



REVISTA

BIOLOGÍA ACUÁTICA

ISSN 1668-4869

Contenido:

Efecto del stress por plomo en *Ludwigia peploides* e *Hydrocotyle ranunculoides*. Preferencias Cianobacterias productoras de 2-metilisoborneol en Corrientes (Argentina) // Tolerancia térmica de dos cíclidos neotropicales sudamericanos *Rocio octofasciata* (Regan, 1903) y *Australoheros facetus* (Jenyns, 1842) // La restauración de ecosistemas. Integración de los factores de presión ecológicos y socioeconómicos en los modelos conceptuales para una gestión adaptativa // Antropocentrismo débil y sostenimiento del sistema vital biosférico; perspectivas desde la filosofía ambiental

Efecto del stress por plomo en *Ludwigia peploides* e *Hydrocotyle ranunculoides*

SILVANA AUGUET¹, SILVANA ARREGHINI¹, ROBERTO JOSÉ MARÍA SERAFINI¹, ANA ARAMBARRI², ALICIA F. DE IORIO¹

¹ Cátedra de Química Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, C1417DSE, CABA

² Área de Botánica, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Calle 60 y 119, CC 31, (1900) La Plata

E-mail: auguet@agro.uba.ar

Abstract. Wetlands usually provide a natural mechanism to diminish the transport of toxic compounds to other compartments of the ecosystem by immobilizing heavy metals and storing them below ground in roots and/or soil. The aim of this study is to evaluate the Pb uptake and translocation into two aquatic plants - *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H. Ravenand and *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. - and to quantify potential histological changes by metal action. For this, an assay in greenhouse was carried out in summer (November to April). Lead, as $Pb(NO_3)_2$, was added to the sediments attaining concentrations of 300 μg Pb/g sediment (T300) and 900 μg Pb/g sediment (T900). These treatments were tested against controls without Pb addition and KNO_3 addition for quantifying nitrate effect (C300 and C900). The concentration of Pb was determined at root, stem, leaf, water and at different sediment fractions. Histological sections were prepared to determine morphometric parameters. More than 80% of Pb was associated with little mobile sediment fraction (organic matter-sulfide and oxides of Fe and Mn). Both species, *H. ranunculoides* and *L. peploides*, showed a significant increase in root Pb concentration at treatment with Pb addition ($p < 0.01$). Lead concentration of stem and leaf of *H. ranunculoides* increased at T300 treatments ($p < 0.05$ and $p < 0.01$, respectively) and T900 ($p < 0.01$) with respect to control treatments. An increase of Pb concentration in stem and leaf of *L. peploides* was only observed at T900 ($p < 0.01$). In polluted sediments, inner cortex cells of *H. ranunculoides* root showed less height ($p < 0.01$) and width ($p < 0.01$), and a decrease in porosity ($p < 0.05$) with loss of parenchymatous tissue was observed. The measured parameters of *L. peploides* were similar to control. Since reducing environments favour Pb immobilization, the decrease of parenchymatous tissue in *H. ranunculoides* could contribute to its retention in the rhizosphere. The absence of morphological alterations in *L. peploides* suggests that the studied phenotype could be tolerant to the assay conditions.

Keywords: phytoremediation, aquatic plants, lead, light microscopy, morphological alterations.

Resumen. La vegetación riparia provee mecanismos para la atenuación del transporte de contaminantes a otros compartimentos de los ecosistemas acuáticos, inmovilizando metales pesados en raíces y/o sedimentos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la tolerancia de dos plantas acuáticas nativas - *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H. Raven e *Hydrocotyle ranunculoides* L.f.- expuestas a dos concentraciones elevadas de plomo en sedimento, analizar la biodisponibilidad y partición del metal agregado, e identificar posibles alteraciones morfológicas en raíz. Se realizó un ensayo en invernáculo durante seis meses. Se llevaron a cabo dos tratamientos a los que se les agregó $Pb(NO_3)_2$ a fin de obtener una concentración de 300 μg Pb/g sedimento (T300) y 900 μg Pb/g sedimento (T900). Ambos tratamientos se contrastaron con sus respectivos controles (C300 y C900, sin la adición de metal pero con el agregado de KNO_3 a fin de contrarrestar el efecto del agregado de nitrato con la sal de Pb). Al finalizar el ensayo se determinó la concentración de Pb en raíz, tallo, hoja, agua y en las diferentes fracciones de sedimento. Se realizaron preparados histológicos para determinar parámetros morfométricos. En los tratamientos con agregado de Pb, el metal se asoció principalmente a las fracciones materia orgánica-sulfuros (42%) y óxidos de hierro y manganeso (40%), y en menor medida a las fracciones carbonatos (9-12%), residual (5-8%) e intercambiable (1-3%). El agregado de metal produjo un incremento significativo de la concentración de Pb en todas las estructuras, siendo la concentración promedio en raíz muy superior. En ambas especies

el agregado de metal produjo un incremento significativo de la concentración de Pb en la raíz ($p < 0,01$) respecto a los controles. En *L. peploides* sólo se observó un aumento en las concentraciones de Pb en el tallo y en la hoja en el tratamiento T900 ($p < 0,01$). Las concentraciones de Pb en tallo y hoja de *H. ranunculoides* aumentaron significativamente en los tratamientos T300 ($p < 0,05$ y $p < 0,01$, respectivamente) y T900 ($p < 0,01$ en ambas estructuras). En *L. peploides* los parámetros morfométricos medidos fueron semejantes en T900 con respecto a los tratamientos control. En *H. ranunculoides* para T900 se observó una disminución en el diámetro total de la raíz ($p < 0,01$) y de la rizodermis ($p < 0,05$). En los sedimentos contaminados con Pb las células de la corteza interna presentaron menor altura ($p < 0,01$) y ancho ($p < 0,01$) y se observó una disminución significativa en la porosidad de la raíz ($p < 0,05$). Esta pérdida de tejido aerenquimático podría ser una respuesta de la planta a la exposición al Pb, dado que la limitación en la pérdida de oxígeno radial contribuiría a la inmovilización del Pb en la rizósfera. Al presentar *L. peploides* la capacidad de internalizar elevados niveles de metales a nivel radicular sin evidenciar alteraciones morfológicas significativas, podría sugerirse la tolerancia de este fenotipo a las condiciones del ensayo.

Palabras Clave: Fitorremediación, plantas acuáticas, plomo, microscopía óptica, alteraciones morfológicas.

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de servicios de los ecosistemas y las constantes presiones ejercidas sobre ellos han llevado a su deterioro progresivo. Los cuerpos de agua, frecuentemente utilizados como sumidero de contaminantes, reciben una alta carga de metales tóxicos provenientes principalmente de la actividad industrial y de la escorrentía desde áreas urbanas o periurbanas (Nriagu & Pacina, 1988). En el Área Metropolitana de Buenos Aires, los ríos Matanza-Riachuelo y Reconquista muestran un elevado grado de contaminación por metales pesados (Arreghini *et al.*, 2007; de Cabo *et al.*, 2007; Iorio *et al.*, 2006; Magdaleno *et al.*, 2001; Salibián, 2006), ubicándolos entre los más contaminados del mundo (Black Smith Institute, 2007). Dentro de la gran variedad de contaminantes que reciben los cuerpos de agua, el plomo es uno de los que presenta mayor abundancia y distribución. Si bien la meteorización de rocas con elevado contenido de minerales de Pb puede constituir una fuente natural del metal (Kabata-Pendias, 2011; Xu *et al.*, 2014), en numerosas cuencas fluviales su origen se debe principalmente a la actividad humana, siendo la deposición atmosférica y la escorrentía desde áreas agrícolas o urbanas las vías de mayor incidencia (Merlo *et al.*, 2011; O'Geen *et al.*, 2010). En los fertilizantes fosforados el zinc, el plomo y el

cadmio suelen ser los metales presentes en mayor concentración (Franklin *et al.*, 2005; Martí *et al.*, 2002). En la Ciudad Autónoma de Buenos Aires el plomo es uno de los metales típicamente relacionados con la emisión de gases de los automotores, y podrían estar asociadas principalmente con el frenado y el desgaste de neumáticos (Fujiwara *et al.*, 2011).

En los cuerpos de agua superficiales la vegetación litoral cumple un rol fundamental en la dinámica de los contaminantes que ingresan por escorrentía. Numerosas plantas acuáticas tienen la capacidad de absorber y acumular metales pesados en su biomasa, o incluso de favorecer su retención en los sedimentos, principalmente a través de la generación de materia orgánica y de la modificación del pH y del potencial redox. En conjunto, estos factores disminuyen la movilidad ambiental de los metales, y por lo tanto contribuyen a controlar su biodisponibilidad (Kabata-Pendias, 2011).

Probablemente por tratarse de organismos sésiles, las plantas han desarrollado un amplio rango de mecanismos de resistencia que les permiten sobrevivir e incluso prosperar en ambientes altamente contaminados con metales pesados (Krzesłowska, 2011; Valea, 2011). La principal vía de captación de metales en plantas acuáticas arraigadas está representada por el sistema raíz/rizósfera, por lo que las estrategias de tolerancia basadas en la compartimentación

deberían tender a inmovilizar los metales en la biomasa subterránea previniendo de esta forma su transporte hacia las estructuras aéreas más sensibles.

Ludwigia peploides (Kunth) P.H. Raven e *Hydrocotyle ranunculooides* L.f. son dicotiledóneas acuáticas arraigadas al sedimento, con sus tallos y hojas extendidos sobre el agua (Lahitte y Hurrell, 1997). Son frecuentes en las márgenes de ríos y arroyos de la región, aunque más restringidas a ambientes con grado moderado a bajo de contaminación, en especial *L. peploides* (Basílico *et al.*, 2015; Cortelezzi *et al.*, 2013). La bibliografía acerca del comportamiento de estas plantas en ambientes contaminados por metales pesados es escasa (Gómez *et al.*, 2008; Romano *et al.*, 2016; Rosa *et al.*, 2014).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la tolerancia de dos plantas acuáticas nativas expuestas a dos concentraciones elevadas de Pb en sedimento, analizar la biodisponibilidad y partición del metal agregado, e identificar posibles alteraciones morfológicas en raíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Se realizó un ensayo de 18 semanas de duración (noviembre a abril) en invernáculo. Para ello, se recolectaron plantas de tamaño similar de *L. peploides* e *H. ranunculooides* desde sitios no contaminados de la Provincia de Buenos Aires (34°45'28" S, 58°59'39" O) (Arreghini *et al.*, 2007) y se dejaron aclimatar durante un mes en condiciones de invernáculo en piletas con agua de red y sedimento del lugar de recolección. Para el desarrollo del ensayo se utilizaron muestras de sedimentos provenientes del Bajo Delta del río Paraná y se colocaron en recipientes plásticos de 40 L de capacidad, proporcionando una adecuada zona de enraizamiento para la planta, y constituyendo cada uno de ellos una unidad experimental. Se llevaron a cabo dos tratamientos a los que se les agregó $Pb(NO_3)_2$ a fin de obtener una concentración de 300 μg Pb/g sedimento (T300) y 900 μg Pb/g sedimento (T900). Ambos tratamientos se contrastaron con sus respectivos controles (C300 y C900,

sin la adición de metal pero con el agregado de KNO_3 a fin de contrarrestar el efecto del agregado de nitrato con la sal de plomo). El sedimento se mezcló con la solución de la sal correspondiente, de modo de obtener una mezcla homogénea y dejándose estabilizar durante un mes en invernáculo previo a la exposición de las plantas. Al cabo de un mes, luego de la aclimatación de las plantas y de la estabilización del sedimento contaminado, se trasplantaron en los respectivos recipientes 126 g de peso fresco de *H. ranunculooides*, y dos tallos con sus respectivas hojas y raíces de la especie *L. peploides*. Los recipientes fueron dispuestos en el invernáculo de manera aleatoria, y en cada uno se mantuvo una capa de agua de 10 cm de profundidad (agua de inundación) mediante riego con agua corriente (el agua fue almacenada durante cuatro días previos a su aplicación). Todos los tratamientos se realizaron por triplicado. Cada quince días se midió el pH del agua y del sedimento, mediante pHmetro HANNA pH ep, y el potencial redox del sedimento, con un potenciómetro HANNA pH y ORP combo.

Al finalizar el ensayo las plantas fueron lavadas cuidadosamente con agua de red y destilada para remover cualquier partícula de sedimento que hubiera quedado adherida. Posteriormente, fueron separadas en diferentes partes (raíz, tallo y hoja) y secadas a 70°C hasta registrar peso constante (precisión de 0,0001 g) con balanza OHAUS Pioneer.

Para la determinación de Pb en cada estructura de la planta se molió el material seco y se digirió 0,5 g de cada parte mediante digestión ácida con HNO_3 y $HClO_4$ concentrados (7:1) según Rendina *et al.* (2006). Se calculó el factor de translocación (FT) de plomo a través de la relación de la concentración de metal en hoja respecto a su concentración en raíz. Se determinó la concentración total de Pb en el agua de inundación en muestras digeridas con HNO_3 y $HClO_4$ según APHA (1992).

Los sedimentos, una vez retiradas las plantas, fueron secados al aire. Se molieron y se pasaron por un tamiz de 2 mm de malla. Se determinó el contenido de materia orgánica por Walkley y Black, nitrógeno Kjeldahl, fósforo total por digestión ácida, potasio por fotometría de llama y la capacidad de intercambio catiónico

según Page *et al.* (1982), las concentraciones de plomo unido a las distintas fracciones del sedimento: intercambiable, carbonatos, óxidos de Fe y Mn, materia orgánica-sulfuros, y residual según la técnica de extracción secuencial de Tessier *et al.* (1979). Las muestras de sedimentos se analizaron por triplicado. Los valores promedio de los coeficientes de variación obtenidos (menor al 8%), pueden considerarse adecuados para el análisis del medio ambiente. El material de referencia CRM 320 (sedimentos del río) se utilizó para verificar la exactitud de la determinación del metal en el análisis de extracción secuencial. El porcentaje de recuperación del metal del material de referencia fue de 89%. La concentración de Pb en todos los extractos se midió por espectrometría de absorción atómica con llama aire/acetileno Perkin Elmer modelo AAnalyst 200 (Perkin Elmer, Inc., Waltham, MA, USA), usando estándares externos, preparados a partir de una solución stock del metal (1000 µg/g, Merck). Las medidas de seguridad ambiental y control de calidad para suelos y plantas incluyeron análisis de réplicas, agregado de metal y blancos. Los límites de detección (LD: µg/g) fueron 0,08 en la primera fracción, 0,15 en la segunda, 0,40 en la tercera, 0,40 en la cuarta y 0,10 en la quinta fracción. Los valores de los límites de concentración (LC: µg/g) fueron: 0,15; 0,22; 0,47; 0,47 y 0,24 respectivamente para cada una de las fracciones enumeradas anteriormente. La exactitud del procedimiento analítico para la determinación total de Pb en plantas fue chequeada usando BCR/CRM 060 (material de referencia para plantas acuáticas). El análisis de réplicas de este material de referencia mostró buena exactitud, con tasas de recuperación de Pb entre 81% - 101%. Los límites de detección (LD) y los límites de concentración (LC) calculados para las muestras vegetales fueron de 0,9 y 0,94 µg/g, respectivamente.

Se calculó la tasa de acumulación (BCF, bioconcentration factor) como la relación entre la concentración de metal en raíz respecto de la concentración total del metal en el sedimento. Para evaluar las alteraciones morfológicas producidas por el stress por Pb, al finalizar el ensayo se tomaron muestras de raíz de cada tratamiento, se lavaron con agua destilada y se fijaron en solución FAA (formol, ácido acético,

alcohol; conteniendo 50% de alcohol etílico, 35% de agua destilada, 10% de formol y 5% de ácido acético glacial). Se realizaron cortes a mano alzada y se colocaron en vidrio reloj, sumergidos en una solución de violeta de cresilo al 5% durante cinco minutos. Las piezas se lavaron con agua destilada y se montaron en gelatina-glicerina (50 g de gelatina, 170 ml de agua destilada, 150 ml de glicerina y 7 g de cristales de fenol) para su observación a microscopio óptico triocular Olympus CX31 y obtención de fotografías (cámara fotográfica AmScope MT500), para luego medir variables anatómicas: diámetro de la raíz, ancho del parénquima cortical, ancho de la rizodermis, ancho de la endodermis, ancho del cilindro central, y altura (AIC) y ancho (AnC) de las células de la corteza interna mediante software AmScope MT. Se midió la porosidad de las raíces a través del cálculo del porcentaje de aerénquima en la superficie total de la raíz en un corte transversal (sólo en *H. ranunculoides*, dada la dificultad de obtener cortes intactos en la otra especie). Para el análisis de isotropía en las células de la corteza interna se calculó la relación entre la altura y el ancho de las células (en corte transversal) de acuerdo con la siguiente expresión:

$$I = \frac{\sum_{1}^{N} (AIC-AnC)^2}{N}$$

donde N representa el número de células medidas. De esta forma, los valores más bajos de I corresponderían a las células más isodiamétricas. Para todas las mediciones se tomaron 3 raíces de cada tratamiento, y se realizaron entre 2 y 5 cortes en cada una. En cada corte se realizaron 5 mediciones de cada parámetro (10 mediciones para AIC, AnC y porosidad).

Análisis estadístico

Se analizó la distribución normal usando el test de Lilliefors en las siguientes variables: pH del agua y del sedimento, concentraciones de plomo en agua, en tejido vegetal, en las diferentes fracciones de sedimento y concentración total en sedimento y biomasa

aérea alcanzada al final de la experiencia. Los datos que no siguieron una distribución normal fueron transformados logarítmicamente (\log_{10}) y sus distribuciones re-examinadas. Todas las variables fueron testeadas para homogeneidad de varianzas usando el test de Levene y examinadas por ANOVA de un factor. Se realizaron comparaciones con el test de Tukey cuando se hallaron diferencias significativas entre tratamientos. Todos los análisis estadísticos se realizaron usando StatSoft Inc. (2004). Se consideraron diferencias significativas a $p < 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biodisponibilidad y movilidad potencial del Pb en el sistema agua-sedimento.

El sedimento utilizado para el ensayo presentó valores de pH cercanos a la neutralidad, un alto contenido de materia orgánica y buenas condiciones nutricionales (Tabla 1), similares a las encontradas en sedimentos litorales en los cuales estas especies se desarrollan naturalmente (Valea, 2011). Si bien los niveles de plomo resultaron levemente superiores al nivel guía ISQG (Interine Sediment Quality Guideline), 35 mg/kg, para sedimentos de agua dulce de Canadá (CCME, 2002), se encontraron por debajo de los reportados en ambientes no contaminados de la Provincia de Buenos Aires (Arreghini *et al.*, 2007). Estos resultados señalan la aptitud del sustrato elegido para el crecimiento de las especies de plantas de humedales estudiadas.

Los valores de pH del sedimento y del agua siguieron un comportamiento similar entre todos los tratamientos durante el transcurso de la experiencia. Con excepción del día 0 en el

cual se registró un pH de $8,3 \pm 0,3$ en el agua, los valores de pH del agua y del sedimento fueron siempre cercanos a la neutralidad.

El potencial redox, medido al inicio y al final del ensayo, mostró condiciones reductoras a altamente reductoras, oscilando entre valores de -80 mV y -350 mV.

