la cuenca dispone, además, de una red telemétrica gestionada por UTE, que incluye medición y transmisión en tiempo real de precipitación y nivel del río Yí en los siguientes sitios: Sarandí del Yí, Polanco del Yí, Durazno y Barra de Porongos. En la Figura 1 se presenta sobre el mapa de la cuenca del río Yí la localización de las estaciones convencionales de precipitación y la red telemétrica utilizada para el Sistema de Alerta Temprana.



**Figura 1.** Localización de las estaciones pluviométricas convencionales (arriba) y estaciones hidrométricas (abajo) utilizadas en la elaboración y operación del Sistema de Alerta.

### Modelo hidrológico-hidrodinámico de la cuenca del río Yí

El Sistema de Alerta Temprana se apoya en un modelo hidrológico-hidrodinámico de la cuenca del río Yí que constituye el elemento técnico central en su operación. El esquema general del modelo puede observarse en la Figura 2 (izquierda) y se basa en la discretización de la cuenca en 16 sub-cuencas de aporte al río Yí, cuya superficie promedio es 800 km<sup>2</sup>. En cada una de esas 16 sub-cuencas se implementó un modelo hidrológico de tipo concentrado, basado en el método propuesto por el Natural Resources Conservation Service (USDA, 2010). Se utilizó información de clasificación de suelos disponible en la Carta de Reconocimiento de Suelos de Uruguay escala 1:1000000 (MGAP, 1979) y en (Molfino, et al., 2001) y en base a ella se elaboró un mapa con la distribución espacial de los grupos hidrológicos presentes en la



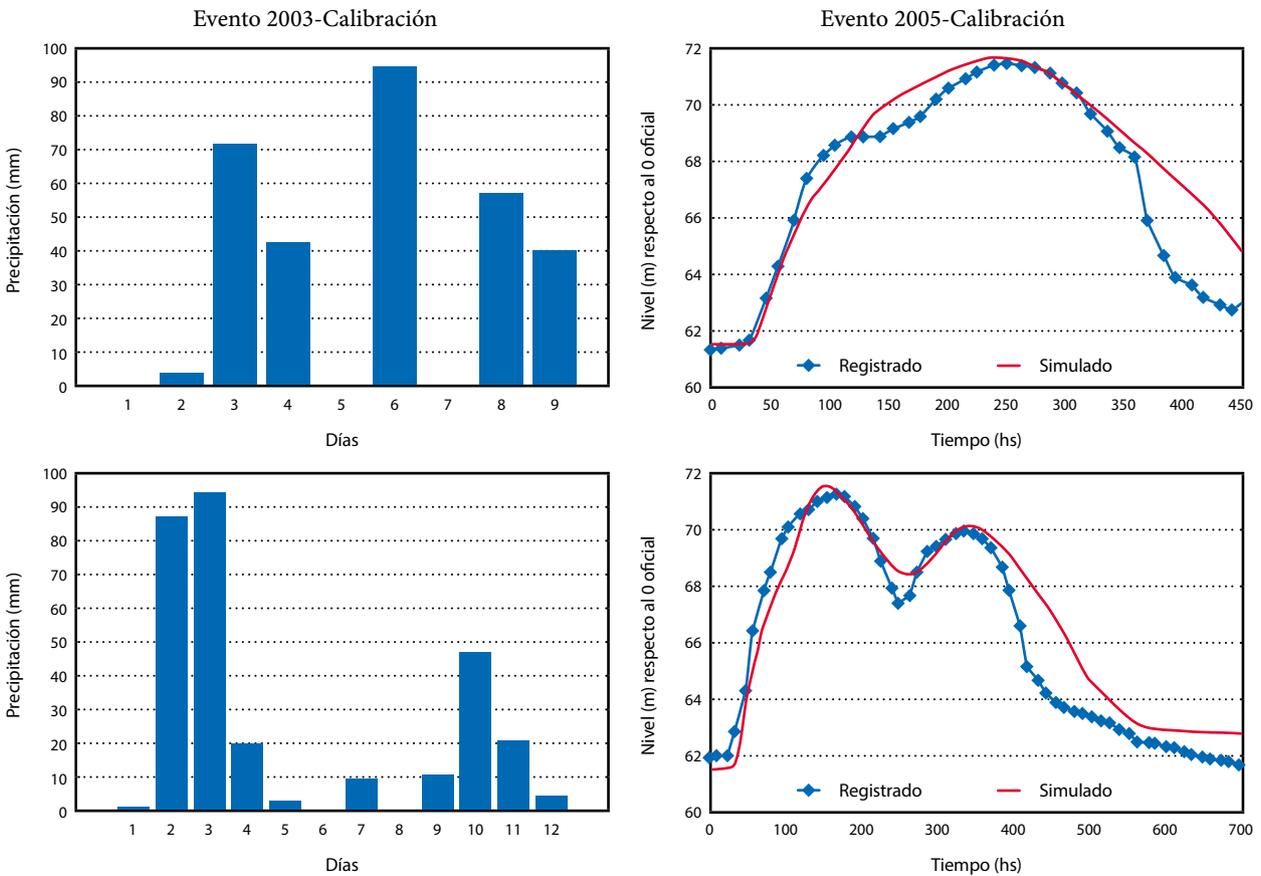
**Figura 2.** Esquema de modelación. Discretización en 16 sub-cuencas (izquierda). Distribución espacial del Grupo Hidrológico según la clasificación del NRCS.

cuena (Figura 2, derecha). Posteriormente, incorporando información satelital de uso de suelo de la cuena, se obtuvo el valor del parámetro Número de Curva en cada sub-cuena. La respuesta de cada sub-cuena se modeló considerando el método del hidrograma unitario triangular-HUT (NRCS, 2010), estimando el tiempo de concentración mediante la formulación de Tucci (Tucci, 2000), que incorpora la pendiente media de la cuena y el número de curva como parámetros fundamentales.

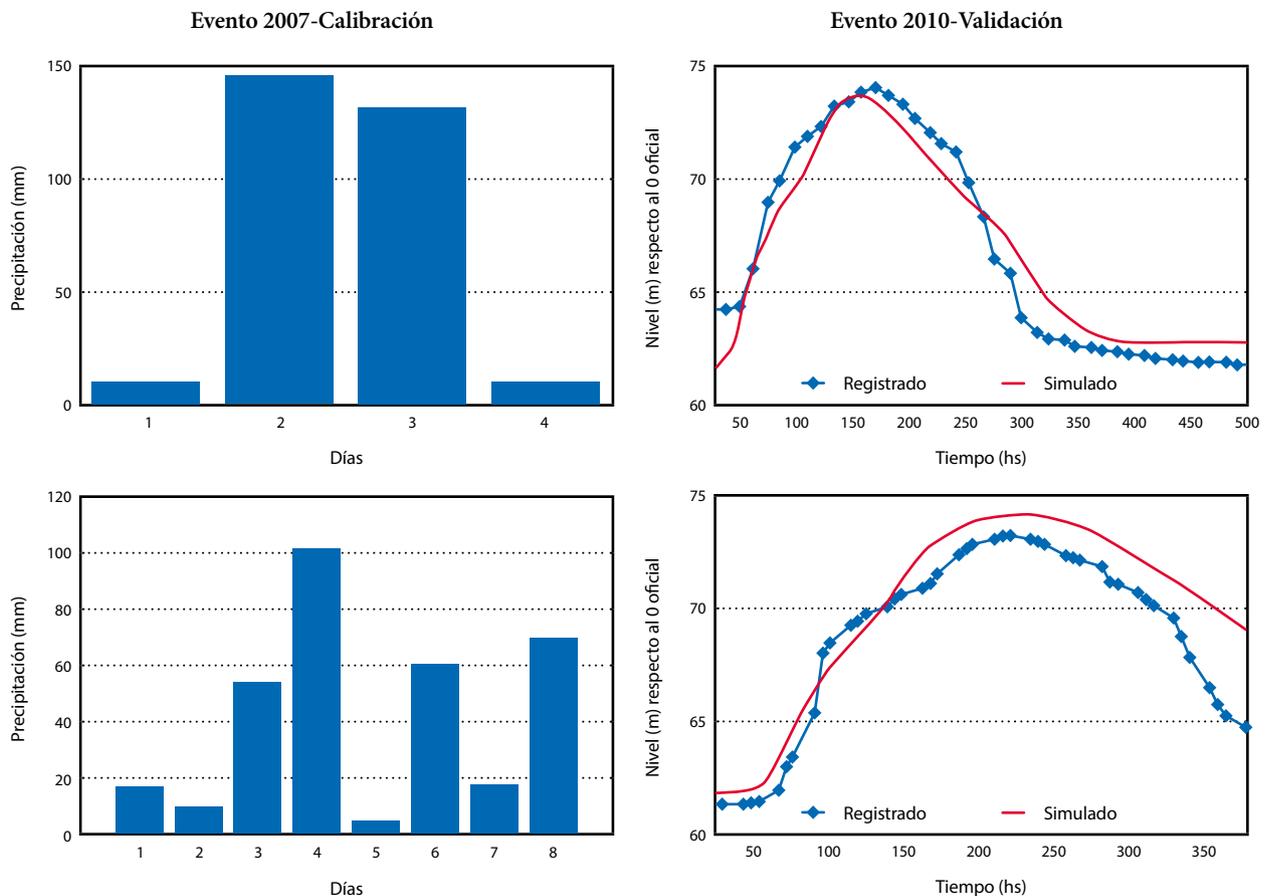
El resultado del modelo hidrológico en cada una de las 16 sub-cuencas es un hidrograma correspondiente al evento extremo de precipitación que se esté considerando. Asociado al modelo hidrológico fue implementado un modelo hidrodinámico para el río Yí, entre Sarandí del Yí y Paso

del Bote, que toma los resultados del modelo hidrológico y resuelve el tránsito hidrodinámico de la onda de crecida por el río. El modelo hidrodinámico utilizado (Hec-Ras 4.1; USACE, 2010) permite la resolución de las ecuaciones de Saint-Venant 1D en estado no-estacionario en base a un esquema numérico de diferencias finitas implícito. Para su implementación se utilizó información topo-batimétrica de 40 secciones transversales al río, que fueron relevadas en su mayoría en el marco del proyecto PROHIMET, así como todas las obras de drenaje de primera importancia, como puentes y alcantarillas.

Como condición de borde aguas arriba del modelo hidrodinámico se fijó el hidrograma en Sarandí del Yí (obtenido del modelo hidrológico de esta sub-cuena). Como condición de



**Gráfico 1.** Calibración del modelo hidrológico-hidrodinámico.



**Gráfico 2.** Calibración y validación del modelo hidrológico-hidrodinámico.

borde aguas abajo se verificó que el río 20 kilómetros aguas abajo de Durazno alcanzara un régimen uniforme, siendo esta la condición de borde fijada. Finalmente, los restantes hidrogramas generados en las sub-cuencas se incorporaron al modelo hidrodinámico como aporte lateral de caudal no estacionario. Sobre esa base, dado un evento extremo de precipitación (hietograma observado o pronosticado), el modelo hidrológico-hidrodinámico permite obtener en cada zona de la ciudad el nivel máximo y el tiempo de ocurrencia del evento extremo.

### Calibración y validación del modelo hidrológico-hidrodinámico

Una vez implementado el modelo hidrológico-hidrodinámico, sus parámetros del fueron calibrados y validados en base a información observada de eventos extremos pasados. Para la calibración se seleccionaron los eventos de 2003, 2005 y 2007, ajustando los siguientes parámetros del modelo hidrológico-hidrodinámico: NC (número de curva),  $t_c$  (tiempo de concentración) y  $n$  (coeficiente de rugosidad de Manning). Como funciones objetivo para el ajuste se consideró minimizar la diferencia entre el nivel máximo observado en Durazno y el nivel máximo modelado, y simultáneamente minimizar la diferencia de volumen de escorrentía (observado y modelado) para todo el evento. Los valores finales del coeficiente de rugosidad en cauce y planicie (en todo el tramo modelado) que minimizan ambas funciones objetivo son 0.080 y 0.150  $s/m^{(1/3)}$ , respectivamente. El tiempo de concentración calculado en base a la formulación original de Tucci se mantuvo en los valores

teóricos, mientras que el Número de Curva resultante en cada cuenca es un valor incrementado un 20% del valor teórico.

Luego del proceso de calibración, una vez conseguidos los valores de los parámetros del modelo se procedió a analizar su desempeño frente a un evento extremo diferente (febrero de 2010), lo que constituyó la validación del modelo. En los Gráficos 1 y 2 se presentan los resultados de la calibración y validación del modelo para cada uno de los eventos seleccionados. Mayores detalles de los resultados de la calibración del modelo se pueden consultar en Silveira, et al., 2012.

### Operación del Sistema de Alerta Temprana

La puesta en operación del Sistema de Alerta Temprana incluyó la incorporación en tiempo real de los datos de precipitación registrados por las estaciones telemétricas de UTE, así como de dos modelos de pronóstico meteorológico: WRF (ejecutado en IMFIA) y los resultados del modelo COSMO-INMET-Brasil. Se realiza en forma automática y diaria una simulación del modelo hidrológico-hidrodinámico en base a los datos registrados hasta la fecha de simulación y pronosticados por ambos modelos meteorológicos, obteniéndose como resultado la evolución temporal de los niveles del río Yí en Durazno, desde el momento de la simulación hasta el final de la crecida pronosticada. Los resultados son visualizados en una página web junto con la precipitación observada, pronosticada y los niveles observados en las estaciones telemétricas del río Yí (ver página web sugerida).

## Resultados

El modelo hidrológico-hidrodinámico, que constituye la base del sistema para previsión temprana de niveles del río Yí frente a la ciudad de Durazno, fue calibrado y validado para eventos extremos habituales, con una duración de entre 1 y 7 días. No obstante, a continuación se ilustra la performance frente a un evento atípico, caracterizado como un bloqueo atmosférico. La lluvia, que se inició el 21 de enero y continuó hasta el 11 de febrero de 2014, fue provocada por un sistema frontal; esto es, la unión de dos masas de aire de distinta temperatura, una cálida proveniente del sur de Brasil y otra fría al sur

de Uruguay, que quedó estacionada sobre el Río de la Plata, provocando precipitaciones continuas sobre Buenos Aires y el sur de Uruguay. Este tipo de fenómenos normalmente no dura más de 24 horas y desaparece del territorio nacional, según afirmación de Mario Bidegain (El Observador, 2014). En este caso, la persistencia fue de entre 15 a 21 días.

Entre el 21 y el 27 de enero se produjeron lluvias leves, con intermitencias. El nivel de alerta previsto por el SATI-Uy cambió de verde a amarillo el martes 28 de enero, con base en la lluvia prevista por los pronósticos a cinco días. El Gráfico 3 muestra la previsión del SATI-Uy, con indicación de niveles máximos pronosticados en los puentes sobre el río Yí, denominados

### Martes 28/1/2014 Nivel amarillo:

Nivel Máximo Pronosticado Puente Nuevo: 9,24 m.

Nivel Máximo Pronosticado Puente Viejo: 8,21 m.

Fechas esperadas Nivel máx.: 2014-02-03 al 05

Precipitación Acumulada/Pronosticada: 127 mm

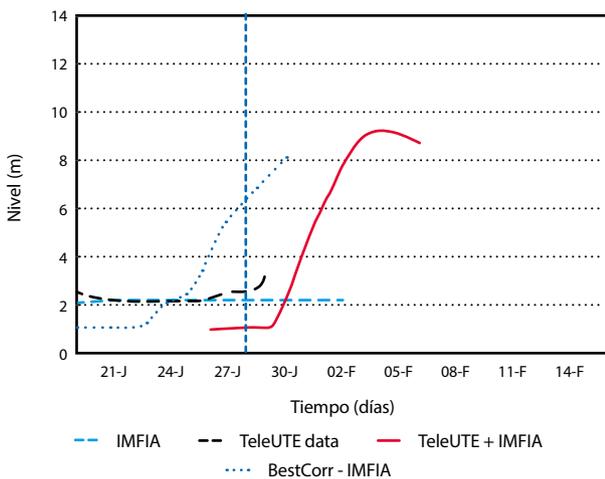


Gráfico 3. Previsión del Sistema de Alerta Temprana de Inundaciones, emitida el 28 de enero de 2014.

### Miércoles 29/1/2014 Nivel rojo:

Nivel Máximo Pronosticado Puente Nuevo: 10,61 m.

Nivel Máximo Pronosticado Puente Viejo: 9,48 m.