El agregado de plomo en los tratamientos T300 y T900 mostró una distribución diferencial en el sistema agua de inundación-sedimento-planta. Mediante un balance de masa se calculó el porcentaje de metal en los distintos compartimentos evidenciándose que el metal quedó retenido en un 99% en el sedimento, y menos del 0,01% se encontró en el agua de inundación. La proporción de plomo contenida en las plantas varió entre las especies y los tratamientos, siguiendo el orden decreciente *L. peploides* (0,28% y 0,48% en T300 y T900, respectivamente) y *H. ranunculoides* (0,09% y 0,06%, en T300 y T900, respectivamente). Este balance indica que en el sistema agua de inundación-sedimento-planta el sedimento resultó el sumidero principal de Pb, probablemente debido a la alta variedad y disponibilidad de sitios de unión ofrecidos por la materia orgánica y la fracción mineral, así como por la elevada estabilidad termodinámica de los compuestos formados (Bargiela, 2016). El desplazamiento de plomo desde el agua de inundación hacia el sedimento podría explicarse además por la tendencia de este metal a formar sales muy insolubles con diferentes aniones tales como fosfato, sulfuro, carbonato, etc. (Kabata-Pendias, 2011). Si bien las plantas retuvieron sólo una pequeña fracción del total de plomo del sistema, este porcentaje varió entre ambas especies, por lo que podría sugerirse que la magnitud de metal acumulado dependería de la cantidad y estabilidad de los sitios de unión disponibles en cada especie.

El agregado de Pb al sistema produjo un incremento significativo en la concentración total en el sedimento respecto a los controles ($p < 0,01$), así como también en todas las fracciones ($p < 0,01$); siendo a su vez las concentraciones de Pb encontradas en T900 significativamente mayores a las de T300 ($p < 0,01$) (Figura 1). En los tratamientos con agregado de Pb, el metal se asoció principalmente a las fracciones materia orgánica-sulfuros (42%) y óxidos de hierro y manganeso (40%), y en menor

Tabla 1. Valores promedio y desvío estándar de características físicas y químicas iniciales del sedimento. CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

pH	7,40 ± 0,10
Materia orgánica (%)	37 ± 3,00
Nitrógeno Kjeldahl	2,56 ± 0,31
Fósforo Total (µg/g)	211 ± 10
CIC (meq/100g)	76 ± 11
Potasio (meq/100g)	26 ± 11
Plomo (µg/g)	55,8 ± 2,70

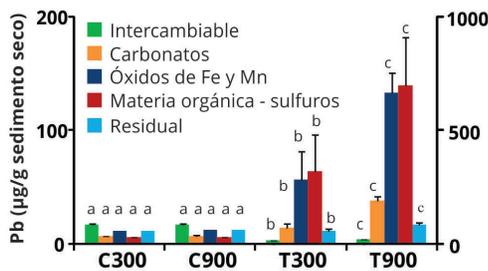


Figura 1. Concentración de Pb en las diferentes fracciones del sedimento en los controles (C) y tratamientos (T). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

medida a las fracciones carbonatos (9 - 12%), residual (5 - 8%) e intercambiable (1 - 3%). La asociación de un metal a una fracción del sedimento no solamente está determinada por su afinidad química, sino también por la disponibilidad real de sitios de unión y por la cinética de las reacciones involucradas. Dado el elevado contenido de materia orgánica de los sedimentos (Tabla 1) y la alta afinidad del metal por esta fracción era esperable que la concentración de Pb asociada fuera también de importancia, ya que la materia orgánica altamente humificada presenta un alto potencial para formar complejos organometálicos (Sposito, 1989). La fase materia orgánica-sulfuro es relativamente estable en los sedimentos de condiciones reductoras característicos de los humedales y representa una importante reserva de "sitios de unión" para los metales pesados, por lo que es considerada una fase de baja movilidad (Abuchacra *et al.*, 2015). Sin embargo, cambios en las condiciones redox que pueden tener lugar durante procedimientos de remediación *ex situ* de sedimentos pueden implicar la oxidación de esta fracción y la liberación de metales al medio. Por otra parte, varios autores resaltan que los óxidos de Fe y Mn constituyen la principal fase de retención de Pb en sedimentos y suelos agrícolas (Al-Degs *et al.*, 2006; Rendina & Iorio, 2012). Los óxidos de Fe y Mn están presentes en los sedimentos formando nódulos, concreciones, cemento entre partículas, o se encuentran simplemente sorbidos a las partículas del sedimento, además de poder encontrarse en la fracción coloidal del agua intersticial. Por su capacidad para formar co-precipitados, son considerados

excelentes secuestradores de metales y una fase de baja movilidad (McBride, 1989) y se ha propuesto su utilización en la remoción de contaminantes del agua (Warren & Haack, 2001), aunque bajo condiciones reductoras o ácidas la removilización de los metales pesados puede representar un riesgo ambiental. Entre las fracciones del sedimento operacionalmente definidas mediante la técnica secuencial de Tessier *et al.* (1979), la fracción intercambiable representa la forma más móvil y biodisponible presente en suelos y sedimentos, seguida de la fracción carbonato. En esta experiencia estas fracciones retuvieron sólo un porcentaje minoritario de Pb. La fracción residual por su parte, representa la proporción de metales integrados en la red cristalina de minerales primarios y secundarios. Su importancia se asocia con la mineralogía de los materiales que constituyen el suelo y/o sedimento. Se postula que una elevada proporción de metales en esta fracción, en relación con la concentración total, implica un bajo nivel de contaminación (Banat *et al.*, 2005) y un mínimo riesgo ambiental, debido principalmente a su escasa movilidad.

Absorción y distribución del Pb en las diferentes estructuras de las plantas.

En los tratamientos sin agregado de metal, el patrón de distribución de Pb varió entre las especies, siguiendo el orden raíz>hoja>tallo en *L. peploides* y no observándose una tendencia clara en *H. ranunculoides* (Figura 2). El agregado de metal produjo un incremento significativo de la concentración de plomo en todas las estructuras, siendo la concentración promedio en raíz muy superior (alrededor de 5 veces en *H. ranunculoides* y más de 20 veces en *L. peploides*) a la encontrada en las estructuras aéreas. Las concentraciones de plomo en tallo y hoja de *H. ranunculoides* aumentaron significativamente en los tratamientos T300 ($p < 0,05$ y $p < 0,01$, respectivamente) y T900 ($p < 0,01$ en ambas estructuras) respecto a los controles. En *L. peploides* sólo se observó un aumento en las concentraciones de plomo en el tallo y en la hoja en el tratamiento T900 ($p < 0,01$), lo cual sugiere que los mecanismos de retención

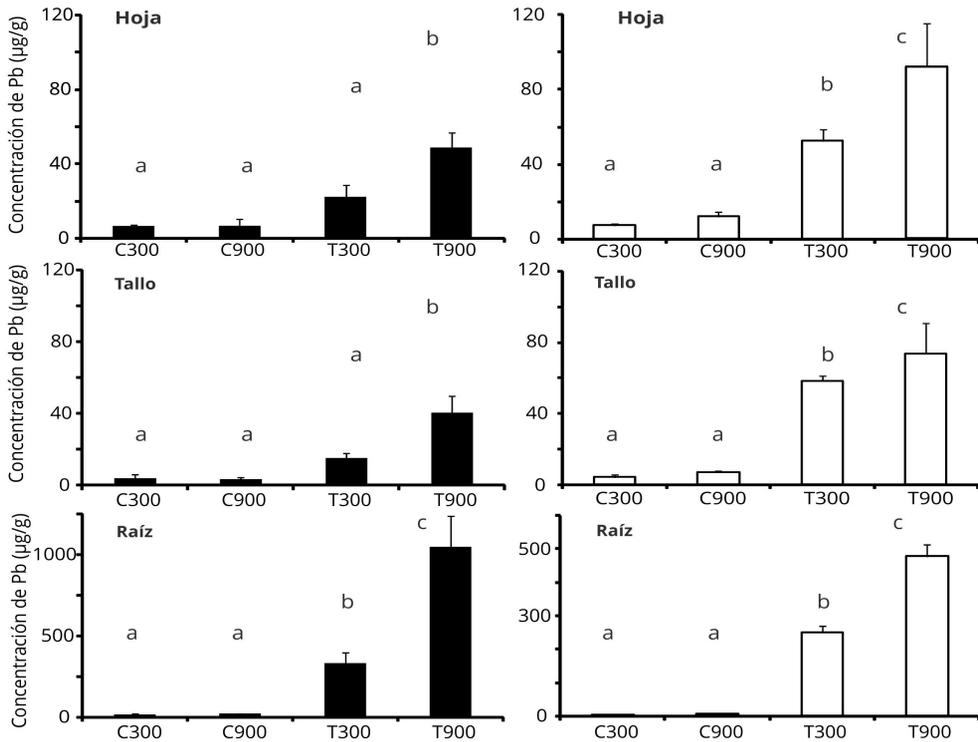


Figura 2. Concentración de Pb *Ludwigia peploides* (negro) e *Hydrocotyle ranunculoides* (blanco) para los controles (C) y tratamientos (T). Letras diferentes denotan diferencias significativas entre tratamientos.

en estructuras subterráneas actuarían con eficiencia a bajos niveles de contaminación por metal. En ambas especies las concentraciones de plomo en las hojas fueron levemente superiores a la de los tallos, a diferencia de lo observado en otras plantas de hábito palustre como *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schlecht y *Schoenoplectus californicus* (C. A. Meyer) Soják (Serafini *et al.*, 2007; Auguet *et al.*, 2014). Debe tenerse en cuenta que en las plantas con hábito tendido sobre el agua, sus tallos y hojas están en mayor o menor medida en contacto con las aguas contaminadas, y esto indicaría que la captación de metal también podría llevarse a cabo por estas estructuras, aun siendo las concentraciones de Pb en agua comparativamente bajas en relación con los sedimentos (C300: 30 ± 12 µg/L; C900: 44 ± 3 µg/L; T300: 75 ± 17 µg/L; T900: 75 ± 3 µg/L). Dado que el FT se calcula como la relación entre la concentración de metal en biomasa aérea en relación con la subterránea, valores del índice semejantes o superiores a la unidad indican normalmente una alta translocación interna

del metal, mientras que valores inferiores sugieren una inmovilización selectiva en raíz. En la experiencia se observó una disminución del FT al aumentar la concentración de Pb en cada tratamiento, pero en *H. ranunculoides* los valores fueron siempre superiores a *L. peploides*, mientras que en ambos casos los FT fueron comparativamente elevados en relación a los obtenidos en otras plantas de humedales (Tabla 2) (de Cabo *et al.*, 2015). En las plantas estudiadas, altas concentraciones relativas de metal en hoja podrían explicarse además por su hábito de vida tendido, lo cual favorecería la captación foliar enmascarando parcialmente la traslocación interna del metal.

Tabla 2. Tasa de acumulación (BCF) y Factor de translocación (FT) de Pb en las especies analizadas y para cada tratamiento.

	<i>Ludwigia peploides</i>		<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	
	BCF	FT	BCF	FT
C300	0,30	0,42	0,08	1,74
C900	0,24	0,42	0,36	1,10
T300	0,49	0,07	0,14	0,22
T900	0,65	0,05	0,29	0,19

La tasa de acumulación (BCF) indica la capacidad de la planta para captar los metales disponibles en el sustrato. En todos los tratamientos y para ambas especies la tasa de acumulación mostró valores muy inferiores a la unidad (Tabla 2), indicando que de todo el metal presente en el sedimento sólo una pequeña fracción fue captada por las raíces. Aun así, *L. peploides* mostró mayor tasa de acumulación que *H. ranunculooides*.

La concentración de Pb en raíces fue mayor en los tratamientos con agregado de metal, debido al incremento de su concentración efectiva en el sedimento (el metal fue incorporado en elevadas concentraciones y en forma de una sal muy soluble) y posiblemente a la falta de mecanismos específicos de exclusión. McLaren & Clucas (2001) y Kandpal *et al.* (2004) proponen que el enriquecimiento artificial de los sedimentos con metales, como el que se realizó en este ensayo, incide principalmente en las fracciones más móviles en comparación con los sedimentos que poseen niveles previos de contaminación. De todos modos, existen otros factores involucrados en la sorción del metal en los sedimentos, tales como pH, potencial redox, contenido de materia orgánica y nutrientes, los cuales pueden modificar la biodisponibilidad de los metales (Kabata-Pendias, 2004). Rearte *et al.* (2013) encontraron que la máxima adsorción de Pb sobre un biosorbente se produce a valores de pH alcalinos debido principalmente a dos procesos que ocurren en forma simultánea: biosorción y precipitación de los cationes metálicos, predominando este último proceso a pH cercanos a la neutralidad. Por otra parte, la materia orgánica ofrece múltiples sitios de unión, de diversa calidad y cantidad, que puede modificar la biodisponibilidad del metal (Rendina & Iorio, 2012). Las condiciones reductoras y los valores de pH cercanos a la neutralidad, así como el elevado contenido de materia orgánica contribuyen a la sorción y precipitación de sales insolubles de plomo, que podrían limitar su biodisponibilidad.

Efectos del plomo sobre la producción de biomasa y sobre la morfología celular.

Se han utilizado diversos indicadores de toxicidad por metales en plantas como por ejemplo clorosis, disminución en la producción

de biomasa seca o fresca, respuestas metabólicas como producción de fitoquelatinas, eficiencia fotosintética, alteraciones ultraestructurales (Gherardi *et al.*, 1999). El crecimiento en biomasa es una variable útil para establecer la toxicidad de metales pesados ya que es la respuesta más frecuente observada en plantas (Reichman, 2002), en comparación con otros indicadores como el nivel de proteínas de stress o la eficiencia fotosintética (Lewis *et al.*, 2001). Dado que los metales presentan además diferentes modalidades de acción, la respuesta global observada puede variar con el contaminante estudiado. En el ensayo realizado no se han observado diferencias significativas en la producción de biomasa aérea de las distintas especies entre los tratamientos (Figura 3), a diferencia de lo reportado por Arreghini *et al.* (2001; 2006) para plantas de *Schoenoplectus* sp. que disminuyeron significativamente la producción de biomasa aérea al ser sometidas a elevadas concentraciones de Zn. La escasa movilidad del Pb en sedimento, debida a su preferencia por fracciones de baja biodisponibilidad (Figura 1), sumada a su limitada translocación dentro de la planta (Tabla 2), podría contribuir a proteger a las estructuras fotosintéticas. La dificultad para

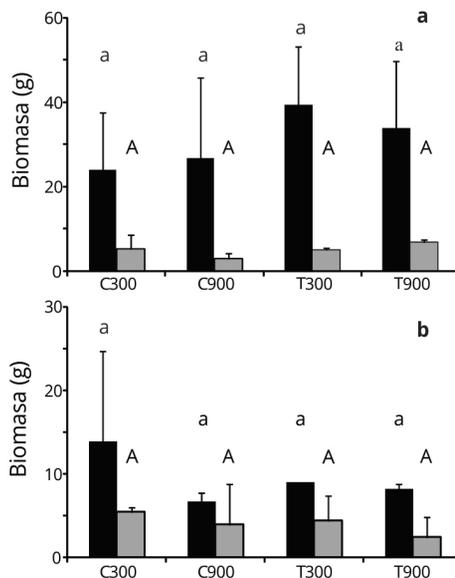


Figura 3. Biomasa aérea (negro: biomasa de tallo y gris: biomasa de hojas) producida por *Ludwigia peploides* (a) e *Hydrocotyle ranunculooides* (b) para cada tratamiento y control durante el ensayo (letras diferentes denotan diferencias significativas).

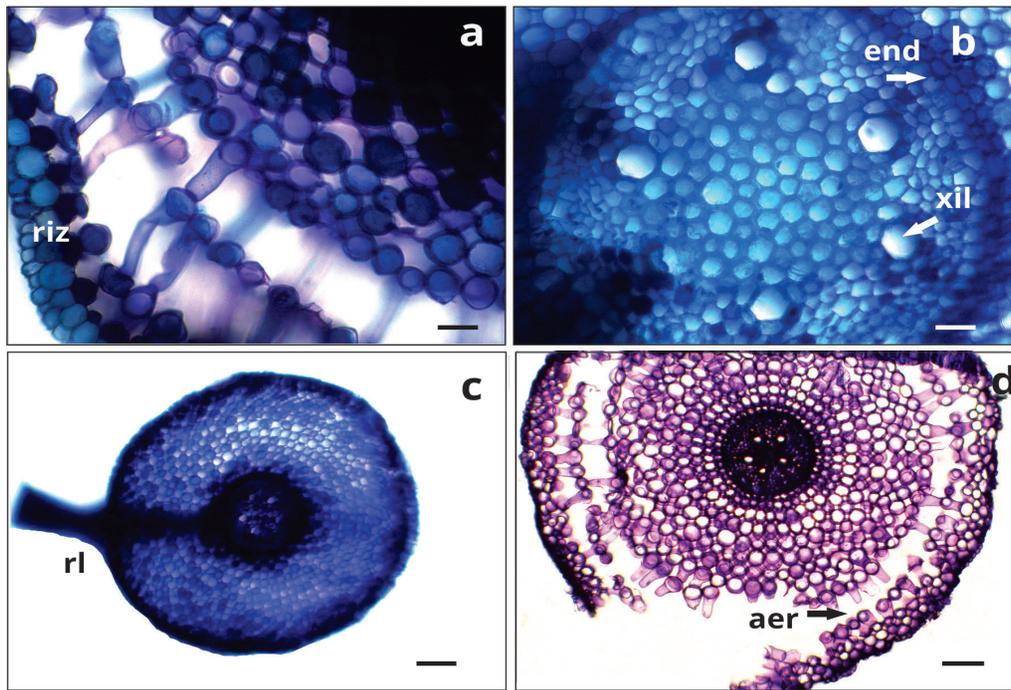


Figura 4. Corte transversal de raíces de *Ludwigia peploides* teñidos con violeta de cresilo del control C900 (a, b y c) y del tratamiento T900 (d). Aerenquima: aer, endodermis: end, rizodermis: riz, raíz lateral: rl, xilema: xil. Escala = 100µm.

propagar a las plantas bajo estudio a partir de semillas impidió evaluar el efecto del metal sobre el crecimiento radicular. La raíz de *L. peploides* está protegida por la rizodermis unistrata. La corteza está formada por un parénquima de células isodiamétricas con espacios o cámaras aerenquimáticas (Figura 4a). La capa más interna de la corteza es la endodermis con banda de Caspary inconspicua. El cilindro central está formado por el periciclo que rodea los cordones de xilema primario que se extienden hasta el centro de la raíz y alternan con los cordones de floema (Figura 4b). En T900 *L. peploides* presentó los valores más altos de Pb en raíz. También se observaron elevados valores de Pb

en estructuras fotosintéticas, probablemente como consecuencia del íntimo contacto de los tallos y hojas de esta especie con el agua del tratamiento con altos niveles de metal. A pesar de esto, los parámetros morfométricos medidos fueron semejantes en T900 con respecto a los tratamientos control (Tabla 3 y Figuras 4c y d). Dado que *L. peploides* presenta la capacidad de internalizar elevados niveles de metales a nivel radicular, traslocando o acumulando también en estructuras fotosintéticas sensibles y sin evidenciar alteraciones morfológicas significativas, podría sugerirse la tolerancia de este fenotipo a las condiciones del ensayo y proponerse futuras evaluaciones para evaluar

Tabla 3. Valores promedios y desvíos estándar de los rasgos morfológicos de plantas de *Ludwigia peploides* crecidas en los tratamientos C900 y T900. (n=3)^a.

	C900	T900
Diámetro de la raíz (µm)	780 ±145	816 ±401
Ancho de la rizodermis (µm)	46 ±7	36 ±8
Ancho de la endodermis (µm)	40 ±13	41 ±7
Altura de las células del parénquima cortical (µm)	92 ±19	98 ±18
Ancho de las células del parénquima cortical (µm)	92 ±18	96 ±29
Análisis de isotropía (I)	106 ±100	113 ±45

^a: El valor de cada réplica corresponde al promedio de entre 20 y 50 mediciones en las variables altura y ancho de la célula del parénquima cortical, y entre 10 y 25 mediciones en las restantes variables.

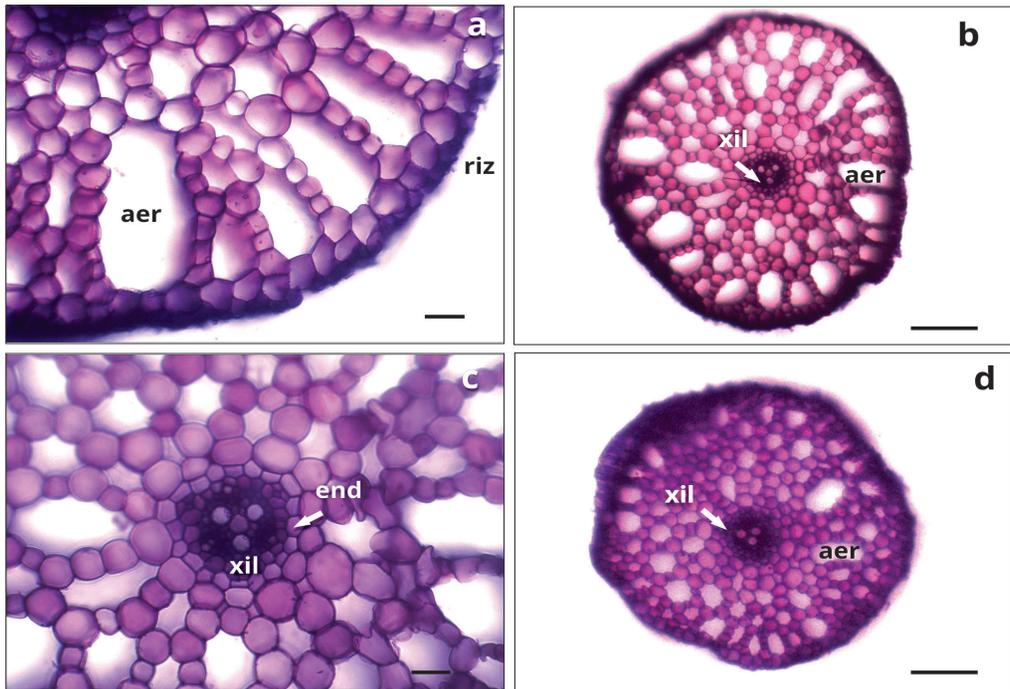


Figura 5. Corte transversal de raíces de *Hydrocotyle ranunculoides* teñidos con violeta de cresilo del control C900 (a, b y c) y del tratamiento T900 (d). Aerenquima: aer, endodermis: end, rizodermis: riz, xilema: xil. Escala =100µm.

su potencial de acción como remediadora tanto de sedimentos como de aguas contaminadas por metales. La raíz de *H. ranunculoides* está protegida por la rizodermis unistrata, formada por células poligonales con paredes delgadas (Figura 5a). En la corteza externa hay una capa parenquimática de células isodiamétricas. La corteza media está formada por parénquima con grandes cámaras aerenquimáticas del tipo

Tabla 4. Valores promedios y desvíos estándar de los rasgos morfológicos de plantas de *Hydrocotyle ranunculoides* crecidas en los tratamientos C900 y T900. (n=3)^a. p.c.: parénquima cortical.

	C900	T900
Diámetro de la raíz (µm)	540 ±29**	396 ±37
Ancho del p. c. (µm)	201 ±50	151 ±29
Ancho de la rizodermis(µm)	11 ±1*	8 ±1
Ancho de la endodermis (µm)	13 ±3	10 ±1
Ancho del cilindro central (µm)	75 ±5	65 ±6
Altura células p.c. (µm)	24 ±2**	19 ±1
Ancho células p.c. (µm)	25 ±1**	21 ±0
Análisis de isotropía	11,3 ±1,3**	18,4 ±0,9
Porosidad de la raíz (%)	35,8 ±3,1*	22,2 ±3,0

^a: El valor de cada réplica corresponde al promedio de entre 20 y 50 mediciones en las variables altura y ancho de la célula de la corteza interna, y entre 10 y 25 mediciones en las restantes variables.

*= diferencias significativas (p<0,05); **= diferencias significativas (p<0,01)

“panal de abejas” (Figura 5b) separadas por filas uniseriadas de células. La corteza interna está formada por un estrato de células redondeadas, muy regulares en su forma. La capa más interna de la corteza es la endodermis con banda de Caspary inconspicua. El cilindro central presenta el periciclo unistrato que rodea los tejidos de conducción, xilema y floema primarios (Figura 5c). En T900 se observó una disminución en el diámetro total de la raíz (p<0,01) y de la rizodermis de *H. ranunculoides* (p<0,05) (Tabla 4). Esta alteración en el diámetro de la raíz también fue reportada por Mufarrege *et al.* (2014) para *Typha domingensis* Pers. expuesta a elevadas concentraciones de metales. Las células de la corteza interna presentaron en todos los casos bajos valores del índice de isotropía, indicando que son células claramente isodiamétricas. En los sedimentos contaminados con Pb las células de la corteza interna presentaron menor altura (p<0,01) y ancho (p<0,01), se observó una disminución significativa en la porosidad de la raíz (p<0,05), lo cual indica una pérdida de tejido aerenquimático (Tabla 4 y Figura 5b y d). Esta pérdida de tejido aerenquimático podría ser una respuesta de la planta a la exposición al Pb, dado que la limitación en la pérdida de

oxígeno radial contribuiría a la inmovilización del Pb en la rizósfera y a la minimización de su potencial acción tóxica, aunque comprometería el crecimiento radicular y afectaría la capacidad de asentamiento de esta planta.

Las plantas acuáticas arraigadas suelen crecer sobre sedimentos completa o parcialmente inundados, con niveles variables de anaerobiosis y en condiciones de moderadas a fuertemente reductoras que pueden limitar la disponibilidad de nutrientes esenciales. El éxito de estas plantas para establecerse en estos sistemas se debe en gran medida a las adaptaciones anatómicas y fisiológicas que permiten garantizar un adecuado suministro de O₂ a las estructuras subterráneas. El tejido aerenquimático posee una baja resistencia interna por lo que su adecuado desarrollo asegura el intercambio de gases desde el sedimento hacia la atmósfera (CO₂, CH₄, H₂S, etc.) o desde la atmósfera hacia el sedimento (principalmente O₂). Si bien una proporción del O₂ es utilizado en el metabolismo aeróbico de las raíces, el remanente puede difundir hacia la rizósfera a través de un proceso definido como Pérdida de Oxígeno Radial (ROL, por sus siglas en inglés) (Cheng *et al.*, 2010), comprometiéndose el crecimiento de los meristemas apicales pero favoreciendo la generación de condiciones oxidantes en el ambiente rizosférico que incrementan la disponibilidad de ciertos nutrientes. Por este motivo las plantas acuáticas suelen presentar, además de un extenso aerenquima, barreras específicas para minimizar la ROL, características que actúan sinérgicamente para amplificar la difusión del O₂ hasta el extremo de la raíz (Colmer, 2003).

Ciertas fitotoxinas pueden producir cambios en la estructura anatómica o morfológica de la raíz de plantas acuáticas que originan variaciones en la ROL (Armstrong *et al.*, 2009; Taggart *et al.*, 2009). Estos cambios pueden involucrar engrosamientos de las paredes celulares y mayor empaquetamiento de la rizodermis y exodermis, aumentos en los depósitos de suberina e incrementos en los contenidos de lignina (Cheng *et al.*, 2010; Deng *et al.*, 2009). Si bien no son frecuentes los estudios que relacionen los efectos de los metales sobre el desarrollo de las estructuras que promueven el intercambio de gases, resulta de interés notar que las condiciones

anóxicas de los sedimentos suelen favorecer la inmovilización de metales tóxicos no esenciales como el Pb. En estas condiciones el metal suele quedar selectivamente retenido por la materia orgánica refractaria a la degradación y por los sulfuros con los que forma sales muy poco solubles, como paso previo a la sustitución isomórfica y a la integración en la estructura cristalina de los minerales preexistentes. Si bien el menor desarrollo del aerenquima permitiría considerarlo como una estrategia orientada a la inmovilización del Pb y a la minimización de su potencial acción tóxica, podría secundariamente comprometer el crecimiento radicular afectando la capacidad de asentamiento y exploración del sustrato de *H. ranunculoides*.

Relevancia ambiental e implicancias sociales

El tramo inferior de la cuenca Matanza-Riachuelo ha estado expuesto históricamente a una intensa contaminación, debido principalmente al desarrollo de una industria incipiente con escasos controles sobre sus emisiones gaseosas y vertidos líquidos. En este contexto se ha visto favorecida la instalación de asentamientos precarios, que progresivamente han crecido en cantidad de ocupantes y han ganado en parámetros de urbanización (construcción de escuelas, instalación de salas de primeros auxilios, plazas recreativas, etc.), pero sin experimentar mejoras evidentes en cuanto a la provisión de servicios esenciales (agua potable, cloacas, cobertura de salud, etc.). Es principalmente el grupo social que vive cerca del Riachuelo el que se encuentra expuesto primariamente a la contaminación, por lo que además del estricto control médico de la población, las propuestas de saneamiento de la cuenca orientadas a la mitigación de la acción tóxica de los contaminantes existentes deberían tener un rol central en la elaboración políticas públicas.

La investigación orientada hacia el estudio de los efectos del Pb sobre diferentes especies de plantas de humedales características de la cuenca, permitió identificar una especie que manifiesta tolerancia a la contaminación por este metal y que presentan además la capacidad de acumularlo tanto en la biomasa subterránea como en la parte aérea. Estas conclusiones se

encuentran corroboradas por observaciones a campo en las que se ha detectado la presencia de estas plantas en las zonas degradadas. En el caso de *L. peploides* el hábito tendido posibilitaría además la remoción de metal de la fase líquida por el contacto íntimo entre tallos y hojas y el agua contaminada.

CONCLUSIONES

El agregado de Pb mostró una distribución diferencial en el sistema agua de inundación-sedimento-planta, siendo el sedimento el principal sumidero. En los sedimentos contaminados el plomo estuvo asociado principalmente a las fracciones materia orgánica-sulfuros, y óxidos de Fe y Mn. Para ambas especies la raíz fue el principal órgano de acumulación, y el factor de translocación fue muy inferior a la unidad en los tratamientos con agregado de Pb. *L. peploides* presentó los valores más altos de Pb en raíz. En todos los tratamientos y para todas las especies estudiadas la tasa de acumulación (BCF) mostró valores muy inferiores a la unidad, indicando que de todo el metal presente en el sedimento sólo una pequeña fracción fue captada por las plantas. El agregado de Pb no afectó la producción de biomasa aérea en ninguna de las especies, lo cual puede relacionarse con la baja movilidad del Pb dentro de la planta. La exposición al Pb produjo alteraciones morfológicas en raíces de *H. ranunculoides* como ser una disminución en el diámetro de la raíz y de la rizodermis, y en la altura y el ancho de las células de la corteza interna, y una menor porosidad. La exposición de estas plantas de humedales a elevadas concentraciones de Pb no indujo cambios en la producción de biomasa aérea, sino que los efectos parecieron restringirse a las características anatómicas de las raíces solamente en el caso de *H. ranunculoides*. La identificación de plantas acuáticas nativas tolerantes a la contaminación por metales constituye la primera etapa en la elaboración de propuestas de remediación de cuencas contaminadas de bajo costo y alta sustentabilidad ambiental.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Buenos Aires por el proyecto UBACyT Programación Científica 2013-2016 GEF 0259, y a la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica por el proyecto SECyT PICT 2012-2837.

REFERENCIAS

- Al-Degs, Y. S., El-Barghouthi, M. I., Issa, A. A., Khraisheh, M. A. & Walker, G. M. (2006).** Sorption of Zn(II), Pb(II), and Co(II) using natural sorbents: Equilibrium and kinetic studies. *Water Research*, 40: 2645-2658.
- Abuchacra, P. F. F., Aguiar, V. M. C., Abuchacra, R. C., Baptista Neto, J. A. & Oliveira, A. S. (2015).** Assessment of bioavailability and potential toxicity of Cu, Zn and Pb, a case study in Jurujuba Sound, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 100: 414-425.
- APHA-AWWA-WPCF. (1992).** *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Madrid: Ed. Díaz de Santos. S. A.
- Armstrong, J., Keep, R. & Armstrong, W. (2009).** Effect of oil on internal gas transport, radial oxygen loss, gas films and bud growth in *Phragmites australis*. *Annals of Botany*, 103: 333-340.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Fabrizio de Iorio, A., Rendina, A. & Bonetto, C. (2001).** Effects of zinc on the growth of bulrush (*Schoenoplectus californicus*) and its distribution between different sediment fractions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 264-270.
- Arreghini, S., de Cabo, L. & de Iorio, A.F. (2006).** Phytoremediation of two types of sediment contaminated with Zn by *Schoenoplectus americanus*. *International Journal of Phytoremediation*, 8: 223-232.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R. & Fabrizio de Iorio, A. (2007).** A methodological approach to water quality assessment in an ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *Geojournal*, 70: 281-288.
- Auguet, S., De los Santos, C., Arakaki, N., Arnedillo, G., Peres, S., Arreghini, S., Serafini, R. & de Iorio, A. F. (2014).** Comparación de la distribución de Pb en cuatro especies de plantas acuáticas nativas. V Congreso Argentino Sociedad de Toxicología y Química Ambiental. Neuquén, Argentina. Recuperado en: http://setacargentina.setac.org/wp-content/uploads/2015/09/libro_de_resumenes-2014.pdf

(diciembre - 2016).

- Banat, K. M., Howari, F.M & Al-Hamad, A. A. (2005).** Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks? *Environmental Research*, 97: 258-273.
- Bargiela, M. (2016).** Caracterización de la materia orgánica y su relación con los metales pesados en sedimentos del cauce del Río Matanza (Provincia de Buenos Aires República Argentina). Memoria para optar al grado de Doctora de la Universidad de Vigo. España. Universidad de Vigo. Área de Edafología y Química. Departamento de Biología vegetal y Ciencia del Suelo. Repositorio de la Universidad de Vigo. 250 páginas.
- Basílico, G.O., de Cabo, L. & Faggi, A. (2015).** Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, n.s. 17(2): 119-134.
- Blacksmith Institute. (2007).** The world's worst polluted places. The top ten (of the dirty thirty). Final Report. Recuperado en: <http://www.blacksmithinstitute.org/new-report-cites-the-world-s-worst-polluted-places.html> (diciembre - 2016)
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2002.** Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. En: Canadian Environmental Quality Guidelines. <http://www.ccme.ca/>
- Cheng, H., Liu, Y., Tam, N. F. Y., Wang, X., Li, S. Y., Chen, G. Z. & Ye, Z. H. (2010).** The role of radial oxygen loss and root anatomy on zinc uptake and tolerance in mangrove seedlings. *Environmental Pollution*, 158: 1189-1196.
- Colmer, T. D. (2003).** Aerenchyma and an inducible barrier to radial oxygen loss facilitate root aeration in upland, paddy and deep-water rice (*Oryza sativa* L.). *Annals of Botany*, 91: 301-309.
- Cortelezzi, A., Sierra, M. V., Gómez, N., Marinelli, C. & Rodrigues Capítulo, A. (2013).** Macrophytes, epipelic biofilm, and invertebrates as biotic indicators of physical habitat degradation of lowland streams (Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 5801-5815.
- de Cabo, L., Rendina, A., Arreghini, S., García, A., Bargiela, M., Barros, M. J., Fortunato, M. S., Gemini, V., Rossi, S., Moretton, J., Korol, S., Serafini, R. J. M. & de Iorio, A. F. (2007).** Behaviour of the Riachuelo contaminants and their effects in the La Plata River estuary (Argentina). En: Scarpati, O. y J.A.A. Jones (Ed.). *Environmental change and rational water use*. Argentina, pp 203-214.
- de Cabo, L., Serafini, R., Arreghini, S. & de Iorio, A. F. (2015).** On-site and full-scale applications of phytoremediation to repair aquatic ecosystems with metal excess. In: Ansari, A.A., Gill, S.S., Gill, R., Lanza, G.R. & Newman, L. (Eds.). *Management of environmental contaminants V-III*. Switzerland: Springer International Publishing Switzerland, pp. 27-40.
- Deng, H., Ye, Z. H. & Wong, M. H. (2009).** Lead, zinc and iron (Fe²⁺) tolerances in wetland plants and relation to root anatomy and spatial pattern of ROL. *Environmental and Experimental Botany*, 65: 353-362.
- Franklin, R. E., Duis, L., Brown, R. & Kemp, T. (2005).** Trace element content of selected fertilizers and micronutrient source materials. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36:1591-1609.
- Fujiwara, F. G., Gómez, D. R., Dawidowski, L., Perelman, P. & Faggi, A. (2011).** Metals associated with airborne particulate matter in road dust and tree bark collected in a megacity (Buenos Aires, Argentina). *Ecological Indicators*, 11: 240-247.
- Gherardi, M. J., Dell, B. & Huang, L. (1999).** Functional copper requirement for catechol oxidase activity in plantation *Eucalyptus* species. *Plant and Soil*, 210: 65-81.
- Gómez, N., Sierra, M. V., Cortelezzi, A. & Rodrigues Capítulo, A. (2008).** Effects of discharges from the textile industry on the biotic integrity of benthic assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: 472-479.
- Iorio, A. F. de, de Cabo, L., Arreghini, S., García, A., Barros, M. J., Serafini, R., Korol, S., Moretton, J. y Rendina, A. (2006).** Contaminantes en el Riachuelo y en el estuario del Río de La Plata (Buenos Aires, Argentina). Efecto de las precipitaciones. En: Gallardo Lancho, J. (Eds.). *Medio Ambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del siglo XXI*. Badajoz, 297-306.
- Kabata-Pendias, A. (2004).** Soil-plant transfer of trace elements-an environmental issue. *Geoderma*, 122(2-4): 143-149.
- Kabata-Pendias, A. (2011).** Trace elements in soils and plants. 4ed. Florida: CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Kandpal, G., Ram, B., Srivastava, P. C. & Singh, S. K. (2004).** Effect of metal spiking on different chemical pools and chemically extractable fractions of heavy metals in sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 106B: 133-137.
- Krzyszowska, M. (2011).** The cell wall in plant cell response to trace metals: polysaccharide

- remodeling and its role in defense strategy. *Acta Physiologiae Plantarum*, 33: 35-51.
- Lahitte, H. B. y Hurrell, J. A. (1997).** Plantas de la Costa. Buenos Aires: L.O.L.A. (Literature of Latin America).
- Lewis, S., Donkin, M. E. & Depledge, M. H. (2001).** Hsp70 expression in *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) exposed to environmental stressors. *Aquatic Toxicology*, 51: 277-291.
- Magdaleno, A., Puig, A., de Cabo, L., Salinas, C., Arreghini, S., Korol, S., Bevilacqua, S., Lopez, L. & Moretton, J. (2001).** Water pollution of an urban river in Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 408-415.
- Martí, L., Burba, J. N. y Cavagnaro, M. (2002).** Metales pesados en fertilizantes fosfatados, nitrogenados y mixtos. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo*, 34(2): 43-48.
- McBride, M. B. (1989).** Reactions controlling heavy metal solubility in soils. In: Stewart, B.A. (Ed.). *Advances in Soil Science*. New York: Springer-Verlag, 101-154
- McLaren, R. G. & Clucas, L. M. (2001).** Fractionation of copper, nickel, and zinc in metal-spiked sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1968-1975.
- Merlo, C., Abril, A., Amé, M. V., Argüello, G. A., Carreras, H. A., Chiappero, M. S., Hued, A. C., Wannaz, E., Galanti, L. N., Monferrán, M. V., González, C. M. & Solís, V. M. (2011).** Integral assessment of pollution in the Suquia River (Córdoba, Argentina) as a contribution to lotic ecosystem restoration programs. *Science of the Total Environment*, 409: 5034-5045.
- Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., Di Luca, G. A. & Maine, M. A. (2014).** Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni, and Zn. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 105: 90-96.
- Nriagu, J. O. & Pacina, J. M. (1988).** Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333: 134-139.
- O'Geen, A. T., Budd, R., Gan, J., Maynard, J. J., Parikh, S. J. & Dahlgren, R. A. (2010).** Mitigating nonpoint source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. *Advances in Agronomy*, 108: 1-76.
- Page, A. L., Miller, R. H. & Kenny, D. (1982).** *Methods of soil analysis. Part 2*. Wisconsin: American Society of Agronomy. Soil Science Society of America.
- Rearte, T. A., Bozzano, P. B., Andrade, M. L. & Fabrizio de Iorio, A. (2013).** Biosorption of Cr(III) and Pb(II) by *Schoenoplectus californicus* and insights into the binding mechanism. ISRN Chemical Engineering, 2013. Article ID 851602, 13 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2013/851602> Recuperado en: <https://www.hindawi.com/journals/isrn/2013/851602/> (diciembre - 2016)
- Reichman, S. M. (2002).** *The responses of plants to metal toxicity: A review focusing on copper, manganese and zinc*. Melbourne: Australian Minerals & Energy Environment Foundation (Ed.).
- Rendina, A., Barros, M. J. & de Iorio, A.F. (2006).** Phytoavailability and solid-phase distribution of chromium in a soil amended with organic matter. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 76:1031-1037.
- Rendina, A. & de Iorio, A. F. (2012).** Heavy metal partitioning in bottom sediments of the Matanza-Riachuelo River and main tributary streams. *Soil and Sediment Contamination*, 21: 62-81.
- Romano, M., Ferreyra, H., Ferreyroa, G., Molina, F.V., Caselli, A., Barberis, I., Beldoménico, P. & Uhart, M. (2016).** Lead pollution from waterfowl hunting in wetlands and rice fields in Argentina. *Science of the Total Environment*, 545-546: 104-113.
- Rosa, M., Prado, F., Hilal, M., Pagano, E. & Prado, C. (2014).** Phytoremediation: strategies of argentinean plants against stress by heavy metals. In: Alvarez, A. & Polti, M.A. (Eds.) *Bioremediation in Latin America. Current Research and Perspectives*. Switzerland: Springer, 123-134.
- Salibián, A. (2006).** Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista river of Argentina. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 185: 35-65.
- Serafini, R. J. M., Arreghini, S. & de Iorio, A. F. (2007).** Could *Sagittaria montevidensis* be used in phytoremediation strategies? In: Scarpati, O.E. & Jones, J.A.A. (Eds.). *Environmental change and rational water use*. Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora, 203-214.
- Sposito, G. (1989).** *The chemistry of soils*. New York: Oxford University Press.
- StatSoft, Inc. (2004).** Statistical (data analysis software system), version 7. <http://www.statsoft.com>
- Taggart, M. A., Mateo, R., Charnock, J. M., Bahranmi, F., Green, A. J. & Meharg, A. A. (2009).** Arsenic rich iron plaque on macrophyte roots-an ecotoxicological risk? *Environmental Pollution*, 157: 946-954.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C. & Bisson, M.**

(1979). Sequential extraction procedures for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7): 844-851.