Fechas esperadas Nivel máx.: 2014-02-05 al 07

Precipitación Acumulada/Pronosticada: 204 mm

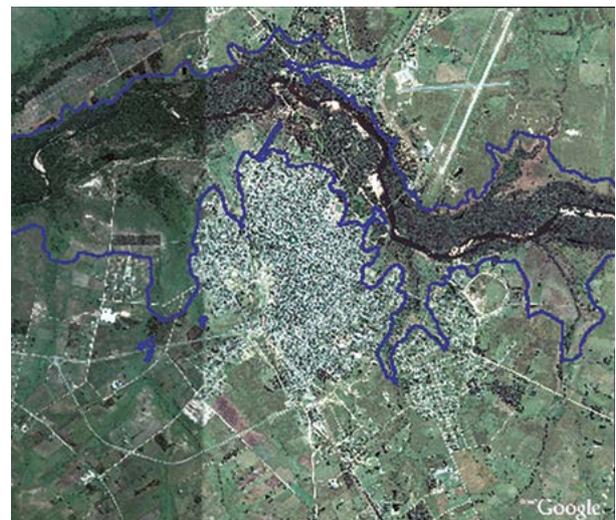
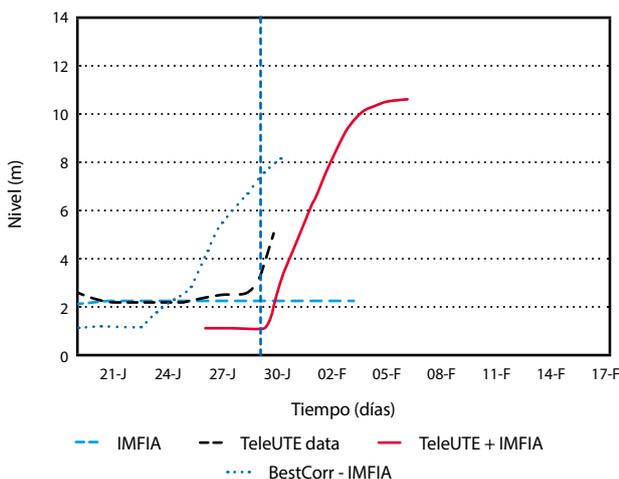
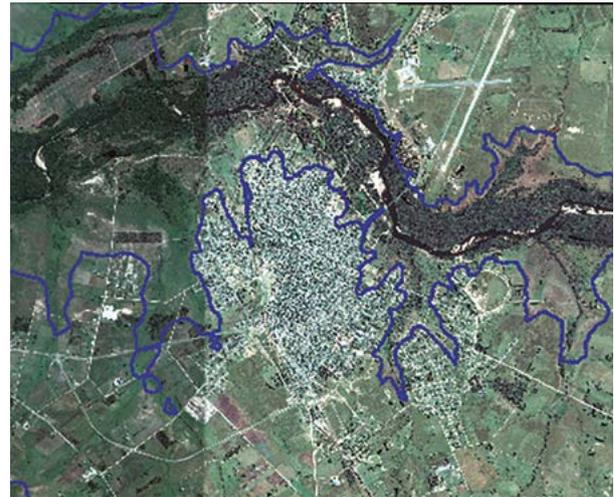
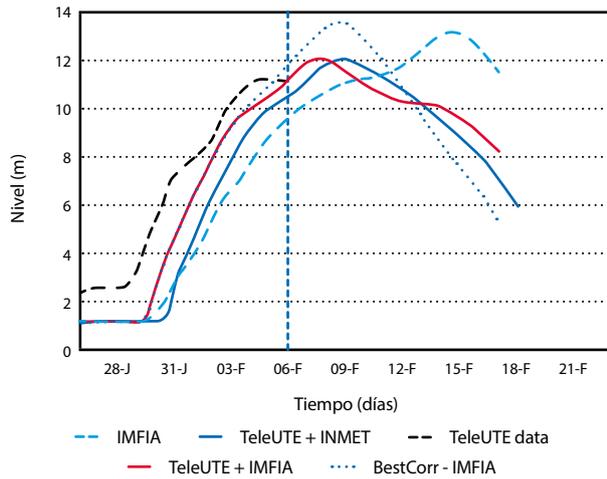


Gráfico 4. Previsión del Sistema de Alerta Temprana de Inundaciones, emitida el 29 de enero de 2014.

### Jueves 6/2/2014 Nivel rojo

Nivel Máximo Pronosticado Puente Nuevo: 12,06 m.  
Nivel Máximo Pronosticado Puente Viejo: 10,83 m.

Fechas esperadas Nivel máx: 2014-02-08 al 10  
Precipitación Acumulada/Pronosticada: 366 mm



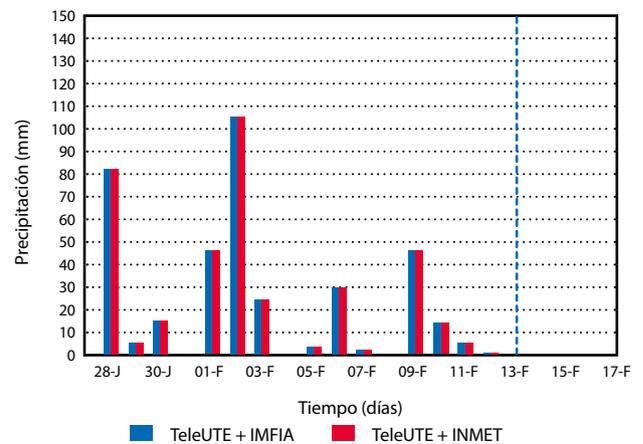
**Gráfico 5.** Previsión del Sistema de Alerta Temprana de Inundaciones, emitida el 6 de febrero de 2014.

«nuevo», en ruta 5, donde está ubicada la estación telemétrica de UTE, y «viejo», por constituir la referencia con que los duraznenses caracterizan la gravedad de la inundación. Asimismo, se indica la fecha esperada para la ocurrencia del nivel máximo y la suma de la precipitación acumulada registrada desde el inicio del evento más la pronosticada para los cinco días subsiguientes. Los gráficos muestran la evolución del nivel del río (nivel registrado por la estación telemétrica, punteado en negro, y el previsto por el SATI-Uy, línea llena en rojo), y en el plano se muestra la zona que se verá afectada por el desborde del río Yí al alcanzarse el nivel máximo pronosticado.

Al persistir el bloqueo atmosférico, la suma de precipitación acumulada y pronosticada evolucionó a 204 mm, en comparación con la lluvia promedio mensual de 103 mm, con lo que la alerta emitida por el SATI-Uy evolucionó a nivel rojo, según puede observarse en el Gráfico 4. En él puede observarse el buen acompañamiento de la rama ascendente del hidrograma (niveles observado y pronosticado), con un desfase resultante de las condiciones iniciales que asume el modelo.

El domingo 2 de febrero persistía el nivel rojo, con una precipitación acumulada/pronosticada de 505 mm, que el lunes 3 fue corregida a 436 mm y el jueves 6 a 366 mm, en función de la lluvia pronosticada. El Gráfico 5 muestra que se mantuvo el buen ajuste de la rama ascendente del hidrograma (niveles observados y pronosticados). Finalmente, la precipitación total registrada fue de 362 mm, y el nivel máximo que se alcanzó en «puente nuevo» fue 11,23. Es decir, 0,83 m menor a lo previsto por el SATI-Uy, error que se considera razonable en virtud de las incertidumbres en la información relevada para su operación. En total fueron evacuadas 2.290 personas. El Gráfico 6 presenta la evolución del evento extremo atípico, que se extendió desde el 28 de enero al 11 de febrero de 2014.

Además del evento atípico descrito anteriormente, en 2011 se gestionaron tres eventos de 2 a 4 días de duración. En la Tabla 1 se compara el nivel máximo previsto por el SATI-Uy con el nivel máximo observado, así como la ocurrencia del máximo. Como puede observarse, el error en la previsión fue inferior a 0,5 metros en los tres eventos y la ocurrencia del máximo presentó una diferencia máxima de 16 horas.



**Gráfico 6.** Hietograma de lluvia del evento meteorológico que tuvo lugar en la cuenca del río Yí entre el 28 de enero y el 11 de febrero de 2014 y que alcanzó una precipitación acumulada de 366 mm.

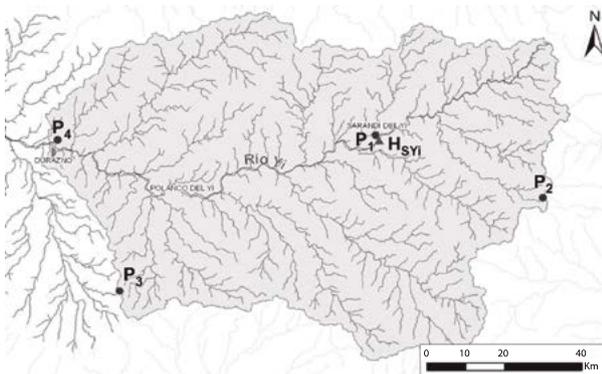
## Discusión

Previo al desarrollo del SATI-Uy, la ciudad de Durazno disponía de un modelo estadístico denominado «Casos Blancos», que permitía prever el nivel máximo que puede alcanzar el río Yí frente a la ciudad, con base en los registros diarios de precipitación acumulada en cuatro pluviómetros y el nivel máximo en Sarandí del Yí (Figura 3), datos que se ingresaban en una ecuación de regresión múltiple. Este es un modelo de muy simple aplicación. No obstante, pueden señalarse las siguientes desventajas: i) en la fase operativa, durante la ocurrencia del evento, no se conoce el nivel máximo que puede alcanzar el río Yí frente a Sarandí del Yí; ii) la lluvia total en cada pluviómetro solo puede conocerse a las 7 a.m. del día siguiente, y iii) no proporciona la fecha de ocurrencia del máximo, ni otorga información sobre la permanencia

Evento	Previsión del SATI-Uy		Observado		Diferencia de la previsión (m)	
	Nivel máximo (m)	Fecha de ocurrencia	Nivel máximo (m)	Fecha de ocurrencia	Nivel (m)	Ocurrencia (hs)
24-25/05/2011	6,64	28/05 05:00	6,20	27/05 13:00	+0,44	+16
16-19/06/2011	6,42	21/06 18:00	6,74	21/06 18:00	-0,32	0
15-16/07/2011	8,30	20/07 10:00	8,62	20/07 10:00	-0,32	0

**Tabla 1.** Comparación de niveles y tiempos pronosticados y observados para tres eventos extremos de corta duración gestionados por el CECOED en base al SATI-Uy.

de niveles por encima de cotas críticas. Con este sistema se desconocía, entre otros, cuánto tiempo se disponía para la evacuación de personas y bienes, el tiempo que permanecerían en refugios, la duración del corte de vías de transporte. Por lo tanto, resultaba muy difícil realizar una programación y/o previsión de los costos, alimentos, combustible y demás insumos requeridos para atender a la población durante la emergencia. En cambio, el SATI-Uy maneja información horaria en tiempo real y datos de pronósticos meteorológicos a efectos de incrementar el tiempo de alerta para gestionar la emergencia, proporciona información sobre fecha y hora de ocurrencia del nivel máximo y sobre la forma del limnigrama y, por consiguiente, otorga información sobre la permanencia de niveles por encima de cotas críticas de inundación, que es de sumo valor para planificar y gestionar la emergencia.



**Figura 3.** Información de base del modelo estadístico «Cascos Blancos», de previsión de niveles máximos del río Yí frente a la ciudad de Durazno.

## Conclusiones

En este trabajo fueron presentadas las principales características del Sistema de Alerta Temprana ante Inundaciones que se encuentra operativo para la ciudad de Durazno desde el año 2011. A su vez, se mostraron los resultados de su desempeño frente a eventos de corta duración (más habituales) así como eventos diferentes a los registrados en el pasado (bloqueo atmosférico). En todas las situaciones, los resultados fueron muy satisfactorios desde el punto de vista técnico, ya que las diferencias ocurridas entre los niveles pronosticados y lo realmente ocurrido están dentro del error habitual para este tipo de sistemas fluviales. Más allá de los resultados del desempeño puramente técnico, resulta de sumo interés analizar los resultados del SATI-Uy

para el CECOED, organismo encargado de gestionar las emergencias en el departamento. En este sentido, la experiencia del CECOED ha sido positiva, y se ha destacado en varias oportunidades que el disponer de un Sistema de Alerta Temprana de Inundaciones ha permitido gestionar las emergencias con mayor eficiencia, evitando tener que evacuar a los damnificados en horas de la noche y que las aguas afecten sus bienes. Asimismo, ha hecho posible planificar la infraestructura necesaria para atender la emergencia, por ejemplo, el número de camiones, carpas, alimentos y abrigo que será necesario proporcionar.

## Reconocimientos

El desarrollo del Sistema de Alerta Temprana de Inundaciones (SATI-UY) fue financiado por la Organización Meteorológica (OMM) con sede en Ginebra, Suiza, como proyecto piloto que fuera presentado por las instituciones nacionales a la red PROHIMET (Red Iberoamericana para el monitoreo y previsión de fenómenos hidrometeorológicos). El equipo de investigadores del Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA), de la Facultad de Ingeniería, Universidad de la República, recibió el apoyo y cooperación de numerosas instituciones públicas vinculadas al monitoreo hidrometeorológico y las emergencias nacionales, así como de la municipalidad de Durazno.

## Referencias

- El Observador, 2014. *Llovió en un día lo que llueve en un mes* [En línea]. Montevideo: El Observador. [Consulta: 10 de febrero de 2015]. Disponible en: <http://www.elobservador.com.uy/noticia/271202/en-lavalleja-llovio-en-un-dia-lo-que-habitualmente-llueve-en-un-mes/>
- Chreties, C., Silveira, L., López G. y Crisci, M., 2011. Sistema de alerta temprana para la ciudad de Durazno, Uruguay. En: *Memorias del V Simposio regional sobre hidráulica de ríos-Ríos 2011*. Santiago del Estero: [s.n.].
- Kirpich, Z.P., 1940. Time of concentration of small agricultural watersheds. En: *Civ Eng*, 1940, 10(6), pp.362.
- MGAP, 1979. *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay*. Vol. 111. Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Suelos y Aguas.
- Molfino, J.H., Califra, A., 2001. *Agua disponible de las tierras del Uruguay*. Montevideo: Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.
- Natural Resources of Conservation Service (NRCS), 2010. *National engineering handbook-210-630-hydrology*.

Washington: United States Department of Agriculture. OEA, BID, CB, MTOP, 2002. *Plan de emergencia para la ciudad de Durazno, República Oriental del Uruguay*. Montevideo: OEA.

Rodríguez, J. M. 2014. *Río Yí crece 10 centímetros por hora* [En línea]. Montevideo: El Observador. [Consulta: 10 de febrero de 2015]. Disponible en: [http://www.elobservadormas.com.uy/noticia/2014/02/02/4/rio-yi-crece-10-centimetros-por-hora\\_270752/](http://www.elobservadormas.com.uy/noticia/2014/02/02/4/rio-yi-crece-10-centimetros-por-hora_270752/)

Silveira, L., López G., Chreties C., y Crisci, M., 2012. Steps towards an early warning model for flood forecasting in Durazno city in Uruguay. En: *Journal of Flood Risk Management*, 5(3), pp.270-280.

Tucci, C. E.M., 2000. *Hidrologia: ciencia e aplicação*. 2da. ed.,

1a reimp. Porto Alegre: Ed. Universidade, UFRGS: ABRH, 2000. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 4.) ISBN 85-7025-298-6.

US Army Corps of Engineers, 2011. *HEC-RAS 4.1 Hydraulics Manual*. Washington: US Army.

USDA, 2010. *Part 630 Hydrology -National Engineering Handbook (NEH)*. Washington: Natural Resources Conservation Service, U. S. Department of Agriculture.

WMO, 2011. *Manual on flood forecasting and warning*. Ginebra: WMO. (WMO, 1072). ISBN 978-92-63-11072-5.

**Página web sugerida**

<http://www.fing.edu.uy/imfia/prohimet/Prohimet-Yi/Durazno/Global/data/2014-01-28/WebOutput.htm>

# Determinación de glifosato mediante inmunoensayo enzimático (ELISA) en el paisaje protegido Laguna de Rocha y su entorno, Uruguay

## Determining the presence of glyphosate through the Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA) technique in the protected landscape Laguna de Rocha and its surroundings, Uruguay

Nardo, Daniela <sup>(1)</sup>, Evia, Gerardo <sup>(2)</sup>, Castiglioni, Enrique <sup>(3)</sup>, Egaña, Eduardo <sup>(4)</sup>, Galletta, Giovanni <sup>(5)</sup>, Laporta, Martín <sup>(2)</sup>, Núñez Chichet, María Eugenia <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Unidad de Ciencia y Tecnología de Alimentos, Universidad Católica del Uruguay - <sup>(2)</sup> Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable de los Humedales del Este, PROBIDES - <sup>(3)</sup> Centro Universitario Regional Este, Rocha, Universidad de la República - <sup>(4)</sup> Intendencia de Montevideo - <sup>(5)</sup> Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

Contacto: [gevia@probides.org.uy](mailto:gevia@probides.org.uy)

RECIBIDO: 13/8/2015 - APROBADO: 9/12/2015

### RESUMEN

En el entorno de la Laguna de Rocha se ha visto incrementada la superficie dedicada a las actividades agrícolas con un mayor uso de plaguicidas, entre ellos el herbicida glifosato, usado en cultivos de soja principalmente. Mediante la utilización de técnicas de inmunoensayo enzimático (ELISA), se investigó la presencia de glifosato en la Laguna y algunos de sus afluentes en dos momentos específicos de tiempo. Se detectó glifosato en 27 de las 28 muestras estudiadas. Muestras positivas por ELISA fueron confirmadas por cromatografía iónica. El método ELISA demostró ser una herramienta de screening adecuada para determinar la presencia de glifosato en agua.