Valea, C. I. (2011). Acumulación de metales pesados en plantas acuáticas nativas: Localización intra y extracelular: estrategias de tolerancia. Tesis de Grado de la Carrera de Ciencias Ambientales. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires.

Warren, L. A. & Haack, E. A. (2001). Biogeochemical controls on metal behavior in freshwater environments. *Earth-Science Reviews*, 54: 261-320.

Xu, Y., Sun, Q., Yi, L., Yin, X., Wang, A., Li, Y. & Chen, J. (2014). The source of natural and anthropogenic heavy metals in the sediments of the Minjiang River Estuary (SE China): Implications for historical pollution. *Science of the Total Environment*, 493: 729-736.

Recibido: 18 de abril de 2016 - Aceptado: 04 de octubre de 2016

Cianobacterias productoras de 2-metilisoborneol en Corrientes (Argentina)

SILVIA OTAÑO¹, NANCY ROMÁN Y CINTHIA BOGARÍN.

¹ Autor para correspondencia, Laboratorio Central. Aguas de Corrientes S.A. Gobernador Pampín 115.
Corrientes. C.P. 3.400. Argentina.
E-mail: silviaotano@gmail.com

Abstract. The Uruguay River is a source of drinking water for the city of Paso de Los Libres (Corrientes, Argentina). Potentially harmful cyanobacteria, sometimes forming blooms, have been detected since the year 2008. Weekly water samples from Uruguay River at Paso de Los Libres were analyzed from May 2006 to assess water quality for drinking water supply. Besides, samples from water intake of the water treatment plant of Paso de los Libres and surface water samples from Stream Yatay, a tributary of Uruguay River upstream Paso de los Libres, were studied on March 2012 due to the presence of tastes and odors. Phytoplankton species were identified and quantified. Mouse bioassays and microcystins analysis by ELISA method were performed on raw water from Uruguay River, and geosmin and 2-methylisoborneol content in raw water and in drinking water were analyzed by GC-MS. Samples from Yatay stream were cultured in BG11 medium without nitrate. A bloom of *Planktothricoides raciborskii* (Woloszynska) Suda & Watanabe was registered in Yatay stream on March 2012, together with low abundances of *Dolichospermum helicoideum* (Bernard) Wacklin, Hoffmann & Komárek. High levels of 2-methylisoborneol were detected in raw water, and powdered activated carbon was applied to remove odour and taste compounds. Mouse bioassays and microcystins analysis were negative. *Planktothricoides raciborskii* and *D. helicoideum* are rare tropical species, and they are new records for Argentina.

Keywords: Odour metabolites, *Planktothricoides raciborskii*, Uruguay River, drinking water, activated carbon.

Resumen. El río Uruguay constituye la fuente de agua potable para la localidad de Paso de Los Libres (Corrientes, Argentina). Se han detectado cianobacterias potencialmente nocivas, a veces formando floraciones, desde 2008. Con el objetivo de evaluar la calidad de agua destinada al consumo humano, se realizaron muestreos semanales del agua del río Uruguay en Paso de los Libres desde 2006. Ante la presencia de malos olores en marzo de 2012, se analizaron además muestras de agua de ingreso a la planta potabilizadora y muestras de agua superficiales del arroyo Yatay, tributario del río Uruguay aguas arriba de Paso de Los Libres. Se identificaron y cuantificaron las especies fitoplanctónicas. Se realizaron bioensayos de toxicidad en ratón y análisis de microcistinas por ELISA en el agua cruda del río Uruguay, y se analizaron el contenido de geosmina y 2-metilisoborneol en el agua cruda y en el agua de consumo por GC-MS. Se cultivaron muestras de agua del arroyo Yatay en medio de cultivo BG11 sin nitratos. En marzo de 2012 se registró una floración de *Planktothricoides raciborskii* (Woloszynska) Suda & Watanabe, junto con una baja abundancia de *Dolichospermum helicoideum* (Bernard) Wacklin, Hoffmann & Komárek. Se detectaron altos niveles de 2-metilisoborneol en el agua cruda, utilizándose carbón activado en polvo para la remoción de olores y sabores. Los bioensayos de toxicidad y los análisis de microcistinas resultaron negativos. *Planktothricoides raciborskii* y *D. helicoideum* son especies tropicales registradas en raras ocasiones, y constituyen citas nuevas para Argentina.

Palabras Clave: Metabolitos olorosos, *Planktothricoides raciborskii*, río Uruguay, agua potable, carbón activado.

INTRODUCCIÓN

Es bien conocida la capacidad de las cianobacterias de producir diversas toxinas y olores y sabores desagradables. El incremento en la concentración de nutrientes, los bajos caudales y las altas temperaturas, favorecen el desarrollo masivo de algas, especialmente del grupo de las cianobacterias.

En Argentina se han detectado una gran diversidad de algas potencialmente nocivas en diversos ambientes, entre las que se destacan *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, *Dolichospermum spiroides* (Klebhan) Wacklin, Hoffmann & Komárek, *Dolichospermum circinale* (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) Wacklin, Hoffmann & Komárek y *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Amé, 2003; Echenique et al., 2001; Ruibal Conti, 2003), registrándose éstas y otras especies en la región nordeste del país (Otaño, 2009a, 2009b, 2012; Tell, 1994; Zalocar de Domitrovic y Forastier, 2005a,b).

Estas especies son capaces de producir microcistinas y anatoxinas (Chorus & Bartram, 1999). *Cylindrospermopsis raciborskii* es una especie cuyas cepas del hemisferio norte pueden generar la hepatotoxina cylindrospermopsina, mientras que las cepas del hemisferio sur generarían los compuestos neurotóxicos saxitoxinas (Lagos et al., 1999; Otaño, 2009a; Yunes et al., 2003).

Entre los compuestos no tóxicos responsables de los malos olores y sabores en el agua, se destacan la geosmina y el 2-metilisoborneol (2-MIB), semejantes al olor a tierra y moho. La presencia de estos metabolitos influyen negativamente en los procesos de potabilización del agua, debiéndose en esos casos recurrir a tratamientos avanzados de potabilización para lograr su remoción, tales como carbón activado u ozono, entre otros.

El río Uruguay es utilizado como fuente de agua potable para las localidades de Santo Tomé, Paso de Los Libres y Monte Caseros, en la provincia de Corrientes. A los fines de asegurar la calidad del agua se realizan monitoreos periódicos que incluyen la evaluación de la presencia de algas potencialmente nocivas. Los monitoreos realizados en las zonas de captación de agua han demostrado la presencia

de varias especies de cianobacterias, algunas de las cuales se presentan formando floraciones, generalmente en los meses más calurosos. *Dolichospermum spiroides* ha provocado serios inconvenientes en el proceso de potabilización debido a la generación de geosmina, llegando a alcanzar los 463 ng/L, siendo los valores de 2-MIB menores a los 5 ng/L (datos no publicados).

Estos monitoreos permiten la puesta en marcha de planes de contingencia destinados a optimizar el tratamiento del agua en sus diversas etapas, ante los bruscos cambios en la composición y abundancia del fitoplancton, y su capacidad de generar toxinas y otros metabolitos indeseables.

El objetivo del estudio fue evaluar la presencia, distribución y abundancia de algas potencialmente nocivas en aguas del río Uruguay destinadas al consumo humano, la identificación de especies que constituyan nuevas citas para la Argentina, y la evaluación de toxinas, malos olores y sabores asociados a las especies fitoplanctónicas registradas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se recolectaron semanalmente muestras de agua del río Uruguay en los sitios utilizados como fuente de agua potable para las localidades de Santo Tomé, Paso de Los Libres y Monte Caseros, desde mayo de 2006 (Figura 1). Estas muestras provienen de monitoreos de rutina donde se analizan los parámetros físicos, químicos y biológicos de calidad de agua.

Por otra parte, el arroyo La Despedida, que es el receptor del efluente de las lagunas de estabilización de líquidos cloacales de la ciudad de Paso de Los Libres, desemboca en el arroyo Yatay, siendo éste tributario del río Uruguay. El arroyo Yatay es monitoreado sin una frecuencia fija a los fines de evaluar su calidad de agua y su posible influencia en su afluente, el río Uruguay. Para tal fin se recolectaron muestras de agua superficiales del arroyo Yatay en septiembre de 2009, septiembre de 2011 y julio de 2012, realizándose análisis físicos, químicos y biológicos.

Ante la detección de la floración de *P. raciborskii* en Paso de Los Libres en marzo de 2012, se incluyó un muestreo en diversos puntos sobre

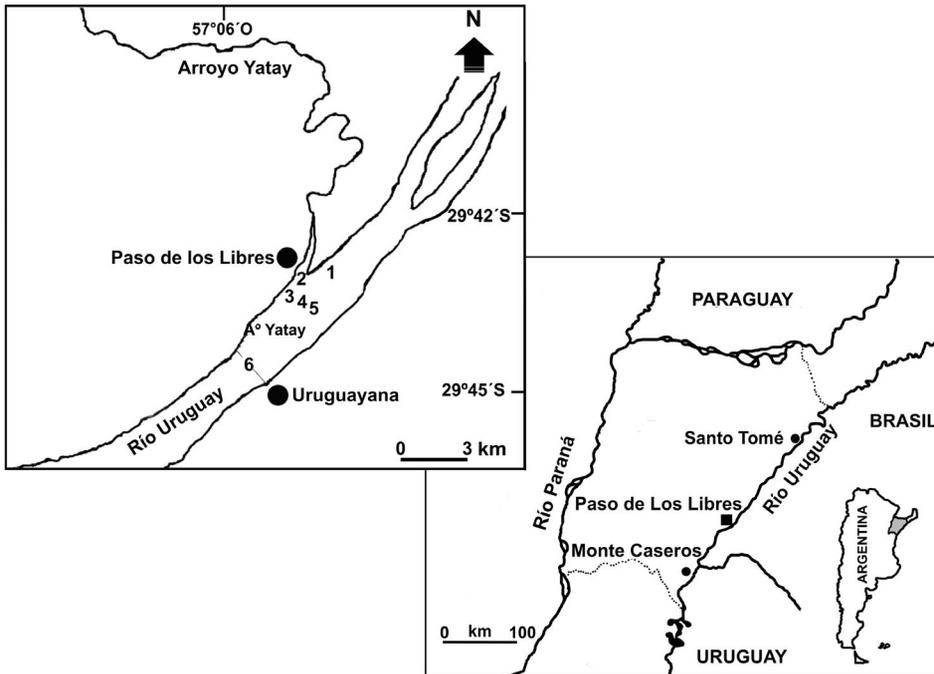


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo.

Referencias: 1 - 100m aguas arriba desembocadura A° Yatay, 2- Desembocadura A° Yatay, 3- Toma Costanera, 4- A 100m desde la costa, 5- A 200m desde la costa, 6- Toma Puente

el río Uruguay y sobre su tributario el arroyo Yatay en su desembocadura en el río Uruguay. Paso de los Libres posee su toma de agua para potabilización a la altura del puente internacional que une a esta localidad con Uruguayana (Brasil) (Toma Puente), pero ante los episodios frecuentes de niveles extremadamente bajos del río Uruguay, se incluyó otra toma de agua en el río Uruguay aguas abajo de la desembocadura del arroyo Yatay (Toma Costanera) (Figura 1). Se extrajeron con bidones de 5 L muestras de agua cruda desde la superficie del agua y de las tomas de ingreso a la planta potabilizadora de Paso de Los Libres. Las muestras fueron inmediatamente refrigeradas y llevadas al Laboratorio Central de Aguas de Corrientes S.A., en la ciudad de Corrientes donde se midió el pH, la conductividad eléctrica, la turbiedad, el oxígeno disuelto. Se determinó la alcalinidad, demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y demanda química de oxígeno (DQO), sólidos sedimentables, residuo sólido, sólidos fijos y volátiles y la concentración de cloruros, amonio, nitritos, nitratos y el fósforo reactivo disuelto de acuerdo a métodos de APHA (1999).

Las muestras destinadas a la identificación del fitoplancton fueron preservadas con

formaldehído al 4%. El recuento del fitoplancton se efectuó con cámara Sedgewick-Rafter, previa preservación con solución de Lugol y concentración por centrifugación. El material fue incorporado al herbario del Laboratorio Central de Aguas de Corrientes S.A., con la sigla LC (ACSA) y su numeración correspondiente.

Se efectuó la identificación de especies por observación al microscopio óptico, utilizando claves y manuales taxonómicos (Komárek, 2013; Komárek & Anagnostidis, 1989, 2005; Komárek & Komárková-Legnerová, 2002; Komárek & Zapomělová, 2007, 2008; Watanabe *et al.*, 2004).

Para la evaluación de olores en el agua cruda y en el agua de consumo, se enviaron muestras de agua preservadas en frío a Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AYSA), realizándose la determinación de geosmina y 2-MIB mediante Cromatografía Gaseosa (GC-MS) y microextracción en fase sólida (Ikai *et al.*, 2003; Ochiai *et al.*, 2011). Se realizaron además análisis sensoriales mediante paneles de olores y sabores de acuerdo a la metodología de APHA (1999). En los ensayos de panel los niveles de percepción de olores a moho alcanzaban entre 20 ng/L a 300 ng/L para el 2-MIB, valores superiores causaban saturación.

Se compararon los tipos de percepción con anteriores paneles de olores en presencia de *D. spiroides* productora de geosmina en el año 2008 y dentro del mismo rango de percepción en cuanto a olor a moho, en este período se acentuaba más la intensidad en el cambio de sensación en el sabor que en el olor.

Para la remoción de metabolitos olorosos se aplicaron al agua cruda dosis de carbón activado en polvo en el orden de los 60-80 mg/L. Cuando se inicia el evento, con las primeras percepciones de sabor y olor a moho en el orden de 20 ng/L, se empieza a aplicar en la planta potabilizadora dosis de 20 mg/L carbón activado previamente preparado en solución en cuba con agitación permanente para incorporarlo en la captación del agua cruda, asegurando el mayor tiempo de contacto que pueda permitir esta planta potabilizadora convencional. Estas dosis se fueron incrementando de acuerdo a la intensidad sensorial alcanzando las dosis citadas anteriormente.

Se efectuaron análisis de microcistinas mediante la técnica ELISA (Chu *et al.*, 1990) en las muestras de marzo de 2012, y bioensayos mediante la prueba ratón (AOAC, 1995) en el agua de ingreso a la planta potabilizadora de Paso de Los Libres del día 29/05/2012. Los bioensayos fueron realizados en el bioterio del Centro Nacional de Parasitología y Enfermedades Tropicales en la ciudad de Corrientes, Argentina.

RESULTADOS

En los muestreos del arroyo Yatay de septiembre de 2009, septiembre de 2011 y julio de 2012 se registró la presencia de *P. raciborskii* en bajas concentraciones, no superando las 104 cél./mL. Se observó que la calidad del agua tuvo una gran variabilidad anual, presentando amplios rangos en casi todos los parámetros, especialmente en los valores de conductividad, turbidez, nutrientes, oxígeno disuelto, DBO₅ y DQO (Tabla 1).

Durante los monitoreos semanales efectuados en el Río Uruguay, se observó la presencia de *P. raciborskii* a unos 80 km aguas abajo de Paso de Los Libres, a la altura de la localidad de Monte Caseros, en marzo de 2009 y septiembre de 2011, con una abundancia de 140 y 17 cél./ml, respectivamente.

El 26 de marzo de 2012 se observó una floración de *P. raciborskii* en el arroyo Yatay, con 453000 cél./ml, constituyendo el 82% del fitoplancton total. Otras especies presentes fueron *D. helicoideum* y *Cuspidothrix issatschenkoii* (Usachev) Rajaniemi, Komárek, Willame, Hrouzek, Kastovská, Hoffmann & Sivonen (Tabla 2). La abundancia del fitoplancton disminuyó desde la costa hacia el centro del río. La Toma Costanera estuvo muy influenciada por el aporte de algas del arroyo Yatay en marzo, encontrándose además en ese punto en mayo

Tabla 1. Parámetros físico-químicos y abundancia de *Planktothricoides raciborskii* (Woloszynska) Suda & Watanabe registrados en el Arroyo Yatay. sd: sin datos.

	07/09/2009	26/09/2011	10/07/2012
pH	7,10	7,43	7,27
Turbiedad (UNT)	449,0	10,4	62,0
Conductividad eléctrica (µS/cm)	389,0	432,0	31,3
Sólidos sedimentables (mg/L)	sd	sd	6,0
Residuo sólido (mg/L)	281,0	276,0	28,0
Sólidos fijos (mg/L)	181,0	216,0	sd
Sólidos volátiles (mg/L)	100,0	60,0	104,0
Cloruros (mg/L)	61,0	52,0	33,0
Alcalinidad (mg/L)	122,0	118,0	71,0
Fósforo reactivo soluble (mg/L)	0,1	1,4	0,04
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	4,4	4,5	0,01
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,1	0,22	< 0,01
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	< 1	1	0,1
Oxígeno disuelto (mg/L)	4,7	8,1	9,7
DBO ₅ (mg/L)	9,0	6,0	20,0
DQO (mg/L)	20,0	23,0	7,0
<i>P. raciborskii</i> (cél./ml)	54,0	104,0	23,0

Tabla 2. Distribución espacial del fitoplancton (cél./ml) en los sitios de muestreo establecidos en el río Uruguay y concentraciones de 2-MIB (ng/L) el 26 de marzo de 2012. - : no detectada.

	1	2	3	4	5
<i>Dolichospermum helicoideum</i> (C. Bernard) Wacklin, Hoffmann & Komárek	-	116	70	-	-
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) Rajaniemi, Komárek, Willame, Hrouzek, Kastovská, Hoffmann & Sivonen	-	10	2	-	-
<i>Planktothricoides raciborskii</i> (Woloszynska) Suda & Watanabe	-	453000	4845	10	-
Otras cianobacterias	52	45	39	4	9
Chrysophyta	44	703	154	72	104
Chlorophyta	840	10300	712	1048	1608
Euglenophyta	-	200	1	-	-
Pyrrophyta	4	1.200	73	25	3
Fitoplancton total	940	465574	5896	1159	1724
2-MIB	10	4370	1360	58	66

una concentración más elevada de *D. circinale* que en la Toma Puente (Tabla 3).

Se encontraron concentraciones de 2-MIB de 4370 ng/L en el agua de ingreso a la planta potabilizadora, y de 8 ng/L en el agua de consumo tratada con dosis de 60-80 mg/L de carbón activado en polvo, lográndose una remoción de 99,8%. En la apreciación sensorial por paneles de olores se percibió olor muy evidente a mohó en el agua cruda. En el agua potable el olor fue prácticamente imperceptible pero el gusto a mohó fue evidente.

Los análisis de microcistinas realizados durante la floración de *P. raciborskii* de marzo de 2012, y los bioensayos efectuados durante la floración de *D. circinale* de mayo de 2012 resultaron ambos negativos.

Especies citadas por primera vez en Argentina

Planktothricoides raciborskii (Woloszynska) Suda & Watanabe, 2002. (Figura 2).
Sinónimos: *Oscillatoria raciborskii* Woloszynska

Tabla 3. Evolución temporal del fitoplancton (cél./ml) en las dos tomas de agua (3: Costanera y 6: Puente) de Paso de los Libres en muestreos de 2012. - : no detectada.

	20/2		26/3		29/5	
	3	6	3	6	3	6
<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) Wacklin, Hoffmann & Komárek	-	-	-	-	12950	4000
<i>D. helicoideum</i> (C. Bernard) Wacklin, Hoffmann & Komárek	-	-	70	-	-	-
<i>Aphanizomenon schindleri</i> Kling, Findlay & Komárek 1994	-	-	-	-	1175	385
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) Rajaniemi, Komárek, Willame, Hrouzek, Kastovská, Hoffmann & Sivonen	-	-	2	-	713	28
<i>Planktothricoides raciborskii</i> (Woloszynska) Suda & Watanabe	155	-	4845	-	-	-
Otras cianobacterias	26	-	39	1	-	-
Chrysophyta	80	16	154	3	53	38
Chlorophyta	248	312	712	3	75	33
Euglenophyta	-	-	1	-	1	-
Pyrrophyta	4	4	73	1	59	1
Fitoplancton total	513	332	5896	8	15026	4485

1912, *Planktothrix raciborskii* (Woloszynska) Anagnostidis & Komárek 1988.

Tricomas rectos negruzcos, no constrictos, algo curvados y atenuados hacia los extremos, con aerótopos. Células de 9,5-10 μm de ancho y 3,5-5 μm de largo. Células apicales a veces

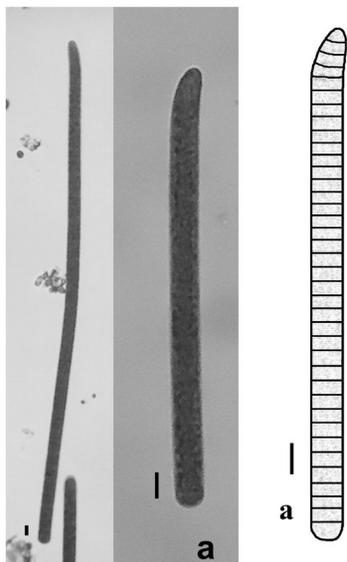


Figura 2. *Planktothricoides raciborskii*. a: tricoma. Escala = 10 μm .

curvadas, cónico-redondeadas, sin caliptra.

Distribución: Indonesia (Silva *et al.*, 1996), Israel (Vinogradova *et al.*, 2000), Japón (Suda *et al.*, 2002), China (Wang *et al.*, 2011) y Australia (Bostock & Holland, 2010).

Material estudiado: ARGENTINA, Prov. Corrientes: Dpto. Paso de Los Libres, Arroyo Yatay, 26-III-2012, Otaño (ACSA, LC).

Dolichospermum helicoideum (Bernard) Wacklin, Hoffmann & Komárek, 2009. (Figura 3). Sinónimo *Anabaena helicoidea* Bernard 1908.

Tricomas irregularmente espiralados. Células vegetativas en forma de barril, de 3,5-4

μm de ancho y 4,5-5 μm de largo, con aerótopos. Heterocitos esféricos o ampliamente ovales, intercalares o apicales, de 5-6 μm de ancho y 6-6,5 μm de largo. Acinetos cilíndricos algo curvados distantes de los heterocitos, de 4-5 μm de ancho 7-10 μm de largo, espirales de 15-20 μm de ancho, separados por 5-10 μm .

Distribución: Indonesia (Bernard, 1908), España (Álvarez-Cobelas y Gallardo, 1988) y Méjico (Komárek & Komárková-Legnerová, 2002).

Material estudiado: ARGENTINA. Prov. Corrientes: Dpto. Paso de Los Libres, Arroyo Yatay, 26-III-2012, Otaño (ACSA, LC).

DISCUSIÓN

Los caracteres morfológicos y ecológicos, válidos para la identificación de especies, indican que los individuos del río Uruguay y sus afluentes aquí analizados corresponden a la descripción de *P. raciborskii*. La identificación de *P. raciborskii* puede ser confirmada con datos moleculares de Suda *et al.* (2002).

La falta de estudios genéticos en *D. helicoideum* hace que esta especie pueda ser identificada hasta el momento solamente de acuerdo a sus características morfológicas. En su descripción original los heterocitos se presentan en forma intercalar, aunque según Komárek & Komárková-Legnerová (2002) éstos pueden ser también apicales, y establecen que se podría tratar de una especie de distribución pantropical y subtropical, muchas veces pasadas por alto. La descripción incompleta de *D. helicoideum* en poblaciones de España sugiere que podría tratarse en realidad de *Dolichospermum flos-aquae* (Brébisson ex Bornet & Flahault) Wacklin, Hoffmann & Komárek o *Dolichospermum spiroides* var minima

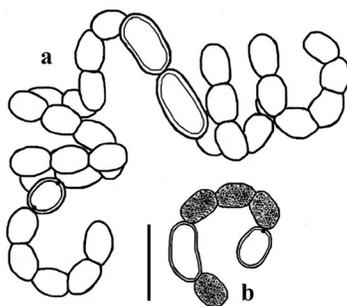


Figura 3. *Dolichospermum helicoideum*. a: tricoma con heterocisto intercalar. b: tricoma con heterocisto terminal. Escala = 10 μm .

(Álvarez-Cobelas y Gallardo, 1988).

Planktothricoides raciborskii ha sido citada como productora de 2-MIB en el Lago Dianchi en China con contenidos extracelulares de 76ng/L, siendo la fracción intracelular del 95,1% (Li *et al.*, 2007). Los tres criterios para determinar organismos causantes de olores y sabores abarcan la concurrencia de olor y organismo en el campo, aislamiento del organismo, y análisis de producción de olor en laboratorio (Li *et al.*, 2007). En el presente trabajo se lograron determinar el primero y el último de los tres criterios mencionados. Sin embargo, la identificación de *P. raciborskii* citada como productora de 2-MIB, la detección de este compuesto durante una floración de esta especie, la disminución en los valores de 2-MIB coincidentes con la disminución de las abundancias de *P. raciborskii* y la ausencia de otras especies fitoplanctónicas consideradas como generadoras de 2-MIB, podrían indicar que la especie responsable del problema sería *P. raciborskii*. La síntesis de 2-MIB estaría regulada por la intensidad de la luz, activándose la transcripción de los genes que lo sintetizan a baja intensidad de luz y desactivándose a altas intensidades lumínicas (Wang *et al.*, 2011).

Jung *et al.* (2004) sugieren el tratamiento del agua con dosis de 50 mg/L de carbón activado en polvo ante una concentración de 100ng/L de 2-MIB. Sin embargo, durante el presente estudio dosis similares de carbón activado en polvo para tratar niveles de 2-MIB cuarenta veces más elevados, fueron suficientes para permitir una remoción al nivel del umbral de detección, que varía entre los 10 ng/L y los 30 ng/L (Jung *et al.*, 2004; Ndiongue *et al.*, 2006). Esto podría deberse a varios factores, tales como la calidad del agua a tratar, los tipos de carbón utilizados y el tiempo de contacto del agua con el mismo.

Por otra parte, se encontraron diferencias entre la geosmina presente en el año 2008 y el 2-MIB detectado en el año 2012. En agua cruda se percibió olor muy evidente a tierra en presencia de geosmina, y a moho en presencia de 2-MIB. En el agua potable con presencia de geosmina se percibió olor y gusto a tierra que se intensificó al calentar la muestra, y en presencia de 2-MIB el olor fue prácticamente imperceptible, siendo el gusto a moho muy evidente.

No hay registros a la fecha de antecedentes de producción de toxinas por parte de *P. raciborskii* ni de *D. helicoideum*. Sin embargo no se puede descartar la posibilidad de su producción debido a los escasos registros de ambas especies a nivel mundial.

REFERENCIAS

- Álvarez-Cobelas, M. y Gallardo, T. (1988).** Catálogo de las algas continentales españolas. V. Cyanophyceae Schaffner 1909. *Acta Botánica Malacitana*, 13: 53-76
- Amé, M.V. (2003).** Microcistinas en el embalse San Roque (Córdoba). Presencia, ecotoxicidad, regulación y biodegradación. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba. Argentina.
- Bostock, P. D. & Holland, A. E. (2010).** Census of the Queensland Flora 2010. Brisbane: Queensland Herbarium, Department of Environment and Resource Management.
- Chorus, I. & Bartram, J. (1999).** Toxic Cyanobacteria in Water. London: World Health Organization.
- Chu, F. S., Huang, X. & Wei, R. D. (1990).** Enzyme-linked immunosorbent assay for microcystins in blue-green algal blooms. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 73 (3): 451-456.
- Echenique, R. O., Ferrari, L. & González, D. (2001).** Cyanobacterial blooms in Paso de las Piedras reservoir (Buenos Aires, Argentina). *Harmful Algae News*, 22: 3.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R. & Fabrizio de Iorio, A. (2007).** A methodological approach to water quality assessment in an ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *Geojournal*, 70: 281-288.
- Ikai, Y., Honda, S., Yamada, N., Onuma, S., Tomita, B., Kawamura, N. & Miyazaki, Y. (2003).** Determination of Geosmin and 2-Methylisoborneol in Water using Solid Phase Extraction and Headspace-GC/MS. *Journal of the Mass Spectrometry Society of Japan*, 51 (1): 174-178.
- Jung, S. W., Baek, K. H. & Yu, M. J. (2004).** Treatment of taste and odor material by oxidation and adsorption. *Water Science and Technology*, 49 (9): 289-95.

- Komárek, J. (2013).** Cyanoprokaryota 3. Teil Heterocytous Genera. En: B. Büdel, Gärtner, G., Krienitz, L. & Schagerl, M. (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berlin: Springer Spektrum.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1989).** Modern approach to the classification system of cyanophytes, 4 Nostocales. *Algological Studies*, 82: 247-345
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005).** Cyanoprokaryota II. Teil Oscillatoriales. En Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G. & Schagerl, M. (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa. München: Elsevier.
- Komárek, J. & Komárková-Legnerová, J. (2002).** Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central Mexico. *Preslia*, 74: 207-233
- Komárek, J. & Zapomělová, E. (2007).** Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus *Anabaena* = subg. *Dolichospermum* – 1. part: coiled types. *Fottea*, 7 (1): 1-31.
- Komárek, J. & Zapomělová, E. (2008).** Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus *Anabaena* = subg. *Dolichospermum* – 2. part: straight types. *Fottea*, 8 (1): 1-14.
- Lagos, N., Onodera, H., Zagatto, P.A., Andrinolo, D., Azevedo, S & Oshima, Y. (1999).** The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brasil. *Toxicon*, 37 (10): 1359-1373
- Li, L., Wan, N., Gan, N. Q., Xia, B. D. & Song, L. R. (2007).** Annual dynamics and origins of the odorous compounds in the pilot experimental area of Lake Dianchi, China. *Water Science and Technology*, 55 (5): 43-50.
- Deng, H., Ye, Z. H. & Wong, M. H. (2009).** Lead, zinc and iron (Fe²⁺) tolerances in wetland plants and relation to root anatomy and spatial pattern of ROL. *Environmental and Experimental Botany*, 65: 353-362.
- Ndiongue, S., Anderson, W., Tadwalkar, A., Rudnickas, J., Lin, M. & Huck, P. (2006).** Using Pilot-Scale Investigations to Estimate the Remaining Geosmin and MIB Removal Capacity of Full-Scale GAC-Capped Drinking Water Filters. *Water Quality Research Journal of Canada*, 41 (3): 296-306
- Ochiai, N., Sasamoto, K. & Hoffmann, A. (2011).** Determination of 2-Methylisoborneol, Geosmin and 2,4,6-Trichloroanisole in Drinking Water by Dynamic Headspace Coupled to Selectable 1D/2D GC-MS with Simultaneous Olfactory Detection. *Global Analytical Solutions*. Gerstel. 8 pp
- Otaño, S. (2009a).** Saxitoxins in Argentinean Inland Waters. *Harmful Algae News*, 39:19
- Otaño, S. (2009b).** First report of the cyanobacterium *Aphanizomenon schindleri* (Nostocales, Cyanophyceae) in River Uruguay, Argentina. *Algological Studies*, 131: 35-42.
- Otaño, S. (2012).** *Aphanizomenon favaloroii* spec. nov. (Cyanobacteria, Nostocales), a new planktic species from Argentina. *Algological Studies*, 138: 27-36.
- Ruibal Conti, A. L. (2003).** Seasonal Variation of microcystins in Argentina Inland Waters. Master of Science Thesis. Kyoto University. Kyoto. Japan.
- Kabata-Pendias, A. (2004).** Soil-plant transfer of trace elements-an environmental issue. *Geoderma*, 122(2-4): 143-149.
- Kabata-Pendias, A. (2011).** Trace elements in soils and plants. 4ed. Florida: CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Silva, P. C, Basson, P. W. & Moe, R. L. (1996).** Catalogue of the benthic marine algae of the Indian Ocean. *University of California Publications in Botany*, 79: 1-1259
- Suda, S., Watanabe, M. M., Otsuka, S., Mahakahant, A., Yongmanitchai, W., Nopartnaraporn, N., Liu, Y. & Day, J. (2002).** Taxonomic revision of water-bloom-forming species of oscillatoriid cyanobacteria. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52: 1577-1595.
- Tell, G. (1994).** Planktonic Cyanophyceae from Northeastern Argentina. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 27 (4): 347-360.
- Vinogradova, O. M., Wasser, S. P. & Nevo, E. (2000).** Cyanoprokaryota. En: E. Nevo & Wasser, S.P. (Eds.). *Cyanoprokaryotes and algae of continental Israel. Biodiversity of cyanoprokaryotes, algae and fungi of Israel*. (pp. 32-141). A.R.A. Gantner Verlag KG, Ruggell.
- Wacklin, P., Hoffmann, L. & Komárek, J. (2009).** Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova. *Fottea*, 9 (1): 59-64.
- Wang, Z., Xu, Y., Shao, J., Wang, J. & Li, R. (2011).** Genes Associated with 2-Methylisoborneol Biosynthesis in Cyanobacteria: Isolation,

Characterization, and Expression in Response to Light. *Plos One*, 6 (4): 1-9.

- Watanabe, M., Niiyama, Y. & Tuji, A. (2004).** Studies on Planktonic Blue-green Algae 10. Classification of Planktonic Anabaena with Coiled Trichomes Maintained in the National Science Museum, Tokyo. *Bulletin of the National Museum of Nature and Science, Ser. B*, 30 (4): 135-149.
- Yunes, J. S., Cunha, N.T., Barros, L. P., Proença, L.A.O. & Monserrat, J. M. (2003).** Cyanobacterial Neurotoxins from Southern Brazilian freshwater. *Communications in*

Toxicology, 9: 103-115.

- Zalocar de Domitrovic, Y. & Forastier, M. (2005a).** Cyanophyceae (Cyanobacteria) del nordeste argentino: distribución y diversidad. *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. Resumen B-038*, Universidad Nacional del Nordeste, Argentina. 4 pp.
- Zalocar de Domitrovic, Y. & Forastier, M. (2005b).** Biodiversidad de cyanophyceae (cyanobacteria) y especies toxigénicas del litoral fluvial argentino. *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II INSUGEO, Miscelánea*. 14: 213-228.

Recibido: 18 de abril de 2016 - Aceptado: 04 de mayo de 2017

Tolerancia térmica de dos cíclidos neotropicales sudamericanos *Rocio octofasciata* (Regan, 1903) y *Australoheros facetus* (Jenyns, 1842).

SS. E. GÓMEZ[†] Y A.V. VOLPEDO^{1*}

[†] Universidad de Buenos Aires. CONICET. Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA)/ Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA) Facultad de Ciencias Veterinarias - Universidad de Buenos Aires. Av. Chorroarín 280. CP C1427CWO CABA, Argentina.

E-mail: avolpedo@fvet.uba.ar

*Autor para correspondencia: **Alejandra V. Volpedo**

ABSTRACT. Temperature is one of the key environmental conditions for fish distributional range, since it can restricts or expand fish habitat. Sudden environmental temperature change could be the cause of important fish mortalities and could modify aquatic community's structure. This work studied ability for temperature acclimation and the critical thermal maximum of a tropical fish species *Rocio octofasciata* and the subtropical fish species *Australoheros facetus*. A total of eighteen experiments with 87 specimens (n: 54 for *R. octofasciata* and n:33 for *A. facetus*) has been performed using critical thermal maximum technique. The lethal temperature values and loss of equilibrium temperatures were identified for both species. Results suggested that *R. octofasciata* could acclimated at temperature between 10 and 35°C, while *A. facetus* at temperatures between 9,5 and 35°C. Loss of equilibrium temperature was established for *R. octofasciata* between 33,80 and 43,03°C and for *A. facetus* between 35,55 and 38,06°C, while lethal temperature was determined between 36,62 and 43,80°C for *R. octofasciata* and between 37,70 and 39.98°C for *A. facetus*.

Keywords: Acclimatization, cichlids, critical thermal maximum, South America.

RESUMEN. La temperatura es una de las condiciones ambientales clave para los peces, ya que permite ampliar o restringir el uso de un área determinada. Cambios repentinos de temperatura ambiental pueden provocar considerables mortalidades, o alterar a las comunidades acuáticas. En este trabajo se evalúa la capacidad de aclimatación y el máximo térmico crítico de una especie tropical *Rocio octofasciata* y otra especie subtropical *Australoheros facetus*. Se realizaron 18 experimentos con un total de 87 ejemplares (n= 54 de *R. octofasciata* y n= 33 de *A. facetus*) mediante técnicas de máximo térmico crítico. Se identificaron los valores de temperatura de muerte y temperatura de pérdida de equilibrio para ambas especies. Los resultados sugieren que *R. octofasciata* podría aclimatarse a temperaturas entre 10 a 35 °C, mientras que *A. facetus* a temperaturas entre 9,5 a 35 °C. La temperatura de pérdida del equilibrio de *R. octofasciata* es 33,80°C - 43,03 °C y para *A. facetus* entre 35,55 °C - 38,06 °C mientras que la temperatura de muerte se determinó entre 36,62 y 43,80 °C para el *R. octofasciata* y entre 37,70 y 39,98 °C para *A. facetus*.