**Palabras clave:** Contaminantes, agua, monitoreo, plaguicidas.

### ABSTRACT

In the surroundings of the Laguna de Rocha, the area dedicated to agricultural activities has increased as well as the use of pesticides. One of these pesticides is the glyphosate herbicide, used mainly for farming soy.

By employing the Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA) technique, the presence of glyphosate in the lagoon and some of its tributaries was tested in two specific moments in time. Glyphosate was detected in 27 out of 28 studied samples. Positive results in samples tested with ELISA were further confirmed by Ion Chromatography. The ELISA method proved to be a suitable screening tool for determining the presence of glyphosate in water.

**Keywords:** Contaminants, water, monitoring, pesticides.

## Introducción

La Laguna de Rocha y su entorno fueron incorporados al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) bajo la denominación Paisaje Protegido en el año 2010 (Decreto No. 61/010). Entre los atributos que justificaron su designación como tal, se encuentra la biodiversidad existente, destacándose entre otros aspectos la presencia de especies endémicas y amenazadas de peces, anfibios, reptiles y mamíferos, así como también la importancia del área como hábitat esencial para las aves migratorias (DINAMA, 2010).

Por otra parte, desde hace algunos años el uso del suelo con fines agrícolas se ha incrementado en las tierras en el entorno de la Laguna, dentro y fuera del Área Protegida, con el consecuente incremento en el uso de plaguicidas, como el herbicida glifosato, entre otros. Este herbicida es ampliamente utilizado en Uruguay en cultivos agrícolas, forestación y para la implantación de pasturas para ganadería.

El glifosato es absorbido fuertemente por el suelo, donde es sometido a degradación microbiana, por lo que es considerado un herbicida relativamente inmóvil. A pesar de estos hechos se han encontrado concentraciones elevadas

en aguas de escorrentía, aguas superficiales y subterráneas luego de episodios de lluvias, tanto en zonas agrícolas como urbanas, dependiendo de las prácticas agrícolas y de las condiciones hidrológicas (Hanke, et al., 2010; Battaglin, et al., 2002; Gregoire, et al., 2010; Maillard, et al., 2011; Aparicio, et al., 2013).

La Laguna de Rocha es un sitio estudiado y monitoreado frecuentemente en lo que refiere a su biota y sus variables ambientales y de la cual existe extensa bibliografía al respecto (Arocena, et al., 1996, 2011; Forni y Scasso, 2001; Aubriot, et al., 2005; Rodríguez-Gallego, et al., 2012; Piccini, et al., 2006, 2009; Meerhoff, et al., 2013). Sin embargo, son escasos los estudios vinculados a la presencia de plaguicidas en la Laguna de Rocha. Recientemente se encontraron residuos del insecticida permetrina en sedimentos de la Laguna (Nardo, 2011).

En el Parque Nacional de Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay y su entorno se detectó la presencia de endosulfán, clorpirifos, cipermetrina, glifosato y su metabolito ácido aminometilfosfónico (AMPA), y coumaphos en peces de consumo local, suelo, sedimento y agua (Ríos, et al., 2010).

Una de las limitantes para programas de monitoreo regulares de niveles de contaminación en el ambiente es el elevado costo de las técnicas analíticas de detección en laboratorio. El método ELISA ha demostrado ser una herramienta de relativo bajo costo para un primer monitoreo de potenciales niveles de contaminación por plaguicidas, requiriendo posteriormente ser confirmadas y cuantificadas las muestras positivas por técnicas analíticas alternativas (Byer, et al., 2008; Sanchís, et al., 2012; Mörtl, et al., 2013).

Un estudio realizado en Uruguay para la determinación de glifosato en agua en los diferentes sistemas de producción de arroz encontró concordancia entre los resultados obtenidos en un primer monitoreo con el kit de ELISA comercial del laboratorio Abraxis y la posterior confirmación de los resultados positivos por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) (Hill, et al., 2010).

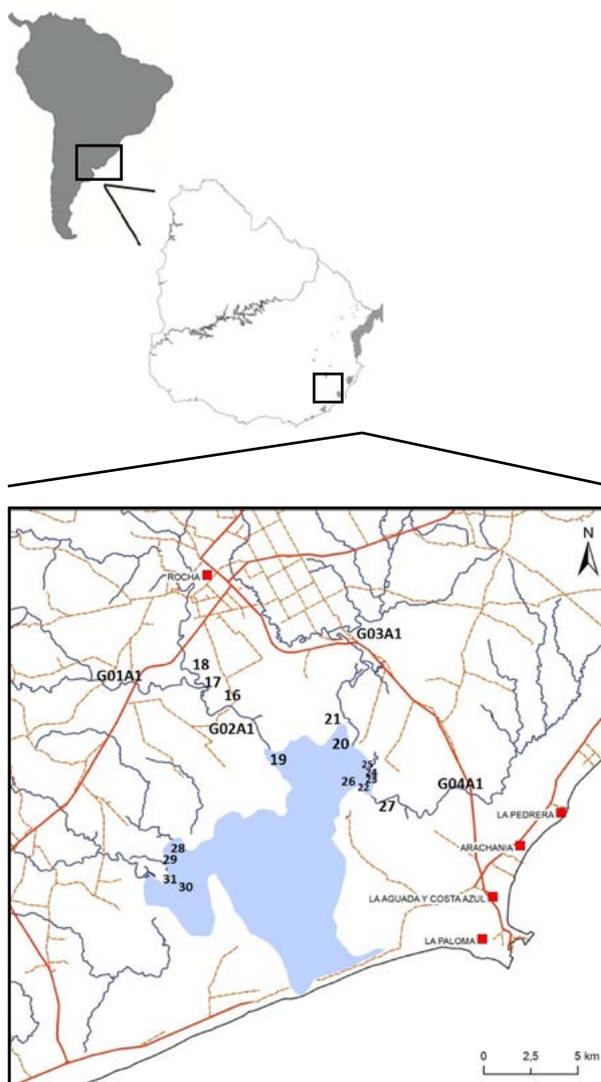
La International Agency for Research on Cancer (IARC), agencia especializada en cáncer de la Organización Mundial de la Salud (OMS), recientemente cambió de categoría a este herbicida colocándolo en la categoría 2A como probable carcinógeno para humanos. Esto significa que hay evidencia limitada de carcinogenicidad en humanos y evidencia suficiente en animales de experimentación.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la aplicación del método de ELISA como herramienta de *screening* para la determinación de glifosato en agua en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha y su entorno.

## Materiales y Métodos

### Diseño de muestreo

Los muestreos de agua fueron realizados en los meses de noviembre de 2013 y marzo-abril de 2014. Para el primer muestreo, el 29 de noviembre de 2013, se seleccionaron 20 sitios y se extrajeron dos muestras de cada punto. Fueron tomadas en distintos sitios del cuerpo de agua de la Laguna de Rocha y en algunos de sus afluentes, como los arroyos La Paloma, Las Conchas, Rocha y una cañada sin nombre (Figura 1).

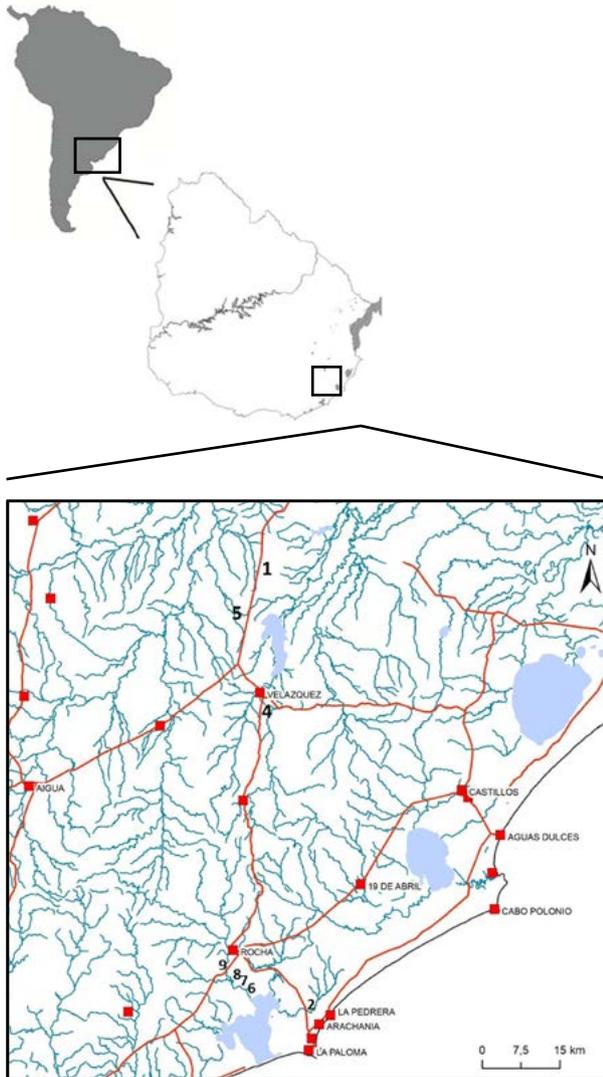


**Figura 1.** Sitios de muestreo en noviembre de 2013 (primer muestreo).

Se procedió a muestrear luego de que se hubieran producido precipitaciones en la zona, a efectos de aumentar la probabilidad de la presencia de glifosato en la matriz agua debido al transporte del herbicida por la escorrentía superficial.

De cada sitio de muestreo se analizó una muestra mediante inmunoensayo enzimático (ELISA) por duplicado ese mismo día y las otras fueron congeladas a  $-20^{\circ}\text{C}$  para inhibir la cinética de degradación del glifosato y ser analizadas en diciembre de 2013.

Para el segundo muestreo se tomaron ocho muestras de agua entre el 29 de marzo y el 12 de abril de 2014, luego de lluvias de entre 20 y 40 mm. Las muestras fueron tomadas en diferentes puntos del departamento de Rocha en desagües de chacras de soja con cultivo madurando y en campos con apariencia de haber sido sometidos a aplicación de herbicidas (Figura 2). De estas ocho muestras, dos de ellas repiten los sitios muestreados en noviembre (muestras 2 y 6 repiten los sitios G04A1 y G02A1 del muestreo de noviembre, respectivamente).



**Figura 2.** Sitios de muestreo en marzo-abril de 2014 (segundo muestreo).

### Precipitaciones previas a los muestreos

En las Tablas 1 y 2 se muestran las precipitaciones previas al primer y segundo muestreo.

Fecha	Precipitaciones en mm (*)	Precipitaciones en mm (**)
20/11/2013	14,9	2,0
25/11/2013	5,8	11,0
26/11/2013	37,6	45,0
27/11/2013	17,1	17,0

**Tabla 1.** Precipitaciones previas al primer muestreo. (\*) Estación Meteorológica Rocha. (\*\*) Estación Meteorológica La Paloma. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología. Servicio Pluviométrico Nacional.

Fecha	Precipitaciones en mm (*)
22/3/2014	2,0
27/3/2014	1,6
28/3/2014	0,4
30/3/2014	1,6
05/4/2014	13,8
07/4/2014	2,6
08/4/2014	2,0
11/4/2014	61,3
12/4/2014	2,5

**Tabla 2.** Precipitaciones previas al segundo muestreo. (\*) Estación Meteorológica Rocha. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología. Servicio Pluviométrico Nacional.

### Procedimiento de muestreo, transporte y conservación de las muestras

Las muestras fueron tomadas sumergiendo envases de polietileno con un volumen de 500 mL, por llenado natural y desplazamiento de aire introduciendo los envases a una profundidad de entre 30 y 40 cm en las dos etapas de muestreo. Para el muestreo en la Laguna se operó con un gomón con motor, provisto por la Administración del Área Protegida.

Durante el proceso de extracción y su transporte hasta el laboratorio, las muestras se mantuvieron en condiciones de almacenamiento que las protegían tanto de la radiación solar como de la exposición a altas temperaturas. Las muestras en el laboratorio fueron almacenadas a  $-20^{\circ}\text{C}$  hasta el momento de su análisis.

### Reactivos, solventes, estándares analíticos, material de laboratorio y equipo instrumental

- MicroPipeta automática de precisión, rango 20 a 200 y 100 a 1000  $\mu\text{L}$
- Frascos de polietileno de 500 mL
- Parafilm
- Tubos de ensayo descartables
- Agua desionizada
- Fotómetro con filtro intercambiable para lectura de placas, con posibilidad de lectura a 450 nm
- Puntas descartables para pipeta
- Kit de inmunoensayo para Glifosato Abraxis LLC
- Cromatógrafo de iones Dionex ICS-5000

### Tratamiento de las muestras

Tanto para la metodología ELISA como para el método cromatográfico se permitió que las muestras alcanzaran la temperatura ambiente y se filtraron a través de una membrana con poro de  $0,45\ \mu\text{m}$ .

## Análisis por ELISA

Para la detección y cuantificación mediante inmunoanálisis fue utilizado el kit de detección de glifosato comercializado por la empresa Abraxis LLC (Warminster, Pennsylvania, USA). Las medidas fueron llevadas a cabo en microplacas de pocillos de acuerdo a la cantidad de muestras a analizar y respetando las instrucciones del fabricante.

Las muestras y los estándares analíticos provistos en el kit fueron derivatizados y agregados a los pocillos de la microplaca. Luego del agregado del anticuerpo específico para glifosato, la mezcla fue incubada a temperatura ambiente.

Una enzima conjugada de glifosato fue agregada a los pocillos, después de lo cual se lavó tres veces con solución buffer la microplaca con los pocillos. Se agregó posteriormente una solución cromófora y se desarrolló el color azul.

El desarrollo de color fue detenido mediante la adición de una solución de ácido sulfúrico 0.5M y la intensidad de color fue medida a 450 nm.

Dado que el glifosato conjugado compite por los sitios con anticuerpos con el glifosato no marcado contenido en las muestras, el color desarrollado decrece con el incremento de la concentración de glifosato en las muestras, siguiendo un patrón sigmoideo.

## Análisis por cromatografía iónica

Doce muestras en las cuales se detectó glifosato mediante el ensayo de ELISA fueron analizadas en el Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) mediante una metodología de referencia (cromatografía iónica) para confirmar la presencia del herbicida.

### Condiciones del instrumento:

**Columna analítica:** Dionex Ion Pac AS19-HC 2x250 mm

**Precolumna:** Dionex Ion Pac AG19-HC 2x50 mm

**Eluyente:** Hidróxido de potasio 45 mM generado electro-líticamente

**Flujo:** 0,25 mL/min

**Volumen de inyección:** 100 µL

**Temperatura:** 30 °C

**Detector:** Detector de conductividad del módulo de conductividad del ICS 5000+ DC

**Supresor:** Supresor de conductividad autoregenerante ASRS II 300

**Corriente del supresor:** 28 mA

**Tiempo de adquisición de datos:** 45 min

**Fase móvil:** 4mM de KOH isocrático hasta los 10 min y luego gradiente hasta 45mM de KOH.

## Análisis de datos

Para el tratamiento de datos obtenidos mediante la metodología ELISA se siguieron las recomendaciones de la empresa Abraxis utilizando una planilla de cálculo comercial. La concentración de glifosato se obtuvo interpolando los valores de absorbancia obtenidos en las muestras, en una curva de calibración de % B/B<sub>0</sub> versus concentración de glifosato. B es la media de la absorbancia de los estándares de concentración conocida provistos por la empresa Abraxis LLC (0; 0,075; 0,2; 0,5; 1,0 y 4,0 µg/L) y B<sub>0</sub> la media de la absorbancia del solvente utilizado sin glifosato.

La cromatografía iónica se realizó de acuerdo a ISO10304-2.

## Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos por ELISA en los dos muestreos se presentan en las Tablas 3 y 4.