Palabras Clave: Acclimatación, cíclidos, tolerancia térmica, Sudamérica.

INTRODUCCIÓN

La temperatura es uno de los factores claves para la distribución de los peces, ya que permite ampliar o restringir el uso de un área determinada (Cussac *et al.*, 2009). Pueden promoverse significativas mortalidades por cambios térmicos rápidos en el ambiente (Gonzalez Naya *et al.*, 2011; Rouyer *et al.*, 2014), o alteraciones en las comunidades acuáticas (Bates *et al.*, 2014; Hein *et al.*, 2014).

La temperatura de pérdida de equilibrio es un muy buen indicador de los signos de stress en peces silvestres como en especímenes en cautiverio (Chiparri-Gomes *et al.*, 1999; 2000).

El comportamiento de la tolerancia térmica de las especies es una característica fisiológica importante que influye en las posibilidades de adaptación o no a un nuevo ambiente o sobrevivir en el mismo cuando han cambiado las condiciones. El análisis de la tolerancia de los peces a altas temperaturas se desarrolla con distintas técnicas desde el inicio del siglo XX (Hathaway, 1927; Fry, 1971), siendo la temperatura de aclimatación una variable importante. Los peces tienen la particularidad de variar sus límites de mortalidad dependiendo de la temperatura de aclimatación (Brett, 1946).

Los estudios sobre la tolerancia térmica de especies comerciales destinadas para el consumo humano u ornamental son escasos (Barrionuevo & Fernandes, 1995; Currie *et al.*, 1998; Dioni & Reartes, 1975; Gómez, 1996; 2014; Rossi *et al.*, 2017) y debieran extenderse a otras especies.

Los peces de ambientes tropicales y subtropicales tienen diferentes capacidades de aclimatación frente a los cambios en las condiciones ambientales por ejemplo el aumento de la temperatura producto del cambio climático. Estos cambios pueden generar modificaciones en la distribución de las especies como la observada en peces del noroeste por Volpedo y Thompson (2016). En este sentido en el presente trabajo se evalúa la capacidad de aclimatación y el máximo térmico crítico de dos cíclidos sudamericanos, una especie tropical *Rocio octofasciata* (Regan, 1903) y otra subtropical *Australoheros facetus* (Jenyns, 1842) que tienen similares formas de vida.

Rocio octofasciata se distribuye en la zona tropical y es una especie nativa de la vertiente

atlántica del sur de México (río Papaloapán, Veracruz) y América Central (Belice, Guatemala y Honduras) que fue introducida en América del Norte, Australia y Tailandia (Conkel, 1993). La temperatura media anual en la zona tropical es de 23°C, con temperatura promedio máxima y mínima de 32° y 13°C, respectivamente (Menni, 2004). Esta especie es ornamental, muy popular por su colorido, comportamiento y fácil reproducción. Es omnívora, alimentándose de ácaros, cladóceros, quironómidos y algas filamentosas (Valtierra-Vega & Schmitter-Soto, 2000), aunque autores como Froese & Pauly (2017) la señalan como carnívora. En cautividad se alimenta fácilmente con anélidos y pequeños ciprinodontiformes vivos. El conocimiento de su biología y ecofisiología proviene en general de observaciones y de su cultivo como especie ornamental (Frey, 1961; Axelrod *et al.*, 1998).

Australoheros facetus es una especie subtropical, nativa de la "Pampasia" (Menni, 2004). Habita llanuras de Argentina entre los 33° y 39° S. En esta zona la temperatura media anual oscila entre 13 y 17°C, con mínimos y máximos promedios de 9 y 25°C, respectivamente (Menni, 2004). Esta especie se introdujo en la Península Ibérica en 1940 (Almaça, 1995; Doadrio, 2001; Ribeiro *et al.*, 2007). Es posiblemente el cíclido más austral del mundo y tiene valor ornamental internacional (Řičan & Kullander, 2006). En Argentina es muy popular en acuarismo (Gómez *et al.*, 1994), además, se lo utiliza como un animal de laboratorio en estudios eco-toxicológicos (Bulus Rossini & Ronco, 2004; Eissa *et al.*, 2010) y fisiológicos (Bacchetta *et al.*, 2011; Gómez *et al.*, 2007; 2014).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los especímenes de *A. facetus* (N= 33) fueron capturados en la laguna Chascomús (35° 34' S, 58° 01' W) con artes de pesca permitidas. Los ejemplares de *R. octofasciata* (N = 54) fueron adquiridos en diferentes granjas de peces ornamentales. Se registró la longitud estándar (LS) en mm, el rango de tallas para *A. facetus* fue de 29-56 mm y para *R. octofasciata* de 20-49 mm. Se desarrollaron 18 experimentos. Los peces se aclimataron, en grupos de cuatro, cinco o seis individuos a una temperatura constante (temperatura de aclimatación = TA) y el ajuste de la temperatura de aclimatación fue 1°C/ 1

día (Brett, 1946). La temperatura de los acuarios se mantuvo con dos resistencias eléctricas y un regulador de corriente.

El experimento se llevó a cabo con la introducción de cada espécimen en una cámara de vidrio de 20 L de capacidad y a la misma temperatura que la aclimatación. La temperatura de la cámara fue homogénea y se mantuvo con aireación adecuada producida por una bomba de 300 L/hora de capacidad. Durante el experimento la temperatura se incrementó hasta alcanzar la temperatura de "pérdida del equilibrio" (LET).

Se registró la temperatura de pérdida de equilibrio individual y la temperatura de muerte de cada pez. La LET fue el punto donde los peces perdieron la capacidad de permanecer en posición vertical dorsoventralmente y no pudieron recuperarse. Esta temperatura estuvo precedida por un comportamiento de balanceos y espasmos musculares. El punto donde el movimiento opercular cesó se consideró como el punto de muerte, este momento fue precedido por el colapso de la tensión muscular y latidos operculares lentos o rápidos (Becker & Genoway, 1979).

La LET se calculó como el promedio aritmético de los valores de la temperatura individual de pérdida de equilibrio y el DT es el promedio aritmético de los valores de temperatura individual de la muerte. El ATV se define como el cambio en la LET por grado de temperatura de aclimatación (AT).

Se calculó la diferencia en DT-LET. Los resultados fueron analizados estadísticamente aplicando técnicas de regresión y correlación

(Sokal & Rohlf, 1995). La temperatura de aclimatación se consideró como una variable independiente (Brett, 1946) y la LET como una variable dependiente. En cada caso se ajustó a una relación logarítmica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El valor de la temperatura de aclimatación afecta el valor de la LET y DT en ambas especies (Figuras 1 y 2). El rango de temperatura de pérdida de equilibrio para *R. octofasciata* (LET) es 33,80°C - 43,03°C, siendo el rango de DT del mismo orden de magnitud (36,62°C - 43,80°C). El valor de DT-LET disminuye con el aumento de temperatura de aclimatación por lo cual peces que fueron expuestos a las temperaturas más altas de aclimatación presentaron menores diferencias entre LET y DT. En el caso de *A. facetus* los resultados son similares a los de *R. octofasciata*, mostrando que a una mayor AT hay un incremento de LET and DT (Figura 2).

El rango de LET para *A. facetus* el rango es 35,55°C - 38,06°C, mientras que el de DT es de 37,70°C - 39,98°C. Los valores DT-LET de *A. facetus* disminuyen con el aumento de la temperatura de aclimatación.

Rocio octofasciata presenta una tolerancia térmica mayor que *A. facetus* (Figura 1) al ser sometido a temperaturas de aclimatación superiores a 15°C. El ATV es 0,404°C. En *A. facetus* el ATV era menor que 0,02°C.

El análisis de regresión muestra la presencia de una relación positiva con un muy buen ajuste ($R^2 > 0,93$ *R. octofasciata* y $R^2 > 0,85$

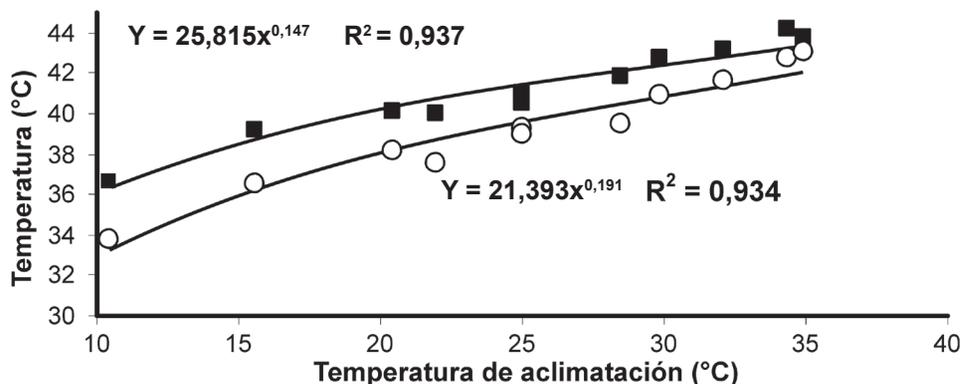


Figura 1. *Rocio octofasciata*: relación entre la temperatura de aclimatación, temperatura de muerte (DT: cuadrados) y la temperatura de pérdida de equilibrio (LET: círculos).

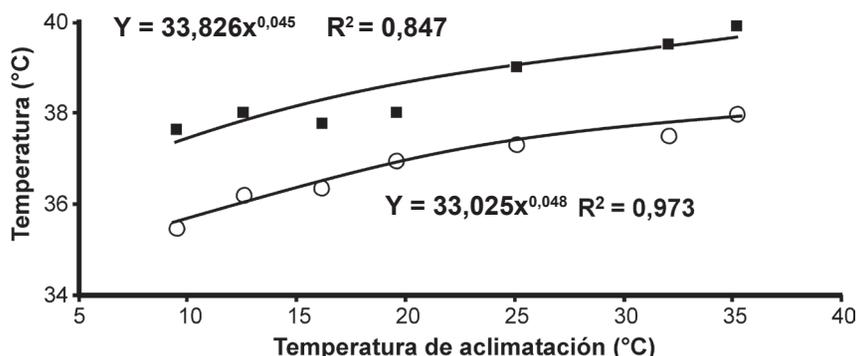


Figura 2. *Australoheros facetus*: relación entre la temperatura de aclimatación, temperatura de muerte (DT: cuadrados) y la temperatura de pérdida de equilibrio (LET: círculos).

para *A. facetus* entre el DT y el LET en relación con el AT (Figura 1 y 2).

Al comparar la relación entre el AT y el DT de ambas especies (Figura 3) se observa que la especie tropical *R. octofasciata* tiene una mayor capacidad para soportar altas temperaturas de DT que la especie subtropical *A. facetus*.

La tolerancia a elevadas temperaturas en la mayoría de los peces es una característica común lo que les permite sobrevivir ante un fenómeno climático extremo (Currie *et al.*, 1998).

Los peces mantienen características eco-fisiológicas propias de su lugar de origen como fue demostrado por Carveth *et al.* (2006) al trasplantar peces de aguas templadas a ambientes con aguas frías ya que los especímenes continuaron manteniendo un límite térmico superior de resistencia a las altas temperaturas que los especímenes de aguas frías. La LET está directamente asociada

a la temperatura de la zona de origen y a la temperatura de aclimatación (Tabla 1).

Las especies tropicales que se aclimataron a temperaturas mayores a 30°C alcanzaron LET > 40°C, sin embargo las especies subtropicales que se aclimataron a temperaturas entre 20°C y 30°C alcanzaron valores máximos de LET aproximadamente de 40°C (Tabla 1). El incremento de AT provoca un aumento de la LET y el DT. Este incremento no es lineal y a diferencia de los peces pampásicos estudiados por Gómez (1996, 2014) es poco evidente con altas temperaturas de aclimatación. Los peces que habitan en las capas superficiales de la columna de agua tienen un LET mayor que peces asociados al fondo.

La DT de *R. octofasciata* es similar a la de otras especies de peces tropicales como *Poecilia reticulata* Peters, 1860 que tiene características de un pez tropical con respecto a su resistencia a

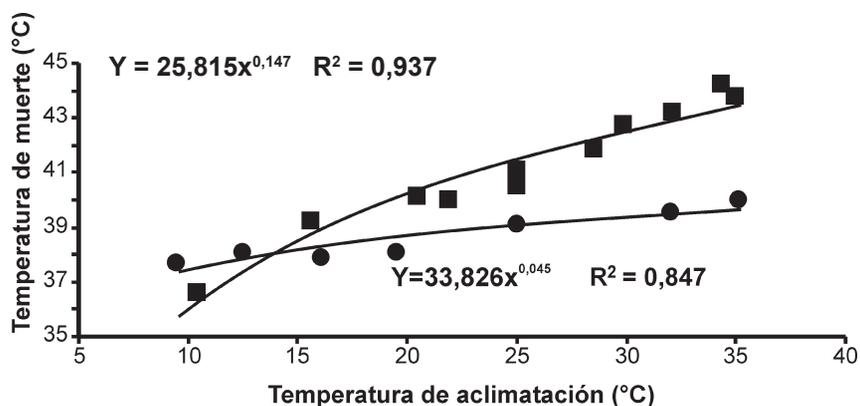


Figura 3. Relación entre la temperatura de aclimatación y temperatura de muerte. *Rocio octofasciata* (cuadrados) y *Australoheros facetus* (círculos).

Tabla 1. Temperatura de aclimatación (AT) y temperatura de pérdida del equilibrio (LET) de especies tropicales (T) y subtropicales (S) y hábitat (Menni, 2004 y Gómez, 2014). SL en mm, temperatura en °C.

Especie	AT	LET	Zona y hábitat	Referencia
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1860	20.00	39.81	S, aguas superficiales	(Giusto <i>et al.</i> 1998)
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	20.42	33.45	S, aguas superficiales	(Gómez, 2014)
<i>Rhynodoras d'orbigny</i> (Kroyer, 1855)	25.04	36.70	S, fondo	(Gómez, 2014)
<i>Micropterus salmonoides</i> (Lacépède, 1802)	30.00	38.50	S, predador de aguas vegetadas	(Currie <i>et al.</i> 1998)
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	30.00	40.30	S, predador de aguas vegetadas	(Currie <i>et al.</i> , 1998)
<i>Caquetaia kraussii</i> (Steindachner, 1878)	30.00	40.9	T, frecuentador de fondo	(Rantin, 1980)
<i>Xiphophorus maculatus</i> (Günther, 1866)	30.00	41.50	T, aguas superficiales	(Prodocimo & Freire, 2001)
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jennyns, 1842)	30.20	39.62	S, aguas superficiales	(Gómez, 2014)
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	30.79	40.06	S, fondo	(Gómez, 2014)
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	32.00	37.57	S, litorales de aguas vegetadas	(Gómez, 2014)
<i>Pterophyllum scalare</i> (Lichtenstein, 1823)	32.00	42.10	T, aguas superficiales	(Perez <i>et al.</i> 2003)
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	32.50	38.50	T, litorales de aguas vegetadas	(Rantin, 1980)
<i>Rocio octofasciata</i>	34.96	43.03	T, litorales de aguas vegetadas	(este trabajo)
<i>Australoheros facetus</i>	35.10	38.06	S, litorales de aguas vegetadas	(este trabajo)
<i>Callichthys callichthys</i> (Linneo, 1758)	38.68	36.00	S, fondo	(Gómez, 2014)

altas temperaturas. *Poecilia reticulata* posee una LET de 39,81°C, que es más alta que la de los peces de agua dulce analizados en las mismas condiciones experimentales (Giusto *et al.*, 1998).

Al comparar los resultados de DT con los obtenidos para especies tropicales como *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) que aclimatada en el rango de 12,5 a 32,5°C (Rantin, 1980) evidenció un rango de temperaturas más bajo (38.5°C) que *R. octofasciata*. La aclimatación a 30 °C de un cíclico tropical, *Caquetaia kraussii* (Steindachner, 1878), resultó en una resistencia mayor a 60 minutos a 40,9°C (Tabla 1).

Los organismos que viven en lagunas y aguas someras son capaces de aclimatarse a cambios de temperatura durante el día, sin perder su nivel de aclimatación durante la noche. Estos organismos tienen la ventaja de tolerar temperaturas más altas y cambiar su zona de tolerancia térmica a niveles de alta temperatura (Segnini de Bravo & Chung, 2001).

La diferencia promedio (DT-LET) en *R. octofasciata* es de 1.93 (SD = 0.621) y 1,92°C (SD = 0.166) en *A. facetus*. El valor de DT-LET es 2 o 3°C y es una variable poco estudiada. Sin embargo es un factor relevante ya que permite evaluar la posibilidad

de una especie de tolerar altas temperaturas en un evento extremo. Gómez (1990) encontró en el siluriforme patagónico *Hatcheria macraei* (Girard, 1855) con un origen ancestral de Brasil, una diferencia mucho mayor (DT-LET= 9°C) la cual fue descrita como un relicto fisiológico.

Rocio octofasciata es una especie euritermal, comparable con algunas especies subtropicales con amplio rango de temperatura. Su capacidad de aclimatación disminuye considerablemente a temperaturas inferiores a los 15°C (Figura 3), y hay que considerar que en su región de origen la temperatura mínima media anual es de 13°C. Esto evidencia que las bajas temperaturas en peces subtropicales también pueden producir estrés térmico tal como lo propone Currie *et al.*, (1998) para especies del hemisferio norte, lo que puede plasmarse en cambios metabólicos y fisiológicos (Rossi *et al.*, 2017).

La relación entre AT y LET es potencial (Figura 3). Análogos resultados se obtuvieron con otras especies (Gómez, 1996; 2014). Entre los cíclidos neotropicales, *R. octofasciata* alcanza una mayor pérdida de temperatura de equilibrio. En *R. octofasciata* y otras especies de peces tropicales, con temperaturas altas aclimatación, el LET es mayor a 40°C. Algunos

peces tropicales pueden estar mejor adaptados a temperaturas más altas de aclimatación y a tenores de oxígeno más bajos, lo que les permite tener una mayor amplitud en su distribución biogeográfica (Somero, 1978; 2012).

Es importante considerar estos resultados en el contexto de los estudios sobre efectos del cambio climático en la ictiofauna sudamericana, ya que se espera que continúen el aumento de temperatura en los próximos 30 años (Barros & Camillioni, 2016). Este aumento será mayor de 0,5°C (3a. Comunicación Nacional sobre Cambio climático en Argentina, <http://www.ambiente.gov.ar/>) por lo cual las especies tropicales y subtropicales podrían aclimatarse y posiblemente extender su distribución hacia latitudes más altas, lo que podría generar modificaciones en las comunidades acuáticas. Algunas modificaciones ya se han registrado en los últimos años en Argentina (Gómez *et al.*, 2004; Gómez & Menni 2005; Bates *et al.*, 2008; Avigliano *et al.*, 2011; Volpedo *et al.*, 2014; Volpedo & Thompson, 2016).

Los estudios relacionados con el comportamiento térmico de los peces deben incluir diseños de experimentos de recuperación, para determinar en qué momento, de persistir las condiciones imperantes, el proceso que llevaría a la muerte es reversible y estudiar en detalle el significado de la diferencia DT-LET para evaluar como una constante a nivel genérico o de familia. Este tipo de conocimiento sería muy útil para el manejo de poblaciones y comunidades ante los nuevos escenarios ambientales, así como para el desarrollo de la acuicultura.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo está dedicado a la memoria del Dr. Sergio E. Gómez. Agradecemos la lectura crítica del primer manuscrito por B. Baldisserotto (Br.) y de los revisores y a la asistencia técnica de R. Galeano. Agradecemos a la Universidad de Buenos Aires (UBACYT 20020150100052BA), CONICET (PIP 112-20120100543CO) y ANPCYT (PIP 2015-1823) por el apoyo financiero.