Muestra 29/11/2013	ELISA 29/11/2013 (ug/L)	ELISA 12/2013 (ug/L)
16		0,13
17	0,31	
18	0,33	0,26
19	0,32	0,45
20	0,32	
21	0,27	0,25
22	1,18	3,3
23		0,57
24	0,36	1,88
25	0,52	0,55
26		1,94
27		0,98
28	0,874	0,16
29	0,24	0,19
30	0,31	0,21
31	0,36	
G01A1	0,19	
G02A1	4,83	8,30
G03A1	0,3	
G04A1	2,01	1,43

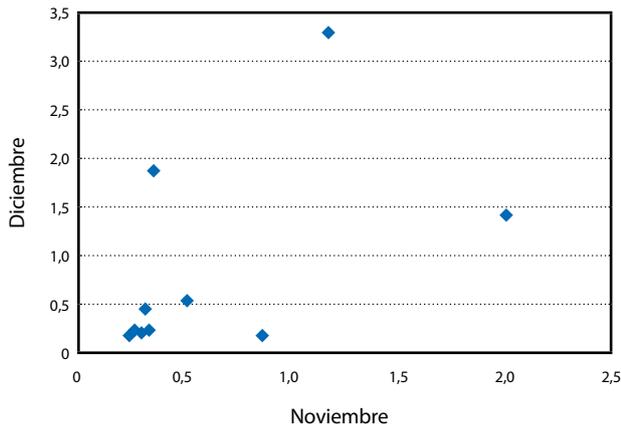
**Tabla 3.** Concentración de glifosato en muestras de agua de la Laguna de Rocha y sus afluentes en noviembre y diciembre de 2013 (primer muestreo). Límite Observado de Detección (LOD): 0,05 ug/L

En las 20 muestras colectadas en noviembre de 2013 se detectó la presencia de glifosato (Tabla 3). De acuerdo a la bibliografía (Hagner, et al., 2015; Lupi, et al., 2015; Zhao, et al., 2009, 2015; De Miranda, et al., 2011), este herbicida está considerado como poco móvil y de bajo potencial de lixiviación a través de los suelos hacia las aguas subterráneas. Los resultados obtenidos indican que a pesar de ello es capaz de alcanzar los cuerpos de agua por escorrentía, lo que concuerda con los trabajos de Imfeld et al. (2013).

La mayor concentración por ELISA se encontró durante el primer muestreo (noviembre de 2013) en la cañada sin nombre (G02A1 en Figura 1), con 8,30 ug/L. Esta muestra fue tomada en un curso de agua al que drenaba directamente la escorrentía de una chacra con soja de primera. Los otros puntos de muestreo donde se hallaron mayores concentra-

ciones se situaban en uno de los afluentes de la Laguna, en el arroyo La Palma y en el Bolsón de dicho arroyo.

Se realizó la correlación de Pearson entre los resultados de ambos análisis de ELISA que se repitieron en noviembre y diciembre sobre duplicados de la misma muestra, resultando una relación moderada positiva. Esto indica que hay poca relación entre los resultados de ambos análisis. La correlación de Pearson dio un resultado de 0,510. Este resultado probablemente se deba a que si bien el método se realizó siguiendo el instructivo del fabricante, fue realizado por personal técnico no habituado a realizarlo.



Muestra	Glifosato (ug/L) Noviembre	Glifosato (ug/L) Diciembre
18	0,33	0,26
19	0,32	0,45
21	0,27	0,25
22	1,18	3,3
24	0,36	1,88
25	0,52	0,55
28	0,874	0,16
29	0,24	0,19
30	0,31	0,21
G04A1	2,01	1,43

Correlación 0,510105763

**Figura 3.** Correlación de Pearson entre duplicados de muestras analizadas en noviembre y diciembre de 2013.

En el muestreo realizado en marzo-abril de 2014 se detectó glifosato en siete de las ocho muestras analizadas. La mayor concentración encontrada por ELISA se halló en la cañada sin nombre (muestra 1) con una concentración de 0,92 ug/L.

Todas las muestras analizadas por cromatografía iónica confirmaron la presencia de glifosato. El kit de ELISA no produjo ningún falso positivo (Tabla 5). No se pudo establecer una correlación entre los resultados de ELISA y los de cromatografía iónica debido a los diferentes límites de detección de las técnicas analíticas. De todos modos la mayoría de los valores no presentaron concordancia. El máximo

valor hallado fue de 11,3 ug/L que corresponde a la muestra 22 tomada en el Bolsón del Arroyo La Palma.

Fecha de muestreo	Muestra	ELISA (ug/L)
29/3/2014	1	0,92
29/3/2014	2	0,32
12/4/2014	4	0,27
12/4/2014	5	0,29
12/4/2014	6	0,27
12/4/2014	7	0,27
12/4/2014	8	N.D*
12/4/2014	9	0,28

**Tabla 4.** Concentración de glifosato en muestras de agua en marzo-abril 2014 (segundo muestreo). \* N.D.: No Detectado. Límite Observado de Detección (LOD): 0,05 ug/L

Muestra	Cromatografía iónica
1	<3,5
2	<3,5
5	3,9
6	3,9
7	<3,5
20	<3,5
22	11,3
25	<3,5
28	<3,5
30	<3,5
G02A1	<3,5
G04A1	<3,5

**Tabla 5.** Resultados de las 12 muestras analizadas mediante cromatografía iónica. Límite Observado de Detección (LOD): 0,7 µg/L; Límite de Cuantificación 3,5 µg/L

Todos los niveles de concentración de glifosato hallados se encuentran por debajo de los límites establecidos para la protección de la vida acuática en Canadá, los cuales son de 800 ug/L para exposición a largo plazo y de 27.000 ug/L para exposición a corto plazo (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2012), así como de los establecidos para el agua potable de 900 ug/L en Uruguay (Administración de las Obras Sanitarias del Estado, 2006). Debe tenerse en cuenta que la consideración únicamente de los niveles de glifosato puede subestimar el riesgo para organismos acuáticos, ya que el surfactante utilizado en algunas formulaciones, polioxietilenoamina (POEA), ha demostrado ser responsable de mayores efectos tóxicos para la vida acuática.

El método de ELISA utilizado demuestra ser una alternativa eficiente, rápida y económica para el monitoreo de la calidad del agua de forma constante.

Este primer estudio realizado en aguas de la Laguna de Rocha y sus afluentes en cuanto a la presencia de glifosato indica que la Laguna está recibiendo aportes de glifosato procedente de las actividades agrícolas que se desarrollan en su cuenca, dado que se confirmó la presencia de glifosato en agua del cuerpo de la Laguna y afluentes. Por tratarse de un Área Protegida, este hallazgo permite sugerir que debería monitorearse y dar seguimiento a la evolución de los niveles de este herbicida y otros potenciales contaminantes.

## Reconocimientos

A Javier Vitancurt, Héctor Caymaris y Andrés Sosa del Sistema Nacional de Áreas Protegidas por la colaboración, conducción y ejecución de los muestreos.

Al Prof. Raúl Ramírez de la Universidad Católica del Uruguay.

A la Agencia Internacional de Energía Atómica (AIEA) por los kits para detección de glifosato de Abraxis y el lector.

A Camila Gianotti por la colaboración en la elaboración de las Figuras 1 y 2.

## Referencias

- Abraxis, [s.d.]. *Glyphosate plate* [En línea]. [s.l.]: Abraxis. [Consulta: 25 de noviembre de 2013]. Disponible en: [http://www.abraxiskits.com/uploads/products/docfiles/184\\_PN500086USER.pdf](http://www.abraxiskits.com/uploads/products/docfiles/184_PN500086USER.pdf)
- Administración de las Obras Sanitarias del Estado (OSE), 2006. *Norma interna de calidad de agua potable*. Montevideo: OSE.
- Aparicio, Virginia, De Gerónimo, Eduardo, Marino, Damián, Primost, Jezabel, Carriquirborde, Pedro y Costa, José, 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. En: *Chemosphere* 93, pp.1866-1873
- Arocena, Rafael, Conde, Daniel, Fabián, Daniel, Gorga, Javier y Clemente, Juan, 1996. *Calidad del agua en la Laguna de Rocha: rol de sus principales afluentes*. Rocha: PROBIDES. (Documentos de trabajo, 13).
- Arocena, Rafael y Rodríguez, Lorena, 2011. Small-scale structure of macrophytes and macrobenthos in coastal "Laguna de Rocha". En: *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 6(2), pp.148-160.
- Aubriot, Luis, Conde, Daniel, Bonilla, Sylvia, Hein, Valeria y Britos, Anamar, 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una reserva biósfera: indicios recientes de eutrofización. En: CYTED. *Taller Internacional de eutrofización de Lagos y Embalses*. Santiago: Patagonia Impresores. pp.65-85.
- Battaglin, William A., Kolpin, Dana W., Scribner, Elisabeth A., Kuivila, Kathryn M. y Sandstrom, Mark, 2002. Glyphosate, other herbicides, and transformation products in Midwestern streams. En: *Journal of the American Water Resources Association*, 41, pp.323-332.
- Byer, Jonathan, Struger, John, Klawunn, Paul, Todd, Aaron y Sverko, 2008. Low cost Monitoring of Glyphosate in surfacewaters using the ELISA method: an Evaluation. En: *Environmental Science & Technology*, 42, pp.6052-6057.
- Canadian Council of Ministers of the Environment, 2012. *Canadian environmental quality guidelines. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. Glyphosate*. Winnipeg: CCME.
- De Miranda Colombo, Sandro y Masini, Jorge, 2011. Developing a fluorimetric sequential injection methodology to study adsorption/ desorption of glyphosate on soil and sediment samples. En: *Microchemical Journal*, 98(2), pp.260-266.
- DIEA, 2005. *Anuario estadístico 2005* [En línea]. Montevideo: MGAP. [Consulta: 4 de abril de 2015]. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/portal/page.aspx?2,diea,diea-anuario-2005,O,es,0,-->
- DIEA, 2014. *Anuario estadístico 2014* [En línea]. Montevideo: MGAP. [Consulta: 4 de abril de 2015]. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/portal/page.aspx?2,diea,diea-anuario-2014,O,es,0>
- DINAMA, 2010. *Proyecto de ingreso del área Laguna de Rocha al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP)*. Montevideo: DINAMA.
- Forni, Florencia y Scasso, Flavio, 2001. *Calidad del agua en el Departamento de Rocha*. Rocha: PROBIDES. (Documento de trabajo, 39).
- Grégoire, Caroline, Payraudeau, Sylvain y Domange, Nicolas, 2010. Use and fate of 17 pesticides applied on a vineyard catchment. En: *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 90, pp.406-420.
- Hagner, Marlenaa, Hallman, Sanna, Jauhiaiinen, Lauri, Kemppainen, Riitta, Ramo, Sari, Tiilikka Kari y Setälä Heikki, 2015. Birch (*Betula spp.*) wood biochar is a potential soil amendment to reduce glyphosate leaching in agricultural soils. En: *Journal of Environmental Management*, 164, pp.46-52.
- Hanke, Irene, Wittmer, Irene, Bischofberger, Simone, Stamm, Christian y Singer, Heinz, 2010. Relevance of urban glyphosate use for surface water quality. En: *Chemosphere*, 81(3), pp.422-429.
- Hill, Mariana y Clerici, Carlos, 2010. *Determinación de residuos de agroquímicos en grano, agua y suelo en diferentes sistemas de producción de arroz*. Montevideo: Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía. (Informe final de Proyecto INIA-FPTA 171).
- Imfeld, Gwenaél, Lefrancq, Marie, Maillard, Elodie y Payraudeau, Sylvain, 2013. Transport and attenuation of dissolved glyphosate and AMPA in a stormwater wetland. En: *Chemosphere*, 90(4), pp.1333-1339.
- International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, 2015. *IARC monographs volume 112: evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides*. Lyon : IARC, WHO.
- Lupi, Leonardo, Miglioranza, Karina, Aparicio, Virginia, Marino, Damián, Bedmar, Francisco, Wunderlin, Daniel, 2015. Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. En: *Science of the Total Environment*, 536, pp.687-694.
- Maillard, Elodie, Payraudeau, Sylvain, Faivre, Etienne, Grégoire, Caroline, Gangloff, Sophie y Imfeld, Gwenaél, 2011. Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a vineyard catchment. En: *Science of the Total Environment*, 409(11), pp.2317-2324.

- Meerhoff, Erika, Rodríguez-Gallego, Lorena, Giménez, Luis, Muniz, Pablo y Conde, Daniel, 2013. Spatial patterns of macrofaunal community structure in coastal lagoons of Uruguay. En: *Marine Ecology Progress Series*, 492, pp.97-110.
- Mörtl, Mária, Németh, Gyöngyi, Juracek Judit, Darvas, Béla, Kamp, Lisa, Rubio, Fernando y Székács, András, 2013. Determination of glyphosate residues in Hungarian water samples by immunoassay. En: *Microchemical Journal*, 107, pp.143-151.
- Nardo, Daniela, 2011. *Estudio del impacto de plaguicidas utilizados en el cultivo de soja y en otras actividades agrícolas sobre las especies acuáticas de consumo humano en el Área Protegida Laguna de Rocha*. Montevideo: UCUDAL. (Tesis de Maestría).
- Piccini, Claudia, Conde, Daniel, Alonso, Ceciclia, Sommaruga, Ruben y Pernthaler, Jakob, 2006. Blooms of single bacterial species in a coastal lagoon of the Southwestern Atlantic Ocean. En: *Applied and Environmental Microbiology*, 72(10), pp.6560-6568.
- Piccini, Claudia, Conde, Daniel, Pernthaler, Jakob y Sommaruga, Ruben, 2009. Alteration of chromophoric dissolved organic matter by solar UV radiation causes rapid changes in bacterial community composition. En: *Photochemical and Photobiological Sciences*, 8, pp.1321-1328.
- Ríos, Mariana, Zaldúa, Natalia y Cupeiro, Sabrina, 2010. Evaluación participativa de plaguicidas en el sitio RAMSAR, Esteros de Farrapos e islas del Río Uruguay [En línea]. En: *Vida Silvestre*. [Consulta: 11 de marzo de 2015]. Disponible en: [http://vidasilvestre.org.uy/wpcontent/uploads/2010/10/libro\\_resultados\\_sc.pdf](http://vidasilvestre.org.uy/wpcontent/uploads/2010/10/libro_resultados_sc.pdf)
- Rodríguez-Gallego, Lorena, Nin, Mariana, Suárez-Pirez, Carlos y Conde, Daniel, 2012. Paisaje protegido Laguna de Rocha, propuesta de plan de manejo. Rocha: Futuro Sustentable, S.A. (Inédito).
- Sanchís, Josep, Kantiani, Lina, Llorca, Marta, Rubio, Fernando, Ginebreda, Antoni, Fraile, Josep, Garrido, Teresa y Farré, Marinella, 2012. Determination of glyphosate in groundwater samples using an ultrasensitive immunoassay and confirmation by on-line solid-phase extraction followed by liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. En: *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 402(7), pp.2335-2345. DOI 10.1007/00216-011-5541.
- Uruguay. Decreto 61/010, de 18 de febrero de 2010. *Diario Oficial*, 10 de marzo de 2010, p.309.
- Zhao, Bingzi, Thang, Jiabao, Gong, Jiandong, Thang, Hui, Thang, Gongzhi. 2009. Glyphosate mobility in soils by phosphate application: Laboratory column experiments. En: *Geoderma*, 149, pp.290-297.
- Zhao, Yuan Yuan, Wendling, Laura, Wang, Changhui y Pei, Yuansheng. 2015. Use of Fe/Al drinking water treatment residuals amendments for enhancing the retention capacity of glyphosate in agricultural soils. En: *Journal of Environmental Sciences*, 34, pp.133-142.

## REVISIÓN

# Gestión integrada de recursos hídricos en Uruguay en el contexto internacional

## Integrated water resources management in Uruguay within the international context

Míguez, Diana <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Programa Aguas, Proyectos Ambientales, Gerencia I+D+I, Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU.

Contacto: dmiguez@latu.org.uy

RECIBIDO: 9/3/2015 – APROBADO: 17/11/2015

### Resumen

La necesidad de proteger el medio ambiente y en especial la cantidad y la calidad de las fuentes de agua dulce contra los efectos de las presiones naturales y antrópicas se ha vuelto cada vez más importante a nivel mundial. Para ello, no basta con aplicar tecnologías de extracción de agua y de depuración efectivas, sino que también se deberían implementar sistemas de gestión participativos para alinear las actividades humanas hacia el desarrollo sostenible. La herramienta más idónea para realizarlo es la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), mediante la cual se genera información sobre la que basar políticas de gestión ambiental y de provisión de agua potable y saneamiento equitativas, que contemplen las opiniones de todos los grupos de interés. En el caso de Uruguay, la Constitución de la República consagra el derecho de todos los habitantes del país al acceso al agua y al saneamiento. El proceso de implementación del sistema de GIRH se inició dándole participación a la ciudadanía a través de un referéndum, luego del cual los referentes en el tema de todos los sectores de la sociedad aconsejaron a nivel parlamentario, y el proceso derivó en la reglamentación de la ley del agua. Se consolidó así una estructura de gestión por cuencas hidrográficas basada en el ciclo hidrológico que se encuentra hoy en un grado de desarrollo que refleja la mejora continua de la institucionalidad de la gobernanza del agua. En esta revisión se releva el desarrollo de estos procesos tanto a nivel nacional como mundial y se propone una serie de herramientas y estrategias para hacer cada vez más eficiente la gobernanza.