REFERENCIAS

Almaça, C. (1995). *Fish species and varieties introduced into Portuguese inland waters.*

Lisbon: Publicações Avulsas do Museu Bocage.

Avigliano, E., Tombari, A. y Volpedo A. (2011). ¿El otolito de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), refleja el estrés ambiental? *Biología Acuática*, 27: 9-15

Axelrod, A., Burgess, W. y Emmens, C. (1998). *Mini atlas de peces de acuario de agua dulce.* TFH publ., Ed. Hispano Europea, Barcelona.1008 pp.

Bacchetta, C., Cazenave, J., Parma, M. J. y Biancucci, G. F. (2011). Biochemical stress responses in tissues of the cichlid fish *Cichlasoma dimerus* exposed to a commercial formulation of endosulfan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 61: 453-460

Barrionuevo, W. R., & Fernandes, M. N. (1995). Critical thermal maxima and minima for curimbatá, *Prochilodus scrofa* Steindachner, of two different sizes. *Aquaculture Research*, 26: 447- 450

Barros, V. y Camillioni, I. (2016). *La Argentina y el cambio climático. De la Física a la Política.* Argentina: EUDEBA.

Bates, B. C., Kundzewicz, Z., Wu, S. & Palutikof, J. P. (Eds) (2008). *Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change,* Geneva: IPCC Secretariat.

Bates, A. E., Barrett, N. S., Stuart-Smith, R. D., Holbrook, N. J., Thompson, P. A. & Edgar, G. J. (2014). Resilience and signatures of tropicalization in protected reef fish communities. *Nature Climate Change*, 4: 62-67

Becker, C. D. & Genoway, R. G. (1979). Evaluation of the critical thermal maximum for determining thermal tolerance of freshwater fish. *Environmental Biology of Fishes*, 4: 245-246

Brett, J. R. (1946). Rate of gain of heat-tolerance in goldfish (*Carassius auratus*). University of Toronto studies. *Biological series*, 53: 1-28

Bulus Rossini, G. D. & Ronco, A. E. (2004). Sensitivity of *Cichlasoma facetum* (Cichlidae, Pisces) to metals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 72: 763-768

Carveth, J. C., Widmer, A. M., & Bonar, S. A. (2006). Comparison of upper thermal tolerances of native and nonnative fish species in Arizona. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135: 1433-1440

Chipparri-Gomes, A., Gomes, L. & Baldisserotto,

- B. (1999).** Lethal temperatures for silver catfish *Rhamdia quelen* fingerlings. *Journal of Applied Aquaculture*, 9: 11-21
- Chippari-Gomes, A., Carvalho Gomes L. & Baldisserotto, B. (2000).** Lethal temperatures for *Rhamdia quelen* larvae (Pimelodidae). *Ciencia Rural*, 30: 1069-1071
- Conkel, D. (1993).** *Cichlids of North and Central America*. Neptune City: TFH publications
- Currie, R. J.; W. A. Bennett; & Beitinger, T. A. (1998).** Critical thermal minima and maxima of three freshwater game-fish species acclimated to constant temperatures. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 187-200.
- Cussac, V. E., Fernández, D. A., GÓMEZ, S. E. & LÓPEZ, H. L. (2009).** Fishes of southern South America: a story driven by temperature. *Fish Physiology and Biochemistry*, 35: 29-42
- Dioni, W.; & REARTES, J. L. (1975).** Susceptibilidad de algunos peces del Paraná Medio expuestos a temperaturas extremas en condiciones de campo y laboratorio. *Physis Sección B*, 34: 129-137
- Doadrio, I. (2001).** *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Eissa, B. L.; Ossana, N. A., Ferrari, L. & Salibián, A. (2010).** Quantitative behavioral parameters as toxicity biomarkers: fish responses to waterborne cadmium. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58: 1032-1039.
- Frey, H. (1961).** *Illustrated dictionary of tropical fishes*. Neptune City: TFH Publications.
- Fry, F. E. J. (1971).** The effects of environmental factors on the physiology of fish. In: Hoar, W. S. & Randall, D. J. (Eds.). *Fish physiology*. (pp. 1-98) New York: Academic Press.
- Froese, R.; & Pauly, D. (Eds.) (2017).** *Fish base*. World Wide Web, Electronic publication. Disponible en: www.fishbase.org
- Giusto, A., Gómez; S. E., Cassará, C.; & Ferriz, R. A. (1998).** Resistencia a la temperatura y salinidad en *Poecilia reticulata* Peters, 1859. *Bioikos*, 12: 45-52.
- Gómez, S. E. (1996).** Some thermal ecophysiological observations on the catfish *Hatcheria macraei* (Girard 1855) (Siluriformes, Trichomycteridae). *Biota*, 6: 89-95.
- Gómez, S. E. (1996).** Resistencia a la temperatura e a la salinidad en pesci della provincia di Buenos Aires (Argentina), con implicazioni zoogeografiche. In: Atti Congressuali, 4° Convegno Nazionale (A.I.I.A.D.): (pp. 171-192). Associazione Italiana di Ittiologia di Acque Dolci, Trento
- Gómez, S. E. (2014).** Máximo térmico crítico en peces argentinos de agua dulce, Sud América. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, n.s.*, 16: 123-127
- Gómez, S. E., Cassará, H.; & Bordone, S. (1994).** Producción y comercialización de los peces ornamentales en la República Argentina. *Revista de Ictiología*, 2/3: 13-20.
- Gómez, S. E., Trenti, P. S. & Menni, R. C. (2004).** New fish populations as evidence of climate change in former dry areas of the pampean region (Southern South America). *Physis*, 59 (136-137): 43-44
- Gómez, S. E.; & Menni, R. C. (2005).** Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la Pampasia (Argentina Central). *Biología Acuática*, 22: 151-156
- Gómez, S. E; & Gonzalez Naya, M. J. 2007.** Resistencia a la salinidad en dos especies de peces Neotropicales de la familia Cichlidae (Pisces, Perciformes). *Memorias de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 166: 45-54
- Gonzalez Naya, J., Ramírez, L., Gómez, S. E; & Menni, R. C. (2011).** Temperature and massive fish death in southern South America. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales n.s.*, 13: 131-134
- Hathaway, E. S. (1927).** Quantitative study of the changes produced by acclimatization in the tolerance of high temperatures by fishes and amphibians. *Bulletin of the United States Bureau of Fisheries*, 43: 169-192
- Hein, C. L., Öhlund, G. & Englund, G. (2014).** Fish introductions reveal the temperature dependence of species interactions. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, 281: 2013-2641
- Menni, R. C. (2004).** Peces y ambientes en la Argentina continental. *Monografías de Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 5:1-316
- Pérez, E., Díaz, F. & Espina, S. (2003).** Thermoregulatory behavior and critical thermal limits of the angelfish *Pterophyllum scalare* (Lichtenstein) (Pisces: Cichlidae). *Journal of Thermal Biology*, 28: 531-537
- Prodócimo, V. & Arruda-Freire, C. (2001).** Critical thermal maximum and minimum on

- the platyfish *Xiphophorus maculatus* Günther (Poeciliidae, Cyprinodontiformes) – a tropical species of ornamental freshwater fish. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 97-106.
- Rantin, F. T. (1980).** Temperaturas letais do acará *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard 1824, Pisces, Cichlidae). *Boletim de fisiologia animal*, 4:9-33.
- Ribeiro, F., Orjuela, R. L., Magalhães, M. F. & Collares-Pereira, M. J. (2007).** Variability in feeding ecology of a South American cichlid: a reason for successful invasion in mediterranean-type rivers? *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 559-569
- Řičan, O. & Kullander, S. O. (2006).** Character- and tree-based delimitation of species in the “*Cichlasoma facetum*” group (Teleostei, Cichlidae) with the description of a new genus. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 44: 136-152
- Rossi, A., Bacchetta, C. & Cazenave, J. (2017).** Effect of thermal stress on metabolic and oxidative stress biomarkers of *Hoplosternum littorale* (Teleostei, Callichthyidae). *Ecological Indicators*, 79: 361-370
- Rouyer, T., Fromentin, J. M., Hidalgo M. & Stenseth, N. C. (2014).** Combined effects of exploitation and temperature on fish stocks in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 1-9
- Segnini de Bravo, M. & Chung, K. (2001).** Ecophysiological behavior of *Caquetaia kraussii* (Pisces: Cichlidae) exposed to different temperatures and salinities. *Revista de Biología Tropical*, 49: 149-156
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. (1995).** *Biometry*. 3rd ed. New York: W.H. Freeman.
- Somero, G. N. (1978).** Temperature adaptation of enzymes - biological optimization through structure-function compromises. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 9: 1-29.
- Somero, G. N. (2012).** The physiology of global change: linking patterns to mechanisms. *Annual Review of Marine Science*, 4: 39-61
- Valtierra-Vega, M.; & Schmitter-Soto, J. (2000).** Hábitos alimentarios en las mojarra (Perciformes: Cichlidae) de la laguna Cambas Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical*, 48:503-508
- Volpedo, A. V. & Thompson, G. A. (2016).** Environmental Changes on Freshwater Fish Communities in South America in the last five decades: A Case Study in Northeast Argentina. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 4: 44-59
- Volpedo, A. V., Puntoriero, M. L & Fernández Cirelli, A. (2014).** Cambios ambientales en el Lago Chasicó (Buenos Aires, Argentina) en las últimas décadas: impactos y perspectivas. En: Fernández Reyes, L., Volpedo, A., Salgot, M. (eds.), *Evaluación ambiental integral de ecosistemas degradados de Iberoamérica: experiencias positivas y buenas prácticas* (pp. 185-195). Barcelona: Red CYTED.

Recibido: 2 de abril de 2017 - **Aceptado:** 06 de septiembre de 2017

La restauración de ecosistemas. Integración de los factores de presión ecológicos y socioeconómicos en los modelos conceptuales para una gestión adaptativa

JULIA TOJA¹

¹ Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, España

E-mail: jtoja@us.es

RESUMEN. La restauración de ecosistemas, lo mismo que cualquier gestión de los mismos, tiene un alto grado de incertidumbre, debido a la gran cantidad de procesos implicados que actúan con distintas escalas espacio-temporales. Por lo tanto, es necesario aplicar un método de manejo adaptativo, que permita reaccionar de forma efectiva y, así, poder avanzar de forma continuada en la comprensión de las condiciones que se van dando en el ecosistema, para conseguir una gestión que se vaya adaptando de forma flexible a cambios. Se pueden construir modelos conceptuales que sirvan de base para el desarrollo de un plan adaptativo. Este modelo debe incluir: una introducción de la dinámica y de los problemas del ecosistema; una descripción de los impulsores del cambio, de los factores de tensión y de los atributos; los efectos ecológicos, incluyendo la descripción de las principales relaciones ecológicas afectadas por los factores de tensión y la integración del hombre como un elemento más. Pero en muchos casos, se plantea la cuestión de hasta dónde debe llegar la restauración. ¿Hasta reproducir el ecosistema original? En muchos casos, o no hay datos de cómo era el ecosistema original o la transformación ha sido tan importante o es tan grande la resistencia de la población humana implicada, que es imposible su consecución. Por lo tanto, actualmente se habla más de ecosistemas "emergentes", es decir, construir un ecosistema que mantenga una serie de procesos, funciones y elementos estructurales de alto valor intrínseco e utilitario, capaces de hacer frente a un entorno hostil. Para conseguirlo se precisa la actuación conjunta de los investigadores que informen sobre el funcionamiento del ecosistema, de los habitantes de la zona que acepten el cambio y de las distintas administraciones implicadas.

Palabras Clave: Ecosistemas emergentes, manejo adaptativo, restauración.

ABSTRACT. The restoration of ecosystems, as well as any management of them, has a high degree of uncertainty, due to the large number of processes involved that act with different spatio-temporal scales. Therefore, it is necessary to apply an adaptive management method, which allows reacting effectively and, thus, being able to progress continuously in the understanding of the conditions that are occurring in the ecosystem, to achieve a management that adapts in a flexible manner to changes and surprises. For the development of an adaptive plan, you can build conceptual models that serve as the basis for this. This model should include: an introduction to the dynamics and problems of ecosystems; a description of the drivers of change, stress factors and attributes; the ecological effects, including the description of the main ecological relationships affected by stress factors and the integration of man as one more element. But in many cases, the question arises of how far the restoration should go as far as to reproduce the original ecosystem. In many cases, there is no data on what the original ecosystem was like or the transformation has been so important or the resistance of the human population involved is so great that it is impossible to achieve it. Therefore, we now talk more about "emerging" ecosystems, that is, an ecosystem that maintains a series of processes, functions and structural elements of high intrinsic and utilitarian value, capable of facing a hostile environment. To achieve this, the joint action of researchers who report on the functioning of the ecosystem, the inhabitants of the area that accept the change and the different administrations involved is required.

Keywords: Adaptive management method, emerging ecosystems, restoration.

INTRODUCCIÓN

La restauración de ecosistemas, lo mismo que cualquier gestión de los mismos, tiene un alto grado de incertidumbre, debido a la gran cantidad de procesos implicados que actúan con distintas escalas espacio-temporales. Por lo tanto, es necesario aplicar un sistema de manejo adaptativo, que permita reaccionar de forma efectiva y, así, ir avanzando de forma continuada en la comprensión de las condiciones que se van dando en los ecosistemas, para conseguir una gestión que se vaya adaptando de forma flexible a cambios y sorpresas.

Día a día el deterioro de los ríos está aumentando a pasos agigantados en todo el mundo, perdiendo así gran parte de sus servicios ecosistémico. El deterioro puede alcanzar distintos grados de modificación y, en la mayoría de los casos redunda en una reducción del espacio fluvial, contaminación de las aguas, regulación de caudales y alteraciones morfológicas del cauce y de las riberas. Revertir estas situaciones es tanto más complejo cuanto mayor sea el grado de deterioro alcanzado.

En primer lugar hay que tener en cuenta qué es una restauración. En muchos casos (si no en la mayoría de ellos) las actuaciones se encaminan a jardinar o “parquizar” la zona degradada. Pero esto no tiene nada que ver con la restauración.

Cualquier actuación sólo tendrá una respuesta positiva si se conoce el funcionamiento natural del ecosistema a restaurar. Pero, aun si se utilizan criterios ecológicos, en primer lugar hay que hacer un estudio de las alternativas de actuación. A grandes rasgos estas son tres:

Restauración ecológica:

Restablecimiento de los procesos y funciones ecológicas y las interacciones bióticas y abióticas, que permitan el mantenimiento de un ecosistema autosuficiente integrado en el territorio. El mantenimiento del “sistema es autónomo”.

Rehabilitación:

Recuperación de uno o varios elementos del ecosistema degradado que permitan la conservación de especies o procesos de interés conservacionista. Son sistemas donde la regulación del sistema se mantiene de forma “artificial”.

Recreación:

Construcción de hábitats distintos a los preexistentes, diseñados para el mantenimiento de determinadas especies. Pueden requerir una “intensa intervención humana”, sobre todo los orientados a la educación ambiental, pero no tiene por qué ser así, como se comentará más adelante.

Restauración de ecosistemas fluviales:

¿Qué es la restauración fluvial? Es el conjunto de actividades encaminadas a devolver al río su estructura y funcionamiento como ecosistema, de acuerdo a unos procesos y una dinámica equivalentes a las condiciones naturales, o que se establezcan como de “referencia del buen estado ecológico” o del “mejor estado ecológico potencial”. Por ejemplo, en el caso de los ríos hay que tener en cuenta que son sistemas en los que los factores fisicoquímicos que determinan su funcionamiento y las comunidades biológicas asociadas guardan una relación entre sí que responde a diversas escalas espaciales: región biogeográfica, cuenca, segmento fluvial, zonas de rápidos y/o remansos y microhábitats dentro de cada uno de estos últimos. Cada una de estas escalas determina distintos factores que influyen en el funcionamiento del río. A nivel de región biogeográfica los factores son el clima, relieve, geología y tipos de suelos. Los factores de la cuenca hidrográfica serían: tamaño, vegetación, usos del suelo y gestión de los recursos hídricos. Al segmento fluvial le caracterizan: el régimen de caudales, calidad de las aguas, morfología del cauce, estado de las riberas y dimensiones

de la llanura de inundación. Los factores que caracterizan el microhábitat son: las condiciones hidráulicas y el sustrato fluvial. Teniendo en cuenta estos factores se podrá planificar una restauración que debe seguir una secuencia: 1) Conservación de los tramos en buen estado ecológico; 2) Protección de los tramos todavía en buen estado pero amenazados por futuras actuaciones; 3) Restauración y/o rehabilitación de tramos degradados; 4) Revalorización de los atributos naturales en el ámbito geográfico y 5) Establecimiento de “condiciones de referencia”. (González del Tánago, 2007).

Pero en todo caso hay que respetar los atributos que caracterizan el buen estado ecológico. Los ríos no son sólo el cauce por donde discurre el agua, sino que hay que mantener, además de la continuidad longitudinal a lo largo del curso, la conectividad transversal con la vegetación de ribera y con las llanuras de inundación y, además, la conexión vertical con el acuífero asociado. Estos tres atributos son los que determinan tanto la estructura biológica como la capacidad de regeneración natural. Ambas surgen como consecuencia de los procesos fluviales y las organiza y mantiene el propio río a través de su funcionamiento ecológico.

Los ríos están en “constante proceso de ajuste” a las variaciones del caudal de agua y de sedimentos. Los procesos de erosión y sedimentación permiten alcanzar en los ríos un estado de “equilibrio dinámico”. La pendiente longitudinal es una de las variables hidráulicas de mayor importancia en la “energía del río”. Los ríos necesitan un “espacio de movilidad fluvial” donde desbordar el agua en crecidas y disipar su energía. Los sistemas riparios necesitan los desbordamientos para la “regeneración natural” del hábitat y de la vegetación.

En la Figura 1 se muestra la dependencia jerárquica entre los factores físicos y biológicos. Si se quiere llegar a conseguir una buena estructura biológica, hay que actuar en los distintos elementos del marco fisicoquímico. Si no se hace así las actuaciones están abocadas al fracaso.