**Palabras clave:** Gestión Integrada de Recursos Hídricos, gobernanza, comités de cuenca.

### Abstract

The need to protect the environment and especially the quantity and quality of the freshwater sources against natural and anthropic pressures has become more and more relevant at a global level. To do so, it is not enough to apply effective water abstraction and depuration technologies, but also to implement participatory management systems to align human activities towards sustainable development. The best fit tool to do so is the Integrated Water Resources Management (IWRM), because it generates information on which equitable environmental management and water provision policies can be set, taking into consideration the opinions of all stakeholders. In Uruguay, the Constitution of the Republic mandates to respect the right of all of the inhabitants in the country to water and sanitation access. The process of implementation of the IWRM in Uruguay initiated by allowing citizens to participate through a referendum, and then the experts in the field belonging to every sector in society advised at a parliament level, ending in the regulation of the Water Law. A management structure based on hydrographic basins and the hydrological cycle was consolidated. Its current degree of development reflects the continuous improvement of the institutional character of water governance. In this work, the development of these processes both at a national and at a global level is reviewed and a set of strategies and tolls to make it more efficient are proposed.

**Keywords:** Integrated Water Resource Management, governance, basin committees.

## Tabla de contenidos

<b>1. Introducción</b>	<b>72</b>
<b>2. Identificación de las amenazas sobre la subsistencia del recurso agua</b>	<b>73</b>
2.1. Percepción de los países con respecto a la crisis hídrica en base a la ponderación de riesgos globales	73
2.2. Actividades productivas e impactos sobre el recurso agua	73
<b>3. Antecedentes de la GIRH</b>	<b>73</b>
3.1. Antecedentes a nivel mundial	73
3.2. Situación actual y perspectivas futuras	74
3.3. Implementación de la gestión por cuencas hidrográficas en el contexto internacional	74
3.4. Cuestionamientos a la GIRH	74
3.4.1. Situación a nivel nacional	75
3.4.2. Instituciones nacionales competentes	75
3.4.3. Avances nacionales en la GIRH	75
<b>4. Herramientas y tecnologías requeridas para la sostenibilidad de los procesos productivos</b>	<b>76</b>
4.1. Mapas de peligros y de riesgos	76
4.2. Sistemas de apoyo a las decisiones	76
4.3. Monitoreos ambientales	77
4.4. Eco-innovación	77
4.5. Tecnologías inteligentes	77
4.6. Nuevas tendencias en indicadores	77
<b>5. Discusión</b>	<b>78</b>
<b>6. Conclusiones y recomendaciones</b>	<b>78</b>
<b>7. Referencias</b>	<b>79</b>

## 1. Introducción

El agua, en tanto recurso natural y bien económico, es parte integral de los ecosistemas y fundamental para la vida humana. Su valor ha sido atesorado desde la Antigüedad; se remonta a la aplicación de las tecnologías de riego y acueductos utilizados como defensa ante eventos de inundación o sequía iniciadas probablemente por los pueblos asirios alrededor del año 691 A.D., seguidos por los egipcios, los griegos, los romanos (Lofrano, et al., 2012) y los pueblos precolombinos (Díaz y Freire, 2008). Según las Naciones Unidas (Naciones Unidas, 2014a; 2014b), entre las mayores presiones que experimenta la disponibilidad de agua a nivel mundial se puede mencionar el aumento de población, que se predice que alcanzará a 9.300 millones en 2050. Según esta fuente, actualmente 2.000 millones carecen de acceso a agua potable y 2.500 millones de personas no tienen acceso a saneamiento. Los intereses contrapuestos de diversos actores de la sociedad por el uso del agua se pueden ejemplificar en la necesidad creciente de producción de alimentos. En el mundo 870 millones de personas sufren desnutrición por dificultad al acceso económico de los alimentos y, en algunos lugares, por la escasez de estos alimentos. No toda la producción agrícola es destinada a la alimentación; gran parte es destinada para producir fibras, biocombustibles y alimento para animales. En total, la agricultura de regadío representa el 70% de las extracciones de agua dulce a escala

mundial, a lo que se suman los usos para la distribución de agua potable y para otros fines.

Hacia el año 2025 se estima que 1.800 millones de personas vivirán en regiones con escasez de agua y dos tercios de la población mundial residirá bajo condiciones de estrés hídrico. Esto dirigirá los conflictos hacia la competencia por el agua y propiciará enfermedades debidas a alteraciones en la calidad del agua, así como también se experimentarán pérdidas de biodiversidad y de los servicios de los ecosistemas. Por esto, la comunidad internacional está urgiendo a reformar las políticas y leyes nacionales. Por ejemplo, las Naciones Unidas ha aconsejado a sus Estados Miembro a priorizar el agua, dada su importancia tanto para el ser humano como para el medio ambiente, en la agenda post 2015 de Objetivos del Desarrollo Sostenible (Naciones Unidas, 2015).

A nivel mundial, se considera que, a pesar de la importancia real que representan la escasez y la contaminación del agua, la actual crisis del agua responde primordialmente a una crisis de gobernanza. La gobernanza es definida por la Real Academia Española (2001) como el «arte o manera de gobernar que se propone como objetivo el logro de un desarrollo económico, social e institucional duradero, promoviendo un sano equilibrio entre el Estado, la sociedad civil y el mercado de la economía».

La gobernanza está conformada por los sistemas políticos, sociales, económicos y administrativos requeridos

para desarrollar y gestionar los recursos hídricos y entregar servicios de agua a los diferentes niveles de la sociedad. Debe reconciliar enfoques y filosofías a veces dispares, lo cual lleva tiempo y depende de la decisión política, las oportunidades y el liderazgo de las instituciones competentes. Es clave para proveer una gestión eficiente de los recursos hídricos que contenga los siguientes componentes: capacidad, políticas, leyes e instituciones. Esto se puede lograr a través de la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), la cual fue definida por el Comité Técnico de la Asociación Mundial para el Agua (Global Water Partnership Technical Advisory Committee, 2000) como «un proceso que promueve la gestión y desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa, sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas».

El desarrollo sostenible apunta a realizar los procesos y actividades humanas minimizando los impactos sobre la disponibilidad y calidad del recurso agua para no comprometer la subsistencia de los habitantes actuales del planeta y de las futuras generaciones.

Las aplicaciones de la GIRH se constatan en la mediación en conflictos transfronterizos, en el otorgamiento de derechos de uso, y en el hecho de incentivar la toma de conciencia sobre las responsabilidades compartidas en cuanto a contaminación y disminución de riesgos sanitarios. Asimismo, provee información de primera mano a los tomadores de decisiones sobre las opiniones y necesidades de todos los grupos de interés, lo cual es útil en la generación de políticas de gestión ambiental y de agua potable y saneamiento.

## **2. Identificación de las amenazas sobre la subsistencia del recurso agua**

### **2.1. Percepción de los países con respecto a la crisis hídrica en base a la ponderación de riesgos globales**

La Organización Mundial de la Salud define riesgo como «la probabilidad de ocurrencia de un efecto adverso en un organismo, sistema o sub-población causado bajo circunstancias específicas tras exposición a un agente» (World Health Organization, 2004). Sin embargo, algunos autores en el campo de las Ciencias Sociales, tales como Aven y Renn (2009), se refieren al riesgo como «la incertidumbre sobre y la severidad de las consecuencias (o resultados) de una actividad con respecto a algo que los seres humanos valoran». En esta última interpretación se enmarca la utilizada por el Foro Económico Mundial, que define riesgo global como «un evento o condición inciertos que, de ocurrir, pueden tener un importante efecto negativo para varios países o sectores en los siguientes diez años». Esta ponderación de los riesgos puede orientar hacia la generación de políticas, brindando una visión general de los puntos más críticos de acuerdo a la percepción mundial. En la encuesta mundial del año 2015, se categorizó a las crisis del agua como el factor número 1 en términos de impacto potencial (Water Economic Forum, 2015).

## **2.2. Actividades productivas e impactos sobre el recurso agua**

Luego del advenimiento de la industrialización y la agricultura a mayor escala, la mecanización, el comercio y la colonización, la competencia por los recursos se incrementó y se afectaron la calidad y la cantidad del agua. Durante la Revolución Industrial, el agua se utilizaba no solamente por las máquinas de vapor, sino también en la agricultura y en el transporte. El impacto económico de su uso en los procesos productivos fue dramático; luego de que se abriera el primer canal en 1761 en Bretaña, bajó el precio del carbón a la mitad causando que en 1815 hubiera más de 2.000 millas de canales para llevar toneladas de materias primas y productos manufacturados (White, 2015). Sin embargo, paradójicamente, los riesgos por enfermedades transmitidas por el agua se incrementaron, dado que el crecimiento económico acelerado no correlacionó con la mejora de la calidad y expectativa de vida de la población (Szreter, 1997).

Después de la agricultura, los mayores usuarios del agua son la industria y la energía (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos, 2014, Naciones Unidas, 2014b). A esto se agrega el factor del cambio climático, el cual impacta en los indicadores de gestión de la agricultura e impulsa el reconocimiento de los principios éticos comunes a nivel mundial y local (Rossi, 2015). La agricultura, a su vez, es una de las principales responsables de contaminación difusa del agua por nitratos, fosfatos y agroquímicos, en tanto la industria y los usos urbanos son las principales fuentes puntuales de contaminación si los efluentes son vertidos hacia cursos de agua sin tratamientos adecuados (Santos Pereira, et al., 2009).

## **3. Antecedentes de la GIRH**

Con el correr de los años el cúmulo de situaciones consignadas en cuanto a las amenazas para el agua y la subsistencia del planeta llevó a la humanidad a reflexionar sobre las estructuras y forma de gestionar el agua, cambiando el enfoque y entendiendo el agua como parte integral de un ecosistema dinámico. Se percibió que las presiones crecientes sobre los recursos hídricos en cuanto a demanda y vulnerabilidad de los recursos requerían una gestión holística del agua, lo cual favoreció el posicionamiento de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) como alternativa aceptada internacionalmente hacia un desarrollo y gestión eficientes, equitativos y sostenibles. Este concepto ha progresado históricamente.

### **3.1. Antecedentes a nivel mundial**

En el año 1933 se estableció la Autoridad del Valle del Tennessee para la gestión de los diversos usos del recurso hídrico, pero estas actividades aún no se realizaban en forma coordinada. Posteriormente, el discurso internacional en la temática enunció una serie de declaraciones y documentos, tales como la Visión Mundial para el Agua, la primera conferencia global en Mar del Plata, de 1977, en la que se expresa esta necesidad de coordinación.

Sin embargo, fue después de la Agenda 21 y de la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible en 1992 en Río de Janeiro cuando el concepto de GIRH fue objeto de profundos debates

que incluían sus implicaciones en la práctica, en contextos como la Comisión Mundial de Represas, los Objetivos de Desarrollo del Milenio y los resultados de la Comisión del Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, las declaraciones de Dublín y de París sobre Agua y Desarrollo y la declaración ministerial del Foro Mundial del Agua.

En la declaración de Dublín sobre el agua y el desarrollo sostenible de 1992 –enunciada en la reunión técnica previa a la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) celebrada en Río de Janeiro en junio de 1992– se refiere a la vulnerabilidad del agua por su carácter finito y se la valora como esencial para la vida, el desarrollo y el ambiente. Asimismo, se entiende que se requiere un enfoque holístico y participativo que vincule el agua usada en una cuenca y los acuíferos subterráneos. Se propugna entonces la consulta pública y el rol de las mujeres en la gestión, en la salvaguarda y en la provisión del agua, incluyéndola en las decisiones y en la generación de políticas. El agua es también un bien económico, fundamental para la industria y la agricultura, pero siempre que se respete el derecho de cada ser humano a tener agua potable y saneamiento a un precio razonable, a la vez que se proteja la conservación de los recursos y la naturaleza.

### 3.2. Situación actual y perspectivas futuras

Actualmente, las Naciones Unidas han declarado como Decenio Internacional para la Acción «El agua fuente de vida» entre 2005-2015 (Naciones Unidas, 2003), en cuyo marco se contempla el agua como elemento determinante en el desarrollo económico y social y como un recurso natural vital que debe ser tratado.

La declaración de Río+20 compromete a los países a lograr el acceso progresivo al agua y al saneamiento a precios razonables, mejorar la implementación de gestión de recursos hídricos, proteger y gestionar en forma sostenible los ecosistemas, prevenir los desastres ocasionados por cambios en el régimen hídrico y eventos extremos (sequías e inundaciones), reducir significativamente la contaminación del agua y aumentar su calidad, tratar y reutilizar aguas residuales, aumentar la eficiencia en el agua y reducir pérdidas de agua.

La Agenda para el Desarrollo Post 2015 recoge los compromisos anteriores bajo el lema «asegurar agua sostenible para todos», para promover el bienestar humano, la prosperidad económica y la conservación de los recursos ambientales, con los siguientes pilares: agua potable, saneamiento e higiene, recursos acuáticos, gobernanza, desastres relacionados al agua, y contaminación por aguas residuales y calidad de agua. En el marco de la Agenda se abordan las tres dimensiones del desarrollo sostenible, social, económica y ambiental, y se apunta también al cometido de erradicar la extrema pobreza para el año 2030 (Naciones Unidas, 2014a).

La GIRH está basada en los recursos hídricos que integran los ecosistemas y constituyen un recurso natural y un bien social y económico. La competencia por estos recursos requiere la reforma de los sistemas de gobernanza para obtener beneficios sostenibles e igualitarios (Global Water Partnership, 2012). Por tanto, para lograrlo, las herramientas de la Global Water Partnership (GWP) para la GIRH se basan en el establecimiento inicial del entorno, contemplando todas las partes interesadas (individuos e instituciones públicas o privadas, ONGs, hombres y mujeres, sin distinguir su poder

económico). En la definición de las políticas se recomienda: tener en cuenta metas para el uso del agua, la protección y la conservación, estimar los valores relativos del ambiente, la economía y los aspectos sociales del agua, y asignarles responsabilidades a los actores públicos y privados, incluyendo a organizaciones de cuenca y reconociendo a la mujer en su rol de usuaria y participe fundamental en la gestión del agua.

### 3.3. Implementación de la gestión por cuencas hidrográficas en el contexto internacional

El trabajo en cuencas ha sido incorporado en legislaciones en muchos países (Sudáfrica, Brasil, Unión Europea, Nigeria, Indonesia, Holanda, etcétera). Entre los beneficios potenciales de la GIRH en los países africanos se encuentra la facilitación de un acceso más equitativo al agua en entornos sociales muy complejos, con sobrepoblación y en ocasiones con situaciones de violencia (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2014).

La situación en la región muestra avances en la gestión del agua y del territorio. Sin embargo, en algunos países, como por ejemplo Argentina, falta una visión sistémica y proactividad en los diseños de las políticas (Duek y Comellas, 2011). En Brasil, la gestión de cuencas hidrográficas se ha desarrollado desde la década de 1970. En 1978 se estableció un comité especial de estudios integrados de cuencas hidrográficas (CeeIB, por su sigla en portugués); el proceso desembocó en la organización mandatada por la Ley N° 9.433, de 8/1/1997, que dio a Brasil una nueva política de recursos hídricos y organizó el sistema de gestión por cuencas hidrográficas (Porto y La Laina Porto, 2008).

Las lecciones aprendidas de la implementación de la GIRH en Europa indican que una agencia centralizada que represente el único aspecto del uso del agua no debe dominar sino coordinar en forma horizontal a los niveles nacionales, de cuenca y de sub-cuenca, informando e involucrando activamente a los grupos de interés en un ámbito de transparencia y apertura, incluyendo también a los grupos menos privilegiados de la sociedad, sin olvidar la preservación de los ecosistemas y las estrategias de adaptación al cambio climático. La gestión de la demanda del agua debe proveer incentivos económicos tendientes a la conservación del agua y su ahorro. En Europa los siguientes principios generan instrumentos económicos: el que contamina paga; el beneficiario paga; la equidad, y la coherencia entre diversas políticas que impactan el sector hídrico (Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD), Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa. Integrated Water Resources Management in Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia, European Union Water Initiative National Policy, 2014).

### 3.4. Cuestionamientos a la GIRH

Si bien los fines de la GIRH son loables, algunos autores han remarcado problemas en su implementación debido a barreras institucionales, de comprensión del concepto y por la complejidad inherente de la cuenca (Grigg, 2008). Según Anzaldi et al. (2014), algunas de las causas serían la falta de herramientas de integración para apoyar las decisiones de gestión y planeamiento y la segmentación de las instituciones responsables del planeamiento y la gestión de los recursos,

en conjunto con una baja cuota de participación de todos los actores en los procesos de decisión.

En la gestión moderna de los recursos hídricos deben tenerse en cuenta los servicios y los intereses contrapuestos de los individuos, las industrias y la naturaleza, manteniendo la armonía entre quienes hacen uso de recursos compartidos y sistemas que albergarán a las futuras generaciones. La protección de estos servicios debe conectarse al uso de la tierra, por lo cual es preciso anticiparse a los posibles impactos, mientras que la GIRH puede contribuir a la resolución de conflictos.

A pesar de que se reconoce a las instituciones de cuencas por su rol clave en la GIRH, se argumenta que puede ser difícil lograr que exista el suficiente involucramiento público requerido para generar confianza y empoderamiento entre los distintos actores y crear respeto y apoyo para implementar las decisiones. Por tanto, debería existir un mandato claro, con una estrategia a largo plazo y una estructura organizacional establecida, coordinada, no solamente descentralizada, que siga una visión y un plan comunes. También es aconsejable generar alianzas entre beneficiarios, organismos de control y tomadores de decisiones para catalizar los cambios institucionales de implementación de planes de GIRH. No obstante, el control de la gestión del agua se debe conservar en la órbita pública (Iza y Stein, 2009).

### 3.4.1. Situación a nivel nacional

Si bien en el año 2012 Uruguay figuraba entre los países que no estaban realizando una eficiente gestión de recursos hídricos (Naciones Unidas, 2012), recientemente han habido avances en este tema, ya que las instituciones nacionales competentes se encuentran trabajando en GIRH a través de PLANAGUA, un proyecto dirigido por la DINAGUA y financiado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y el Fondo Español de Cooperación para Agua y Saneamiento en América Latina y el Caribe (Presidencia de la República Oriental del Uruguay, 2013).

### 3.4.2. Instituciones nacionales competentes

Dentro del Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA), la DINAGUA elabora y propone las políticas públicas del sector, la DINAMA controla la calidad del recurso agua en la naturaleza y, por medio del instrumento de evaluación de impacto ambiental, Decreto 349/005 (Uruguay, 2005), controla proyectos de las plantas de tratamiento de efluentes, y la DINOT establece el ordenamiento territorial. La Dirección Nacional de Hidrografía (DNH), del Ministerio de Transporte y Obras Públicas, se encarga de la gestión de puertos, el dragado de las vías navegables y la regulación de las extracciones de áridos subacuáticos (DNH, 2015). Actualmente, las competencias en materia de evaluación, administración y control de los recursos hídricos fueron transferidas desde la DNH a DINAGUA-MVOTMA por intermedio de la Ley 18.172 del 31 de agosto de 2007 (DINAGUA, 2012).

La URSEA fiscaliza y regula a los prestadores de servicios, en tanto la OSE es responsable del abastecimiento de agua potable en todo el país y de alcantarillado, esto último con excepción de Montevideo.

### 3.4.3. Avances nacionales en la GIRH

Cabe destacar que las cuencas son las áreas físicas donde los procesos naturales se conectan con los socio-económicos y

en los cuales el agua interactúa con otros recursos naturales a través del ciclo hidrológico.

Las cuencas de los ríos, en términos geográficos, no necesariamente coinciden con las subterráneas, por lo cual se debe tener en cuenta estos aspectos y el agua en el ciclo del agua y sus relaciones con el aire, los suelos y los sedimentos.

Las provincias hidrogeológicas de nuestro país, determinadas por técnicas hidrogeoquímicas (Míguez, et al., 2001), fueron luego adoptadas en el marco de la Comisión Asesora en Agua y Saneamiento (COASAS) como unidad de gestión de cuencas, junto con las de agua superficial principales, ya que por más que son grandes reservas de agua, los acuíferos no están exentos de problemas de sobre-explotación ni de riesgos de contaminación. Así por ejemplo, el Sistema Acuífero Guaraní, reservorio subterráneo de agua transfronterizo que Uruguay comparte con Argentina, Brasil y Paraguay, de importancia estratégica mundial, según Gómez et al. (2010) está siendo intensamente explotado para provisión de agua potable, usos industriales y de la agricultura, por lo cual se deben estudiar las tasas de recarga. El Sistema Acuífero Guaraní fue uno de los primeros en tener representantes en su organismo de gestión en la estructura nacional de las cuencas consideradas.

Mediante la modificación del artículo número 47 de la Constitución de la República, plebiscitada en octubre de 2004, se consagra el derecho de todos los habitantes del país al agua y al saneamiento (Uruguay, 2004). En el proceso actual se da participación a todos los actores, incluyendo a los gobiernos locales, municipales, lo cual es aun más importante dado el proceso de descentralización. Actualmente la GIRH está abarcando incluso niveles individuales, de vecinos interesados u ONGs, dependiendo del tamaño de la cuenca.

La Ley Reglamentaria del inciso 2° del artículo 47 de la Constitución de la República (Uruguay, 2004), creó la Dirección Nacional de Agua y Saneamiento, DINASA, actualmente DINAGUA, en la órbita del MVOTMA, la cual, trabajando en conjunto con la COASAS, constituida por referentes con competencia en la gestión y control de la calidad del agua tanto a nivel nacional como municipal, elevó a consideración del Parlamento Nacional el texto que resume los principios rectores de la política de aguas en nuestro país, Ley 18.610 «Política Nacional de Aguas» (Uruguay, 2009).

Formalmente, la COASAS comenzó a trabajar en mayo de 2007 en la elaboración del anteproyecto de esta ley que consta de 12 capítulos y que hace hincapié en principios de equidad, asequibilidad, solidaridad y sustentabilidad, remarcando que la gestión debe ser integral, transversal y participativa, y al mismo tiempo destina recursos a la capacitación y la investigación científica y tecnológica en materia de aguas. Se crea el Consejo Nacional de Agua, Ambiente y Territorio, integrado por representantes del gobierno, usuarios y sociedad civil, cada uno de ellos con igual representación.

Se formaron los Consejos Regionales de Recursos Hídricos, integrados por representantes del gobierno, usuarios y sociedad civil. En su artículo 25 la ley enuncia que «a los Consejos Regionales de Recursos Hídricos compete planificar y deliberar sobre todos los temas relativos al agua en la región, tal como la formulación de Planes Regionales de Recursos Hídricos». Establece también que los usuarios que comprometan el ciclo hidrológico se encarguen de realizar

monitoreos sistemáticos de las fuentes de agua de manera que puedan generarse bases de datos públicas.

Para la gestión se priorizaron tres regiones: cuenca del Río Uruguay, Laguna Merín y Río de la Plata y su frente marítimo. En el artículo 28, la ley establece que los Consejos de estas regiones «promoverán y coordinarán la formación de Comisiones de Cuencas y Acuíferos que permitan dar sustentabilidad a la gestión local de los recursos naturales y administrar los potenciales conflictos por su uso». Su rol es asesor de los Consejos Regionales, y su integración, representativa de la presencia de actores locales activos en el territorio.

En base a lo dispuesto por la Ley 18.610 (Uruguay, 2009), se delinea un plan como herramienta para desarrollar la Política de Aguas que marca el artículo 1 de la ley (Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, 2011).

Actualmente están en funcionamiento los Consejos Regionales de Recursos Hídricos para la cuenca del Río Uruguay con comisiones de cuenca para los ríos Cuareim, Tacuarembó, para el Sistema Acuífero Guaraní y para el Arroyo San Antonio. Se encuentra en proceso la conformación de la comisión de cuenca del Río Cebollatí, en el ámbito del Consejo Regional de la Laguna Merín. El Consejo Regional para la cuenca del Río de la Plata y su frente marítimo tiene en funcionamiento las comisiones de cuenca del Río Santa Lucía, de la Laguna del Sauce y de la del Cisne (Saravia, et al., 2014).

## 4. Herramientas y tecnologías requeridas para la sostenibilidad de los procesos productivos

La agricultura es responsable del 70% del uso de agua a nivel mundial. De modo que un planeamiento integrado que contemple todos los posibles usos de la tierra resulta fundamental,

así como también el de los recursos hídricos y la mejora en el desempeño de los servicios de provisión de agua potable, todo lo cual requiere conocer la cuenca para estar alerta sobre los peligros de sequía, de inundación, de contaminación química, física o microbiológica.

### 4.1. Mapas de peligros y de riesgos

En opinión del autor, para conocer las cuencas es muy útil generar mapas de riesgos de exceder límites de nutrientes o mostrar los riesgos de contaminación o eutrofización a nivel macro, continental, a cuencas y sub-cuencas. Estos instrumentos son herramientas modernas para la GIRH y representan las áreas donde hay mayor probabilidad de inundaciones, sequías o la condición que impida cumplir con una normativa en parámetros tales como nutrientes o contaminantes.

Los mapas de riesgos identifican y jerarquizan riesgos de eventos extremos debidos al cambio climático, tales como inundaciones o sequías (Tkhillava, 2015) o contaminación, representados en forma geográficamente referenciada. Estos mapas son utilizados por instituciones que generan indicadores globales (Gassert, 2013) y también aplicados exitosamente en Europa por las agencias ambientales (European Environmental Agency, 2010) y en otras cuencas a nivel mundial.

### 4.2. Sistemas de apoyo a las decisiones

Los monitoreos, basados en sistemas de apoyo a las decisiones o *decision support systems* (DSS) (Flügel, 2010), son una herramienta recomendable para gestión de cuencas. Sirven para el nivel de gestión de la organización y ayudan a tomar decisiones en escenarios que pueden estar cambiando rápidamente y cuyos resultados no pueden ser anticipados con facilidad (IWA WaterWiki). Se sustentan sobre la base de programas informáticos tales como

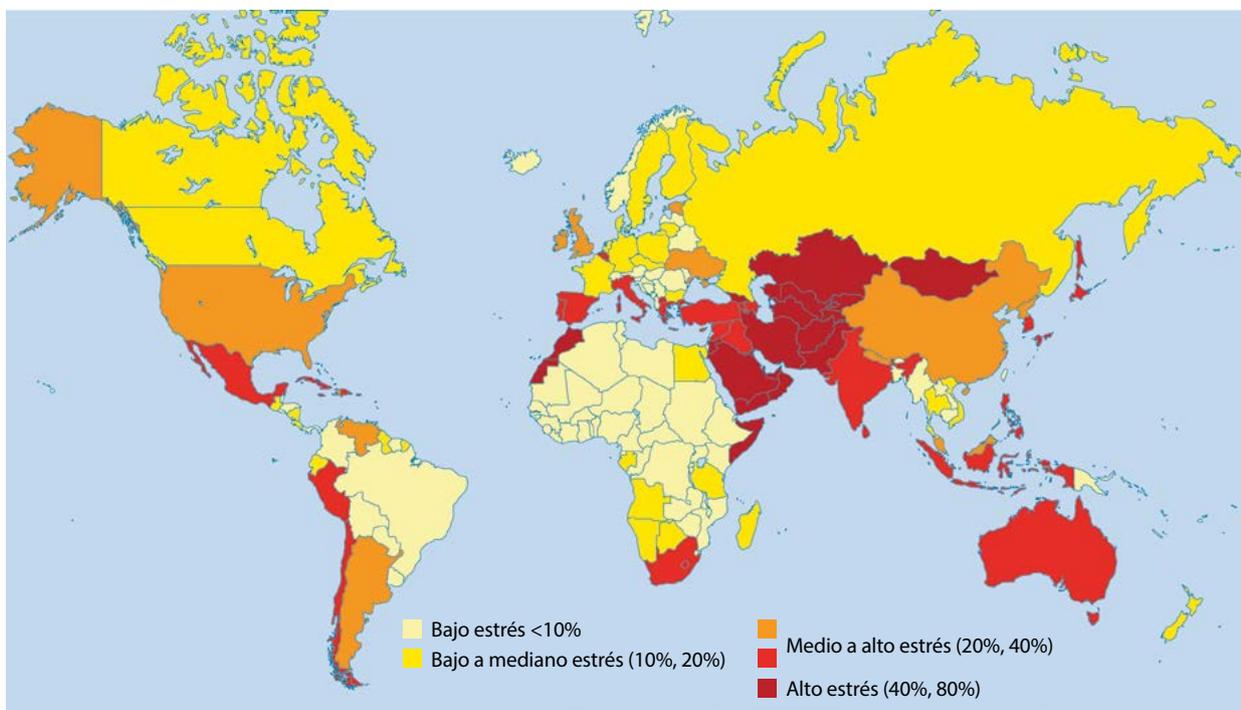


Figura 1. Indicador de estrés hídrico en el mundo. Modificado de Aqueduct, World Resources Institute, WRI, 2013.

BASINS (Better Assessment Science Integrating point & Non-point Sources), utilizado en Estados Unidos, en tanto en Europa también se desarrollan sistemas similares para implementar la Directiva Marco del Agua.

Las DSS basadas en el conocimiento permiten gestionar el suministro del recurso agua y mejorar la eficiencia de la energía hacia sistemas de bombeo usados para distribución del agua, para satisfacer ambas demandas esperadas. Comprenden el ciclo del agua desde una perspectiva de gestión.

Estos sistemas se basan en tecnologías de la información (TIC) y mapas de riesgos para presentar a los generadores de políticas y a las empresas potabilizadoras las consecuencias de inundaciones, por ejemplo, pero son expandibles con análisis de contaminación de agua y permiten de esa manera localizar la ubicación de las tomas de agua más vulnerables al ingreso de sustancias peligrosas o bacterias. Además de los mapas de riesgos se incluyen también los de energía, recursos energéticos, combustibles, telecomunicaciones, redes, aspectos financieros, seguridad alimentaria, cuidado de la salud, transportes, etcétera, que pueden ser afectados durante una inundación (Kwiecień y Walczykiewicz, 2015).

### 4.3. Monitoreos ambientales

En este contexto, los monitoreos sirven para diagnosticar el estado de situación de los recursos, dar continuidad al control y a la investigación científica, evaluar la marcha de las acciones emprendidas, y decidir las nuevas actividades a fin de disminuir los riesgos de afectar la biodiversidad y la disponibilidad del agua para fines económicos y sanitarios. Ejemplos de estas aplicaciones se encuentran en los programas de monitoreo de la biodiversidad en el Río Rín (Senckenberg, 2015).

### 4.4. Eco-innovación

Las políticas ambientales para tender a la sostenibilidad se apoyan no solo en tratados internacionales y en la cooperación,

sino también en empresas eco-innovadoras (Ekins, 2010). Algunas de las tecnologías innovadoras implican el reúso del agua mediante métodos de depuración especiales (tecnologías de oxidación avanzada, reactores biológicos de membrana de ultrafiltración para remoción de contaminantes químicos y microbiológicos convencionales y emergentes) y la conservación y el ahorro de agua, como en el caso de la cosecha de agua de lluvia.

### 4.5. Tecnologías inteligentes

El vínculo entre las tecnologías de la información y las comunicaciones (TIC) y la gestión del agua se evidencia en *Smart Water*, un término que abarca metodologías robustas, prácticas y accesibles económicamente para gestionar el agua y que se apoya en el acceso a grandes bases de datos o *big data*. Las formas de implementarlo pueden incluir desde medidores de agua inteligentes hasta aplicaciones virtuales y sistemas informáticos de apoyo a las decisiones (Savić, et al., 2014).

### 4.6. Nuevas tendencias en indicadores

A nivel macro se podría aplicar el concepto de la huella de agua, un indicador del uso del agua en relación al consumo definido como el volumen de agua necesario para la producción de bienes y servicios consumidos por los habitantes de un país (Hoekstra y Chapagain, 2007).

El comercio del agua virtual permite diferenciar entre niveles locales, regionales y globales y vincularlos a la GIRH. Para efectuar una gestión ambiental sostenible del agua en América Latina y el Caribe se deben cuantificar los recursos y evaluarlos en forma exhaustiva (Mekonnen, et al., 2015). También es necesario realizar la evaluación de la porción recuperable en forma de reúso de agua y la dependencia de sus múltiples usuarios para generar políticas de gestión de recursos hídricos. Estas herramientas han demostrado ser útiles para informar las decisiones estratégicas que puedan afectar el uso del agua porque conllevan información sobre sostenibilidad hidrológica

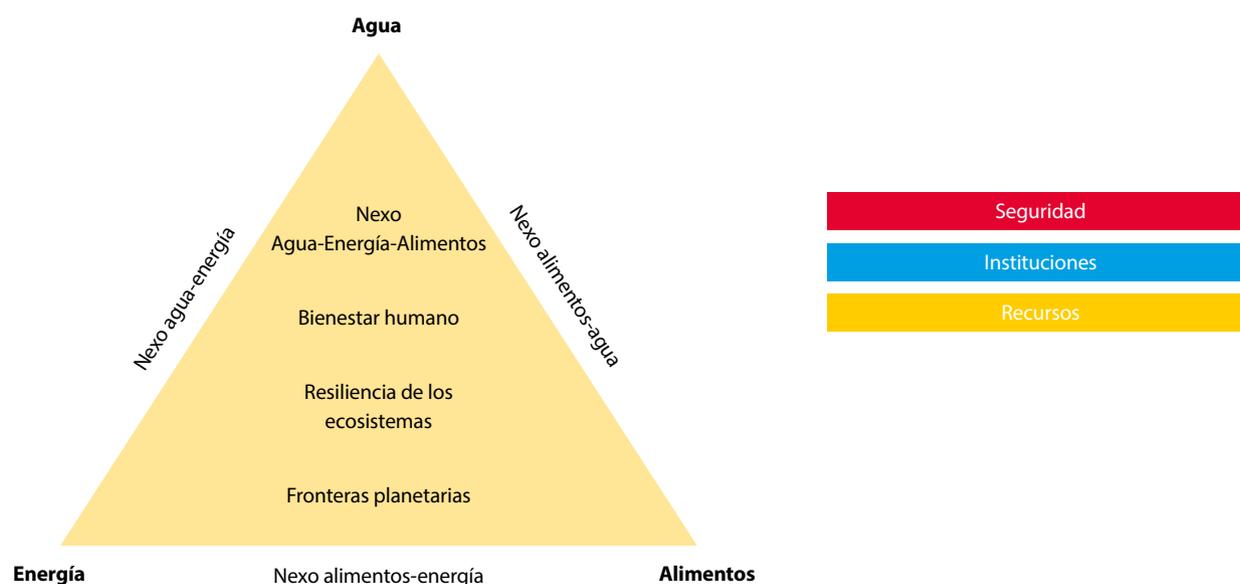


Figura 2. Enfoque del nexo entre agua, energía y alimentos, y sus interrelaciones. Modificado de Scott, et al., 2015.

y prioridades políticas en cuanto a comercio, desarrollo económico y bienestar social (Chapagain y Tickner, 2012).

Los mapas de riesgos globales, según Gassert et al. (2013a), muestran la distribución del indicador de estrés hídrico a nivel mundial (Figura 1).

Hay otros indicadores, tales como los de reconocimiento de sequía (RDI por su sigla en inglés), que pueden ser utilizados para evaluar cambio climático y acoplar este concepto a la GIRH (Shokoohi y Morovati, 2015). También se ha desarrollado un conjunto de indicadores ecológicos que permiten evaluar la integridad del ecosistema (Parr, et al., 2015).

De acuerdo a Brand (2012), la «economía verde» falla al no tener en cuenta las restricciones políticas, económicas y culturales pero es atractiva para actores socioeconómicos y para capitales financieros que ven la protección ambiental como un campo de inversión nuevo.

Recientemente, se alude a los enfoques adaptativos que vinculan el nexo agua-energía-alimentos, concepto adoptado por complejas cadenas de suministro mundial para gestión de riesgos, para evaluar estratégicamente las decisiones que puedan afectar los compromisos competitivos en forma interrelacionada entre agua, energía y alimentos y, especialmente, en la situación actual de cambio climático (Scott, et al., 2015) (Figura 2).

De acuerdo a Petersen-Perlman et al. (2012), la seguridad del agua es la disponibilidad del agua dulce en la correcta cantidad y calidad, en todo momento, para sistemas dependientes, como prerrequisito para la seguridad humana y ambiental y el crecimiento económico. En especial, es un desafío en el caso de los recursos de agua transfronterizos. En su análisis sobre gestión de cuencas e institucionalidad, estos autores argumentan que los sistemas con alta capacidad institucional y baja tasa de cambio tienen más probabilidad de poseer resiliencia hidropolítica.

En esta línea de pensamiento, dado que las áreas urbanas son consumidoras de materiales y energía, se pueden aplicar evaluaciones estratégicas con técnicas tales como el Análisis de Sistemas Multisectorial para estimar los flujos de recursos entrantes, circulantes y salientes (nutrientes, agua y energía), incluyendo el estudio de sinergias, antagonismos y beneficios económicos de las tecnologías innovadoras para su correcta selección.

## 5. Discusión

Algunos autores tales como Leendertse et al. (2008) opinan que desde el punto de vista ecosistémico si el proceso es «top-down», con poco involucramiento de grupos de interés, los cambios no se verán, teniendo en cuenta, además, que el medio ambiente es el que menos se considera cuando se tratan las políticas de gestión del agua.

En países en desarrollo existe una falta de armonización de tecnologías de la información y sistemas georreferenciados, pero esto puede ser solucionado; Tailandia, por ejemplo, se basó en tecnología «open-source» para publicar los datos hidrometeorológicos en internet.

Como se menciona en la sección 4, otras tecnologías a implementar son los sistemas de apoyo a las decisiones. La utilidad de las DSS para su uso en la GIRH se evidencia en las ventajas que otorga a la hora de tomar decisiones estratégicas con respecto a las mejores opciones técnicas. Aydin et al. (2015) presentan un caso de aplicación en el que un sistema de distribución de agua fue evaluado por

medio de técnicas computacionales en base a índices de sostenibilidad, utilizando la confiabilidad, la resiliencia y la vulnerabilidad como criterios de desempeño que se hicieron visibles en forma de diagramas para facilitar la lectura por los tomadores de decisiones.

El concepto de huella hídrica o huella del agua, «*water footprint*» en inglés, fue introducido por Hoekstra (2003) y posteriormente desarrollado por Hoekstra y Chapagain (2007) para proveer un marco para analizar el vínculo entre el consumo humano y la apropiación del agua dulce global. La huella de agua azul refiere al volumen de agua superficial y subterránea consumida (evaporada) como resultado de la producción de un producto (Mekonnen y Hoekstra, 2011). Según Gassert et al. (2013a, 2013b), en cuanto a disponibilidad de aguas azules Uruguay aparece en un lugar privilegiado en el contexto internacional, pero el indicador de riesgos de inundaciones es alto. El indicador de estrés hídrico basal preliminar desarrollado por estos autores ubica a las cuencas de Uruguay en el puesto 121. Este puesto se obtiene en base al cálculo que considera el total anual de uso del agua como un porcentaje del disponible anual de aguas azules; en la escala los valores más altos indican la competencia mayor entre usuarios, con un puntaje de 0.86 (desviación estándar 0.91) para Uruguay, equivalente a bajo estrés, tendiente a mediano.

Algunos conceptos como el de la huella de agua tampoco están tan lejos de nuestra realidad; de hecho, fue aplicado por Mekonnen et al. (2015) para la región de América Latina y el Caribe, incluyendo a Uruguay, por lo cual a futuro se puede constituir en un factor determinante a la hora de exportar nuestras *commodities*, es decir, nuestros productos básicos y sin gran valor agregado.

Los indicadores de sostenibilidad están siendo desarrollados por equipos de investigadores nacionales para evaluar el impacto de actividades productivas tales como las agropecuarias por pastoreo o en forma confinada (Modernel, et al., 2013). Es posible continuar refinando los estudios introduciendo conceptos ecológicos tales como la distribución de la sensibilidad de las especies acuáticas o terrestres a determinado nivel de contaminación (*Species sensitivity distributions*, SSDs), que a su vez se pueden incorporar en evaluaciones de riesgos (Míguez, 2013) y así comparar los riesgos de introducir un tratamiento por pesticidas, por ejemplo.

## 6. Conclusiones y recomendaciones

A nivel nacional las estructuras legal e institucional ya existen y actualmente están en proceso de implementación las prácticas que permitan ser más eficientes en la ejecución de proyectos. La asignación de recursos nacionales debería encaminarse a fortalecer este proceso, así como a generar herramientas de integración de la información existente, tales como bases de datos robustas que sean de fácil acceso a los investigadores, tomadores de decisión y el público en general. El sistema nacional todavía presenta algunos problemas de comunicación entre las instituciones, pero hay un avance sustancial en este sentido con respecto a años anteriores.

Gestionar bien los recursos hídricos beneficia tanto al ser humano como a la naturaleza, de modo que la Gestión Integrada de Recursos Hídricos debería proveer soluciones. La razón por la cual es necesario generar proyectos demostrativos a nivel de

una cuenca, como los proyectos de demostración en cuencas, es que las acciones concretas e innovadoras de gestión, herramientas y tecnología construyen confianza para que los tomadores de decisiones basen sus políticas nacionales y su planeamiento en la seguridad de que el sistema funcionará. Acoplar los planes de monitoreo a la estructura de las comisiones de cuencas y comités regionales permite nutrir a las partes interesadas con la información de quienes la manejan más directamente, y destinar recursos del país a la generación de proyectos alineados con las necesidades que surjan de estos foros.

La implementación de las políticas y la gestión se debería basar en cifras, datos y hechos. Lo cual alude, en definitiva, a concretar el espíritu de la Ley 18.610 (Uruguay, 2009), en cuanto al acceso público a bases de datos actualizados continuamente como gran desafío a lograr en los próximos años. Asimismo, supone informar las decisiones por medio de evaluaciones de riesgos y tecnologías de modelación, aplicaciones de las TIC a la gestión del agua, e indicadores de sostenibilidad y de la huella de agua, para bien del ambiente, el comercio internacional, la salud de la comunidad y el progreso de nuestro país.

## 7. Referencias

- Anzaldi, G. Rubion, E., Corchero, A., Sanfeliu, R., Domingo, X., Pijuan, J., Tersa, F., 2014. Towards an Enhanced Knowledge-based Decision Support System (DSS) for Integrated Water Resource Management (IWRM). 16th Water Distribution System Analysis Conference, WDSA2014 Urban Water Hydroinformatics and Strategic Planning. En: *Procedia Engineering*, 89, pp.1097–1104.
- Aven, T. y Renn, O., 2009. On risk defined as an event where the outcome is uncertain. En: *Journal of Risk Research*, 12(1), pp.1-11.
- Aydin, N.Y., Zeckzer, D., Hagen, H. y Schmitt, T., 2015. A decision support system for the technical sustainability assessment of water distribution systems. En: *Environmental Modelling & Software*, 67, pp.31-42.
- Brand, U., 2012. Green economy – The next oxymoron? No lessons learned from failures of implementing sustainable development. En: *GAIA Ecological Perspectives for Science and Society*, 21(1), pp.28-32.
- Chapagain, A.K. y Tickner, D., 2012. Water footprint: help or hindrance? En: *Water Alternatives*, 5(3), pp.563-581.
- Díaz Ortiz, J.E. y Freire Delgado, B., 2008. Manejo del recurso hídrico en culturas precolombinas [En línea]. En: *EIDENAR*, 7. [Consulta: 15 de noviembre de 2015]. Disponible en: <http://revistaeidenar.univalle.edu.co/revista/ejemplares/7/j.htm>.
- DINAGUA, 2012. Regionalización y correlaciones de parámetros hidrológicos [En línea]. Montevideo: MVOTMA. [Consulta: 7 de setiembre de 2012]. Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/ciudadania/item/10003084-regionalizaci%C3%B3n-y-correlaci%C3%B3n-de-par%C3%A1metros-hidrol%C3%B3gicos.html>
- Dirección Nacional de Hidrografía, 2015. Disponible en: <http://www.puertosdeportivos.com.uy/dnh/index.php>
- Duek, A.E. y Comellas, E.A., 2011. Ordenamiento territorial y gestión integrada de los recursos hídricos: dos políticas implementadas en Argentina. En: *Tiempo y Espacio*, 26, pp.153-170.
- Ekins, P., 2010. Eco-innovation for environmental sustainability: concepts, progress and policies. En: *International Economy and Economical Policy*, 7, pp.267–290.
- European Environmental Agency, 2010. *Exceedance of critical loads for eutrophication due to the deposition of nutrient nitrogen in 2010* [En línea]. [s.l.]: EEA. [Consulta: 21 de octubre de 2015]. Disponible en: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/exceedance-of-critical-loads-for-eutrophication-due-to-the-deposition-of-nutrient-nitrogen-in-2010>
- Flügel, W.-A., 2009. Applied geoinformatics for sustainable IWRM and climate change impact analysis. En: *Technology, Resource Management & Development*, 6, pp. 57-85.
- Gassert, F., Landis, M., Luck, M., Reig, P. y Shiao, T., 2013a. *Aqueduct global maps 2.0. Working Paper* [En línea]. Washington: World Resources Institute. [Consulta: 24 de febrero de 2015]. Disponible en: <http://www.wri.org/publication/aqueduct-metadata-global>.
- Gassert, F., Reig, P., Luo, T. y Maddocks, A., 2013b. *Aqueduct country and river basin rankings: a weighted aggregation of spatially distinct hydrological indicators. Working paper* [En línea]. Washington: World Resources Institute. [Consulta: 24 de febrero de 2015]. Disponible en: <http://wri.org/publication/aqueduct-country-river-basin-rankings>.
- Global Water Partnership, 2012. *The enabling environment (A)* [En línea]. Stockholm: GWP [Consulta: 14 de febrero de 2015]. Disponible en: <http://www.gwp.org/en/ToolBox/TOOLS/The-Enabling-Environment/>
- Global Water Partnership Technical Advisory Committee (TAC), 2000. *Integrated water resource management*. Stockholm: GWP. (TAC Background Papers No. 4).
- Gómez, A.A., Rodríguez, L.B. y Vives, L.S., 2010. The Guarani Aquifer system: estimation of recharge along the Uruguay–Brazil border. En: *Hydrogeology Journal*, 18, pp.1667–1684.
- Grigg, N.S., 2008. Integrated water resources management: balancing views and improving practice. En: *Water International*, 33(3), pp.279-292.
- Hoekstra, A.Y. (ed.), 2003. *Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*, Delft, The Netherlands, 12-13 December 2002, Value of Water Research Report Series No.12, IHE, Delft, the Netherlands.
- Hoekstra, A.Y. y Chapagain, A.K., 2007. Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. En: *Journal of Water Resources Management*, 21, pp.35–48.
- Iza, A. y Stein, R. (eds), 2009. *RULE – Reforming water governance*. Gland: IUCN.
- Kwiecień, M. y Walczykiewicz, T., 2015. Decision Support System for flood protection of critical infrastructure facilities based on water intake map. En: *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(4), pp.1649-1657.
- Leendertse, Kees, Mitchell, Steve y Harlin, Joakim, 2008. IWRM and the environment: a view on their interaction and examples where IWRM led to better environmental management in developing countries. En: *Water SA*, 34(6), pp.691-698.
- Lofrano, G., Brown, J. y De Feo, G., 2012. Water pathways through the ages: from early aqueducts to next generation of wastewater treatment plants. En: Sharma, S.K. y Sanghi, R., (eds). *Advances in water treatment and pollution prevention*. Rotterdam: Springer. pp.37-54.
- Mekonnen, M. M. y Hoekstra, A.Y., 2011. The green, blue and

- grey water footprint of crops and derived crop products. En: *Hydrology and Earth Systems Science*, 15, pp.1577-1600.
- Mekonnen, M.M., Pahlow, M., Aldaya, M.M., Zarate, E. y Hoekstra, A.Y., 2015. Sustainability, efficiency and equitability of water consumption and pollution in Latin America and the Caribbean. En: *Sustainability*, 7, pp.2086-2112.
- Míguez, D., di Candia, C., Baklayan, P., Agüero, S., Hourdebaigt, R., Massa, E. y Carrión R., 2001. Composición típica de las aguas subterráneas del Uruguay por provincias hidrogeológicas. En: *AOAC International. IV Simposio y Exposición de la Sección de América Latina y el Caribe de AOAC International: desafíos analíticos para el nuevo milenio*. Montevideo: AOAC Internacional pp.1-10.
- Míguez, D., 2013. *Integrated risk assessment of endocrine disruptors in the Uruguay River* [En línea]. Cranfield: Cranfield Water Science Institute, School of Applied Sciences, Cranfield University, Reino Unido. (Tesis de doctorado). Disponible en: <https://dspace.lib.cranfield.ac.uk/handle/1826/8201>
- Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Dirección Nacional de Aguas, 2011. *Hacia un plan de gestión integrada de recursos hídricos. Agenda para la acción* [En línea]. [Consulta: 2 de marzo de 2015]. Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/component/k2/item/10002981.html?Itemid=100185>
- Modernel, P., Astigarraga, L. y Picasso, V., 2013. Global versus local environmental impacts of grazing and confined beef production systems. En: *Environmental Research Letters*, 8(3), 035052.
- Naciones Unidas, 2003. *Gestión integrada de recursos hídricos (GIRH). Decenio internacional para la acción* [En línea]. [s.l.]: UN. [Consulta: 14 de febrero de 2014]. Disponible en: <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/iwrm.shtml>.
- Naciones Unidas, 2012. *The UN-Water status report on the application of integrated approaches to water resources management* [En línea]. [s.l.]: UN. [Consulta: 17 de febrero de 2014]. Disponible en: [http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/un\\_water\\_status\\_report\\_2012.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/un_water_status_report_2012.pdf)
- Naciones Unidas, 2014a. *A post-2015 global goal for water: synthesis of key findings and recommendations from UN-Water* [En línea]. [s.l.]: UN. [Consulta: 17 de febrero de 2014]. Disponible en: [http://www.unwater.org/fileadmin/user\\_upload/unwater\\_new/docs/Topics/UN-Water\\_paper\\_on\\_a\\_Post-2015\\_Global\\_Goal\\_for\\_Water.pdf](http://www.unwater.org/fileadmin/user_upload/unwater_new/docs/Topics/UN-Water_paper_on_a_Post-2015_Global_Goal_for_Water.pdf)
- Naciones Unidas, 2014b. *Agua y energía. Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo 2014* [En línea]. [s.l.]: UN. [Consulta: 26 de enero de 2014]. Disponible en: <http://unesdoc.unesco.org/images/0022/002269/226961S.pdf>
- Naciones Unidas, 2015. *UN-water's recommendations for a global goal on water* [En línea]. [s.l.]: UN. [Consulta: 20 de febrero de 2015]. Disponible en: <http://www.unwater.org/topics/water-in-the-post-2015-development-agenda/news-and-updates/en/>
- Novel Integrated Water NOVIWAM. Proyecto (<http://www.redotriandalucia.es/catalog/novel-integrated-wat-68/>)
- Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD), Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa. *Integrated Water Resources Management in Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia, European Union Water Initiative National Policy*, 2014. *Dialogues progress report 2013* [En línea]. New York: UN. [Consulta 20 de febrero de 2015]. Disponible en: [http://www.unecp.org/fileadmin/DAM/env/water/publications/NPD\\_IWRM\\_study/ECE\\_MP.WAT\\_44\\_en.pdf](http://www.unecp.org/fileadmin/DAM/env/water/publications/NPD_IWRM_study/ECE_MP.WAT_44_en.pdf)
- Parr, T. B., Cronan, C.S., Danielson, T.J., Tsomides, L. y Simon, K.S., 2016. Aligning indicators of community composition and biogeochemical function in stream monitoring and ecological assessments. En: *Ecological Indicators*, 60, pp.970-979.
- Petersen-Perlman, J.D., Veilleux, J.C., Zentneer, M. y Wolf, A.T., 2012. Case studies on water security: analysis of system complexity and the role of institutions. En: *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 149, pp.4-12.
- Porto, M.F.A. y La Laina Porto, R., 2008. Gestão de bacias hidrográficas. En: *Estudos avançados*, 22(63), pp.43-59.
- Presidencia de la República Oriental del Uruguay, 2013. *PLANAGUA. Gobierno apoya gestión participativa de recurso hídrico y conciencia colectiva de su uso* [En línea]. Montevideo: Presidencia de la República. [Consulta: 17 de febrero de 2014]. Disponible en: <http://presidencia.gub.uy/comunicacion/comunicacionnoticias/planagua-gobernanza-dinagua-mvotma-gonzalez>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2014. *Towards integrated water resources management: international experience in development of river basin organization* [En línea]. Amarat: UNETP. [Consulta: 13 de noviembre de 2015]. Disponible en: <http://www.unep.org/disastersandconflicts/portals/155/countries/Sudan/pdf/SudanWRM.pdf>
- Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos. Secretaría del Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos. División de Ciencias del Agua, UNESCO, Naciones Unidas, 2014. *Agua y energía. Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2014* [En línea]. Perugia: UNESCO. [Consulta: 21 de enero de 2015]. Disponible en: <http://unesdoc.unesco.org/images/0022/002269/226961S.pdf>
- Real Academia Española, 2001. *Diccionario de la lengua española* [En línea]. 22ª ed., con agregados hasta 2012. Madrid: RAE. [Consulta: 24 de junio de 2015]. Disponible: <http://lema.rae.es/drae/?val=gobernza>.
- Rossi, G., 2015. Achieving ethical responsibilities in water management: A challenge. En: *Agricultural Water Management*, 147, pp.96-102.
- Santos Pereira, L., Cordery, I. y Iacovides, I., 2009. *Coping with water scarcity. Addressing the challenges*. Rotterdam: Springer.
- Saravia, M, Panizza, A. y González, D., 2014. *Consejos regionales de recursos hídricos y comisiones de cuencas y acuíferos*. (Presentación en ppt de la sesión de COASAS para difusión del Informe Anual de actividades de la Dirección Nacional de Aguas, Período 2013-2014).
- Savić, D, Vamvakieridou-Lyroudia, L. y Kapelan, Z, 2014. Smart meters, smart water, smart societies: The iWIDGET Project. En: *Procedia Engineering*, 89, pp.1105-1112.
- Scott, C.A., Kurian, M. y Wescoat Jr, J.L., 2015. *The water-energy-food nexus: enhancing adaptive capacity to complex global challenges*. Chapter 2. En: Kurian, M. y Ardakanian, R., (eds.). *Governing the Nexus*. Rotterdam: Springer.
- Senckenberg Research Institute and Natural History Museum Frankfurt, 2015. [Consulta: 21/10/2015]. Disponible en: [http://www.senckenberg.de/root/index.php?page\\_id=71&PHPSESSID=digq5mfchvnrfrcha0ge7pik2](http://www.senckenberg.de/root/index.php?page_id=71&PHPSESSID=digq5mfchvnrfrcha0ge7pik2).
- Shokoohi, A. y Morovati, R., 2015. Basinwide comparison

- of RDI and SPI within an IWRM framework. En: *Water Resources Management*, 29(6), pp.2011-2026.
- Szreter, S., 1997. Economic growth, disruption, deprivation, disease, and death: On the importance of the politics of public health for development. En: *Population and Development Review*, 23(4), pp.693-728.
- Tkhilava, N., 2015. Importance of integrated water resources management in flood and flash flood management. En: *American Journal of Environmental Protection*, 4(3-1), pp.8-13.
- Uruguay. Poder Legislativo, 2004. *Constitución de la República. Constitución 1967 con las modificaciones plebiscitadas el 26 de noviembre de 1989, el 26 de noviembre de 1994, el 8 de diciembre de 1996 y el 31 de octubre de 2004* [En línea]. Montevideo: Poder Legislativo. [Consulta: 27 de febrero de 2015]. Disponible en: <http://www.parlamento.gub.uy/constituciones/const004.htm>.
- Uruguay. Ley 18.610, de 02 de octubre de 2009. *Diario Oficial*, 28 de octubre de 2009, No. 27845, p.1038.
- Uruguay. Decreto 349/005, de 21 de setiembre de 2005. *Diario Oficial*, 3 de octubre de 2005, p.700.
- Water Economic Forum, 2015. *The global risks report 2015* [En línea]. 10ª ed. Geneva: WEF. [Consulta: 26 de febrero de 2015]. Disponible en: <http://www.weforum.org/reports/global-risks-report-2015>
- While, M., 2015. The Industrial Revolution. Georgian Britain. The British Library. [Consulta: 23/2/2015]. Disponible en: <http://www.bl.uk/learning/histcitizen/georgians/industrial/industrialisation.html>.
- World Health Organization, 2004. *International Programme on Chemical Safety, IPCS risk assessment terminology* [En línea]. Geneva: WHO. (IPCS harmonization project; document N° 1). pp.13. [Consulta: 6 de octubre de 2015]. Disponible en: <http://www.who.int/ipcs/methods/harmonization/areas/ipcsterminologyparts1and2.pdf?ua=1>.



# ÍNDICE DE AUTORES

---

Alcántara, Ignacio . . . . .	23
Alonso, Jimena . . . . .	56
Aubriot, Luis . . . . .	9
Baklayan, Patricia . . . . .	49
Bonilla, Sylvia . . . . .	9
Brena, Beatriz . . . . .	9
Britos, Anamar . . . . .	9
Calliari, Danilo . . . . .	23
Carballo, Carmela . . . . .	23
Carnikian, Agustín . . . . .	49
Castiglioni, Enrique . . . . .	64
Cea, Jacqueline . . . . .	23
Chalar, Guillermo . . . . .	9
Chreties, Christian . . . . .	40, 56
Crisci, Magdalena . . . . .	40, 56
De León, Lizet . . . . .	9
Egaña, Eduardo . . . . .	64
Espínola, Julio . . . . .	49
Evia, Gerardo . . . . .	64
Ferrari, Graciela . . . . .	23
Galiotta, Giovanni . . . . .	64
González-Piana, Mauricio . . . . .	9
Gravier, Ana . . . . .	9
Haakonsson, Signe . . . . .	9
Kruk, Carla . . . . .	23
Laporta, Martín . . . . .	64
Martigani, Fátima . . . . .	9
Martínez de la Escalera, Gabriela . . . . .	9, 23
Míguez, Diana . . . . .	23, 71
Nardo, Daniela . . . . .	64
Nogueira, Lucía . . . . .	23
Núñez Chichet, María Eugenia . . . . .	64
Piccini, Claudia . . . . .	9, 23
Pérez, Macarena . . . . .	9
Saona, Gustavo . . . . .	49
Segura, Angel . . . . .	23
Silveira, Luis . . . . .	40, 56
Simoens, Macarena . . . . .	23
Somma, Andrea . . . . .	9
Spósito, Martín . . . . .	49
Usera, Gabriel . . . . .	56
Vico, Paula . . . . .	23
Vidal, Leticia . . . . .	9

# ÍNDICE TEMÁTICO

---

## A

ADN . . . . .	12, 14, 26, 27,
Agua dulce . . . . .	9, 19, 24, 50, 71, 72, 78
Agua potable . . . . .	10, 16, 18, 20, 22, 34, 51, 68, 69, 71, 72, 73, 74, 75, 76
Aminometilfosfónico . . . . .	65
Arroz . . . . .	40, 41, 42, 43, 44, 46, 65, 69

## B

Biodiversidad . . . . .	20, 24, 40, 64, 72, 77
Bioindicadores . . . . .	50
Biomasa . . . . .	9, 10, 11, 14, 17, 20, 22, 30, 34, 35
Bioensayos . . . . .	49, 50, 51, 52, 53, 54

## C

Cambio climático . . . . .	10, 16, 40, 41, 73, 74, 76, 78
Caudal máximo. . . . .	45
CCA . . . . .	27, 30, 32
Cianobacterias . . . . .	9-30, 32, 34, 35, 36, 37, 38
Cianotoxinas . . . . .	9, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 17, 18, 19, 23, 24
Cilindrospermopsina . . . . .	9, 11, 12, 13, 16
Cipermetrina . . . . .	54, 65
Clorofila a . . . . .	9, 10, 11, 12, 13, 19, 23, 24, 26, 27, 28, 30, 31, 32, 34, 35
Clorpirifos . . . . .	65
CMA . . . . .	23, 28, 30, 32, 33, 34, 35
Cnesterodon decemmaculatus. . . . .	49, 50, 51, 52, 53, 54, 55
Colonia . . . . .	16, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 41
Contaminación . . . . .	19, 34, 53, 54, 65, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78
Coumaphos . . . . .	65
Cyprinidae. . . . .	50

## D

Dicromato de potasio. . . . .	49, 51, 52, 53
Dodecilsulfato sódico. . . . .	49, 51, 52, 53
Durazno . . . . .	41, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63

## E

ELISA . . . . .	11, 12, 13, 14, 16, 64, 65, 66, 67, 68, 69
Endosulfán . . . . .	65
Estuario Río de la Plata . . . . .	23
Eutrofización . . . . .	9, 10, 16, 18, 19, 21, 22, 37, 38, 69, 76
Evaluación ecotoxicológica . . . . .	49, 53, 54

## F

Fitoplancton . . . . .	9, 10, 11, 12, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 24, 26, 27, 28, 30, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 50
------------------------	---

## G

Gestión integrada de recursos hídricos. . . . .	71, 73, 78, 80
GIRH. . . . .	71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 80
Glifosato . . . . .	64, 65, 66, 67, 68, 69

## H

Herbicida glifosato . . . . .	64
Hidrogramas . . . . .	45, 46, 47, 59

Hidrología . . . . .	10, 16, 47, 56, 63
HPLC . . . . .	11, 13, 24, 27, 30, 32, 37, 65
Huella de agua . . . . .	77, 78, 79
<b>I</b>	
Indicadores . . . . .	9, 10, 11, 12, 14, 15, 16, 17, 23, 24, 27, 30, 32, 33, 34, 35, 45, 46, 50, 72, 73, 76, 77, 78, 79
Inundaciones . . . . .	40, 56, 57, 60, 61, 62, 74, 76, 77, 78
<b>L</b>	
Laguna de Rocha . . . . .	18, 64, 65, 67, 69, 70
<b>M</b>	
Microcistina . . . . .	9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 21, 22, 24, 26, 27, 29, 30, 31, 32, 34, 35
Microcystis . . . . .	10, 14, 16, 17, 19, 20, 23, 24, 28, 30, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38
Modelación hidrológica . . . . .	40, 48, 56, 57
Modelo MGB-IPH. . . . .	40, 41, 42, 43, 44, 47
Montevideo . . . . .	9, 11, 12, 17-22, 25, 27-30, 34, 36, 37, 38, 41, 47-49, 51, 53, 54, 62, 64, 69, 70, 75, 79-81
Muestreo. . . . .	19, 20, 23, 24, 25, 26, 28, 29, 30, 34, 36, 65, 66, 67, 68, 69
<b>P</b>	
Peces . . . . .	50, 51, 53, 54, 64, 65
Pimephales promelas. . . . .	49, 50, 52, 53, 54
Plaguicidas . . . . .	64, 65, 70
Poecilidae . . . . .	50
Precipitación . . . . .	41, 42, 44, 57, 58, 59, 0, 1
Precipitaciones. . . . .	60, 65, 66
Punta del Este. . . . .	23, 25, 27, 28, 29, 30, 34, 35
<b>Q</b>	
qPCR . . . . .	12, 14, 24, 26, 30, 32, 33
<b>R</b>	
Recursos hídricos . . . . .	71, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80
Río Cuareim . . . . .	40, 41, 42, 44, 45, 46, 47, 48
Río de la Plata. . . . .	9, 10, 11, 12, 14, 15, 16, 20, 23, 24, 25, 27, 28, 33, 34, 36, 37, 38, 54, 60, 75, 76
Río Negro . . . . .	9, 10, 12, 13, 14, 15, 17, 19, 20, 37, 41
Río Uruguay. . . . .	9, 10, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 27, 33, 34, 36, 38, 41, 65, 70, 75, 76
Río Yí . . . . .	56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63
<b>S</b>	
Salto. . . . .	15, 16, 18, 19, 20, 21, 23, 25, 27, 28, 29, 30, 34, 35, 36, 41
Saneamiento . . . . .	49, 50, 51, 52, 71, 72, 73, 74, 75
Saxitoxina . . . . .	9, 10, 11, 13, 16, 34, 36
Sensibilidad toxicológica . . . . .	49, 50
Sistema de Alerta Temprana . . . . .	56, 57, 59, 60, 61, 62
Sistemas límnicos . . . . .	9, 10
Sostenibilidad . . . . .	72, 73, 76, 77, 78, 79
Suelo . . . . .	10, 16, 21, 38, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 54, 57, 58, 62, 64, 65, 67, 69, 75
<b>T</b>	
Toxicidad. . . . .	9, 10, 22, 24, 32, 35, 49, 50, 52, 53, 54
<b>U</b>	
Uruguay . . . . .	9, 10, 13-25, 27, 33-38, 40, 41, 44, 47-50, 53, 54, 56, 57, 60, 62-65, 67-71, 75, 76, 78-81







ISO 9001:2008  
NRO. 15367



ISO 9001:2008  
NRO. 15367



LATU. Centro de Información Técnica  
Avda. Italia 6201, entrapiso. Montevideo - Uruguay  
Tel.: +[598] 2601 3724 int. 1350  
[ditec@latu.org.uy](mailto:ditec@latu.org.uy)  
<http://www.latu.org.uy>  
<http://ojs.latu.org.uy>