Al planificar cualquier restauración, hay que plantearse hasta dónde se quiere llegar o hasta dónde se puede llegar. Muchas veces, si no las más, hay que mirar al futuro y diseñar nuevos ecosistemas, nuevos paisajes que soporten o tengan internalizada una alta presión de explotación, como es el caso de las interacciones que producen las actividades del hombre (Figura 2). El ideal sería el llegar a

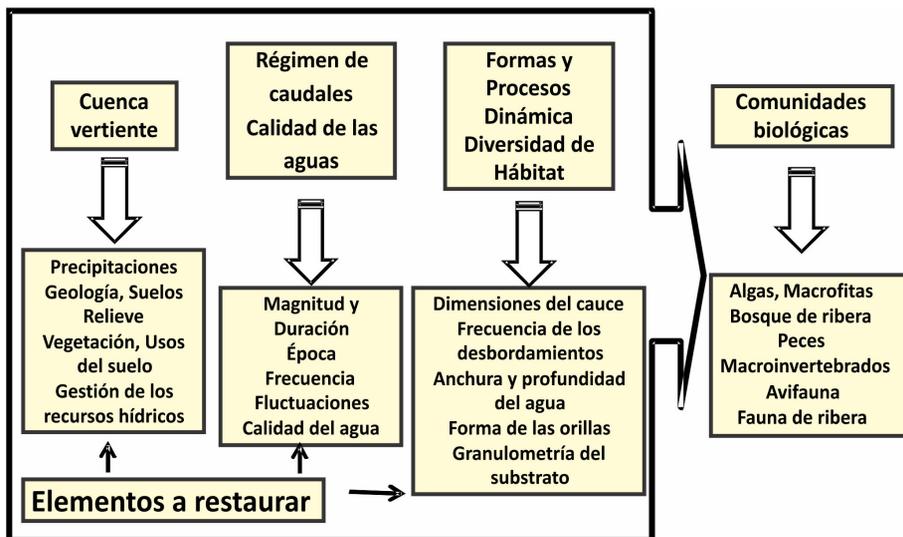


Figura 1. Dependencia jerárquica entre los factores fisicoquímicos y los biológicos (González del Tánago, 2007)

recuperar el ecosistema original. Pero ¿cuál era éste? En Europa, fuertemente intervenida por el hombre desde el neolítico, es casi imposible saber cómo era antes de esta influencia. Como mucho se puede tener idea de cómo eran los sistemas antes del fuerte impacto de la revolución industrial y agraria, es decir, cómo eran los sistemas a mediados del siglo pasado. Aunque en vastas zonas de América el impacto, aparentemente es menor, en los ríos más deteriorados este impacto también ha sido severo y no hay muchos datos de cómo eran originalmente. Por lo tanto, como mucho se puede tomar como referencia el estado de estos sistemas hace unos 100 años. Aunque entonces los sistemas estaban algo perturbados tenían un funcionamiento más cercano al

Teniendo en cuenta todos los factores que pueden intervenir de diferente forma en un proceso de restauración, para realizar ésta hay que implementar un sistema dinámico de manejo y control, es decir una “gestión adaptativa” (Figura 3). O sea, un manejo adecuado de los ecosistemas dependerá de lo que se aprenda del sistema mientras se maneja.

Para que un modelo conceptual sea adecuado y consiga los objetivos planificados, debe tener bien definidos los diferentes elementos: 1) Impulsores de cambio, 2) Factores de tensión, 3) Los efectos ecológicos, 4) Los atributos ecológicos y 5) Los efectos socioeconómicos, es decir, hay que integrar al hombre como un elemento más de los modelos conceptuales (Gallego, 2008).

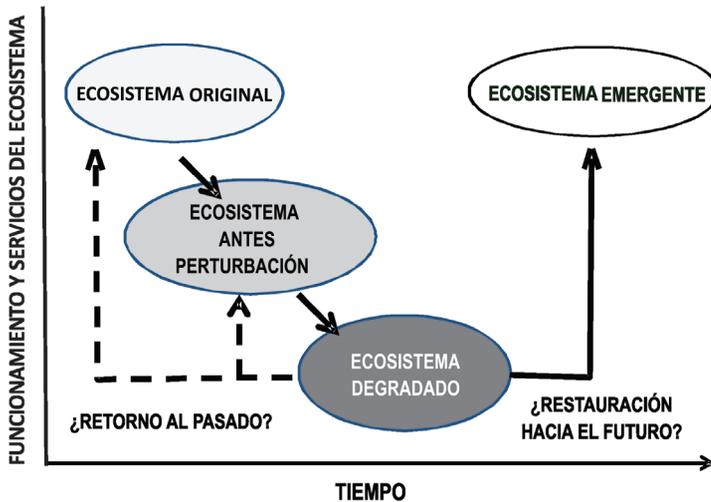


Figura 2. Esquema de la secuencia de decisiones que hay que tomar a la hora de planificar una restauración, regeneración o recreación (Gallego, 2008, modificado de Arenson & Adel, 2002).

original. Posteriormente a esta situación en muchos ríos se han producido fuertes perturbaciones, determinando un sistema muy degradado. En este caso, el retorno al pasado, aunque sólo sea a la situación de ligera perturbación, es imposible y hay que pensar en una “restauración” hacia el futuro, hacia la recreación de un ecosistema emergente que mantenga una serie de procesos, funciones y elementos estructurales de alto valor intrínseco y utilitario, capaces de hacer frente a un entorno hostil.

La presentación de cada modelo incluye: a) Una presentación de la dinámica y problemas del sistema; b) Una descripción específica de los impulsores del cambio, de los factores de tensión y de los atributos; c) Los efectos ecológicos, incluyendo una descripción de las principales relaciones ecológicas afectadas por los factores del cambio y d) Un conjunto inicial de medidas y objetivos de restauración de los atributos. Pero estas medidas son sólo factibles y efectivas si tienen el consenso de los habitantes de la zona a restaurar. Es decir, si

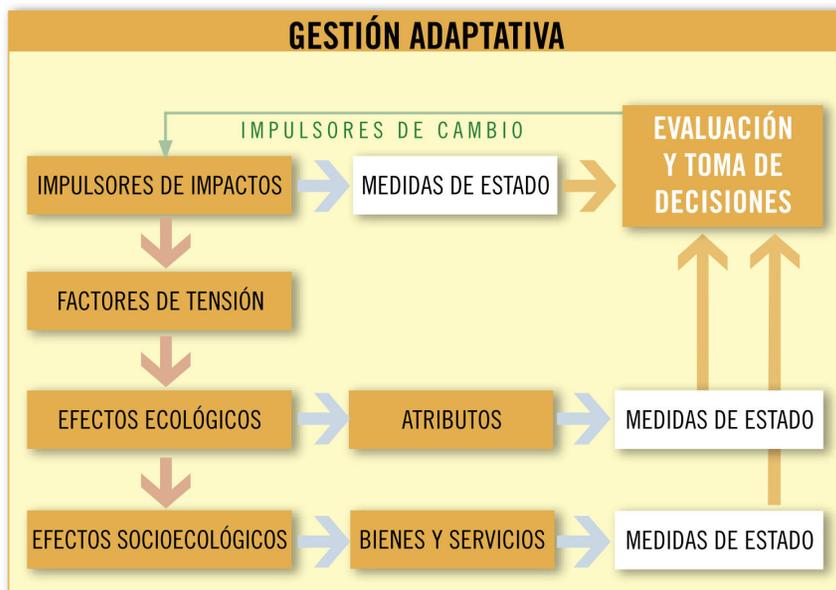


Figura 3. Modelo conceptual para una gestión adaptativa en la restauración de un ecosistema (Gallego, 2008).

aumentar los bienes y servicios que ya les prestaba el ecosistema a restaurar.

Es imprescindible alcanzar un consenso sobre los componentes y sus relaciones para aumentar los bienes y servicios que ya les prestaba el ecosistema a restaurar.

Es imprescindible alcanzar un consenso sobre los componentes y sus relaciones para establecer el modelo conceptual. Hay que llegar a establecer criterios específicos sobre qué medidas hidrológicas, ecológicas, biológicas y sociales. Si no, la restauración no tendrá éxito. Por lo tanto deben trabajar en conjunto todos los actores implicados: científicos y técnicos, gestores, todas las Administraciones con competencia en la zona a restaurar y los habitantes y/o usuarios de la zona. Es decir, para una gestión adecuada de los ecosistemas es necesario definir cuáles van a ser las relaciones o vínculos utilitarios que unan a las personas con los ecosistemas, considerando cuáles son los valores intrínsecos de los ecosistemas que se quiere mantener, restaurar o recrear. Esta confluencia de todos los actores implicados se da muy pocas veces y es una de las razones por la que la mayor parte de las restauraciones fracasan. Pero, a veces se produce el milagro, como ocurrió en el caso de las actuaciones realizadas tras el accidente minero ocurrido en el río Guadamar (S.O de España).

El accidente minero de las minas de Aznalcollar, su impacto en el estado ecológico del río Guadamar y la creación del corredor verde del Guadamar:

Este es un caso que puede subtitularse con varios refranes: “Querer es poder” “Más vale tarde que nunca” o “No hay mal que por bien no venga”.

El río Guadamar es el último afluente del río Guadalquivir por su margen derecha (Figura 4). En la actualidad su curso natural que, antiguamente se derramaba en la marisma de Doñana, se recondujo hacia una zona limitada entre dos diques separados por 1 km (denominada zona de Entremuros), dirigiendo las aguas a desembocar directamente en el río Guadalquivir. Respondiendo al clima mediterráneo dominante en la zona, este río tiene grandes fluctuaciones de caudal, siendo éste normalmente muy bajo, pero de vez en cuando se producen grandes avenidas que inundan una amplia zona a ambos lados del cauce principal (entre 500 y 1000 m).

Este río es el nexo de unión entre los Parques Nacional y Natural de Doñana y el Parque Natural de la Sierra Norte (Ambas zonas declaradas reserva de la Biosfera por la UNESCO). Desde hacía varias décadas, los científicos habíamos pedido que se protegiera



Figura 4. Mapa del Río Guadiamar con las estaciones de muestreo para el control de la calidad del agua y de los organismos acuáticos (algas planctónicas y bentónicas, microinvertebrados y macroinvertebrados). La zona encuadrada señala la zona del río más afectada por la contaminación minera.

el río y su llanura de inundación como un corredor ecológico entre las dos zonas (Figura 5). Pero no se había conseguido debido a los grandes intereses económicos (sobre todo agrícolas) centrados en esta zona. Desde 1956 las fotografías aéreas del valle del río denotan una transformación radical del paisaje de los ecosistemas terrestres aledaños

por su aprovechamiento agrícola cultivando (principalmente por frutales) hasta el borde del cauce principal, invadiendo las llanuras de inundación, incluso los terrenos de dominio público hidráulico. El destino principal de estas frutas era el mercado europeo. Además, la otra explotación importante era la minera. La zona de la Sierra está enclavada en una franja pirítica que se ha venido explotando, en distintas zonas, desde hace unos 3.000 años. En la zona situada en el borde de la Sierra, estaba la Mina de Aznalcóllar. La explotación se hacía a cielo abierto y el objetivo era la extracción de diversos metales. Los áridos procedentes de la explotación se acumulaban en un enorme depósito. Debiera haberse almacenado sólo áridos. El agua tenía que tratarse en una depuradora antes de verse al arroyo Agrio cerca de su confluencia con el Guadiamar. Los científicos también habíamos avisado desde los años 70 que ese depósito era una bomba que podía estallar en cualquier momento.

En la madrugada del sábado 25 de abril de 1998 se rompió el muro de contención del depósito de estériles mineros de la mina de Aznalcóllar, ocasionando una de las mayores catástrofes ecológicas de las últimas décadas en Europa. Unos 6 millones de metros cúbicos de lodos piríticos y aguas ácidas con altas concentraciones de metales pesados y otros elementos traza como el arsénico, procedentes de los procesos de flotación de la pirita, se vertieron a los cauces de los ríos Agrio y Guadiamar. En el interior del depósito



Figura 5. Paisaje protegido del Corredor Verde del Guadiamar. LIC son Lugares de Interés Comunitario de la Unión europea (Pinto *et al.*, 2008)

permanecieron unos 20 millones de metros cúbicos de materiales que no llegaron a ser arrastrados por las aguas en su salida y que, finalmente pudieron ser contenidos y sellados definitivamente. Al estar las piritas mezcladas con agua, se distribuyeron fácilmente a lo largo de todo el cauce (cerca de 60 km) y se desbordaron en toda la llanura de inundación correspondiente a las grandes avenidas (Figura 6). Por lo tanto quedaron inundadas vastas extensiones de frutales. La riada se pudo detener con un dique construido a la altura del punto 8 de la Figura 4. De esta forma no entró

suelos de amplias plantaciones de frutales, había que asegurar al resto de Europa que de la zona contaminada no salía ningún producto hacia los mercados. Por lo tanto se inició un programa de rescate de todas las tierras contaminadas, comprando las Administraciones incluso las zonas invadidas de dominio público. El objetivo es que todos los terrenos pasaran a ser dominio público inmediatamente, sin que los agricultores plantearan ningún pleito. De esta forma se liberaron terrenos destinándolos a una regeneración y a la recreación de un Corredor Verde.



Figura 6. Vista aérea de parte del valle del Guadimar tras el vertido. (Arenas *et al.*, 2008).

en el Parque Nacional de Doñana, pero si en el Parque Natural, ya que Entremuros tiene esta figura de protección.

Dos factores contribuyeron a la rápida intervención y a la colaboración de todas las administraciones implicadas. Por un lado la afición directa e indirecta al Parque Nacional de Doñana, por lo que los residuos empezaron casi inmediatamente a retirarse. Pero, si sólo hubiera esta circunstancia, sólo se hubiera limpiado y no se habría creado el corredor ecológico (denominado Corredor Verde). Pero dado que habían quedado contaminados los

Pero, además, tanto el planteamiento de los objetivos y de las acciones en todo momento estuvieron asistidos por una comisión científica, que abarcaba prácticamente todos los elementos y procesos implicados (más de 800 investigadores estuvimos implicados). Se creó la Oficina de Corredor Verde, que coordinó tanto las informaciones de los estudios científicos, como las actuaciones técnicas de limpieza y restauración y la comisión de participación ciudadana (Figura 7).

La retirada del lodo tóxico, dada la extensión afectada, hubo de realizarse con



Figura 7. Estructura organizativa creada en el seno de la Consejería de Medio Ambiente para el desarrollo de las distintas líneas de trabajo y programas de actuación establecidas en la estrategia del Corredor Verde (Arenas *et al.*, 2008).

maquinaria pesada, que, además de los lodos, retiraba también el suelo agrícola adyacente, sólo en algunos casos se hizo una limpieza manual, para poder preservar algunos árboles interesantes. Todo el material retirado está depositado en una de las cortas abandonadas de la mina, que había sido excavada bastantes metros por debajo de la base de los acuíferos de la zona. Lógicamente el suelo resultante, aunque se consiguió una reducción casi total de los elementos tóxicos biodisponibles, quedó totalmente empobrecido. Por esta razón hubo que regenerarlo. Se utilizaron todos los residuos con alto contenido en materia orgánica procedentes de diversos orígenes: espumas de las azucareras, lodos de depuradoras de aguas residuales, restos vegetales de la transformación

de productos agropecuarios. Posteriormente, se intentó favorecer la regeneración natural, con pocas intervenciones, aunque plantando en algunas zonas bosquetes conteniendo especies de árboles y arbustos típicos del bosque mediterráneo (que, posiblemente, era la vegetación originaria de la zona). Se crearon hondonadas que se llenaban de agua con las lluvias, para facilitar la reproducción de los anfibios. Se construyeron algunos refugios para reptiles (con piedras y troncos) y, en el cauce del río se limpió, se quitaron algunas estructuras transversales y se dejó que se restaurara el bosque en galería. Todo esto se hizo siguiendo un modelo conceptual de gestión adaptativa (Gallego, 2008) que seguía un organigrama de trabajo (Figura 8): para la

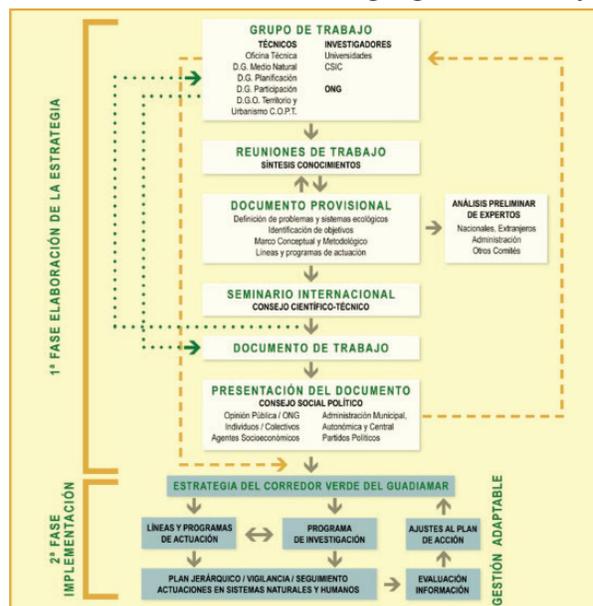


Figura 8. Organigrama de trabajo para la elaboración e implementación de la Estrategia del Corredor Verde del Guadamar (Pinto *et al.*, 2008).

primera fase de la elaboración de la estrategia los estudios científicos realizados. Cada uno de los equipos de investigadores diseñó para su parte del trabajo un modelo ecológico conceptual identificando los factores de tensión, los efectos ecológicos y los atributos. Como ejemplo, se recoge el modelo elaborado para los aspectos relacionados con la degradación de la calidad del agua (Figura 9). Los ítems que se investigaron son los que se reflejan en la Figura

9. Lógicamente era imposible analizar todas las variables (como, por ejemplo, el contenido en tóxicos), se eligieron algunas especies características (Figura 10).

Siguiendo estas premisas se realizaron las actuaciones. Aunque no se puede decir que se consiguieran todos los objetivos, se puede considerar que el proceso fue exitoso. Diez años después, pocas personas podrían decir, al acercarse a la zona que allí había ocurrido

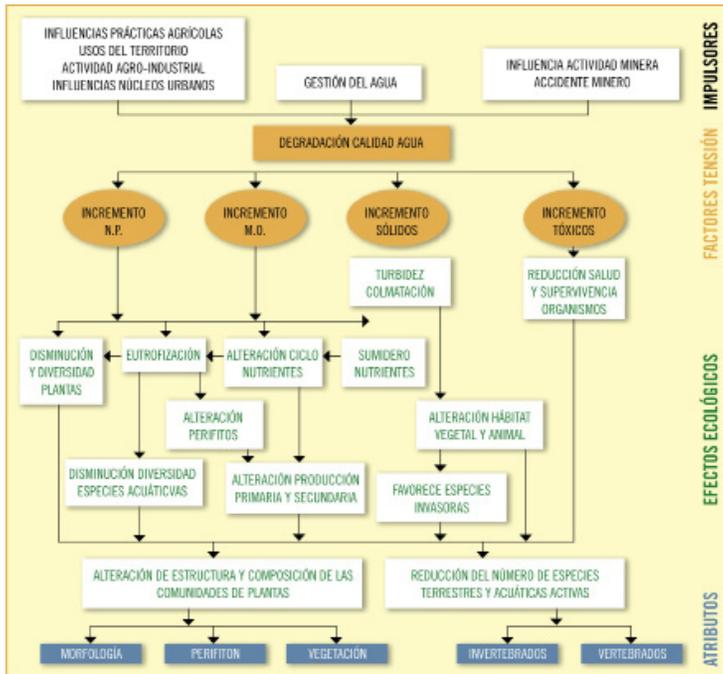


Figura 9. Diagrama del modelo ecológico conceptual para el conjunto de factores de tensión relacionados con la degradación de la calidad del agua (Gallego, 2008).



Figura 10. Propuesta de atributos para el seguimiento de los efectos ecológicos relacionados la degradación de la calidad del agua (Gallego, 2008).

un desastre tan notorio. Los resultados más importantes de la investigación previa y de la construcción del corredor verde, pueden verse en dos libros editados por la Consejería de medio Ambiente de la Junta de Andalucía y que pueden bajarse íntegramente de la red (Arenas *et al.*, 2003; Redondo *et al.*, 2008). Pero nada hubiera podido hacerse si los habitantes de la zona no hubieran tenido su contrapartida. Por esta razón, la margen izquierda de la zona afectada y restaurada (es la más estrecha y la más cercana a los pueblos más grandes) se dedica a multitud de actividades recreativas y educativas (Figura 11). De esta forma, se reserva la margen derecha exclusivamente como Corredor Verde.

parte de la marisma, etc. Además, una parte importante del agua que la marisma recibía estaba seriamente contaminada por aguas residuales urbanas (la mayoría sin depuración) y excedentes de aguas agrarias contaminadas por diversos agroquímicos. A esto se añadía la contaminación minera que se ha comendado anteriormente que, si bien no afectaba al Parque Nacional, si lo hacía al Parque Natural. Precisamente la mejoría del Guadiamar hacía pensar que era factible devolver a la marisma parte del agua de este río, que se había derivado por la construcción de Entremuros.

También en este caso, los planes de actuación tuvieron un apoyo científico y una relativa coordinación de las Administraciones

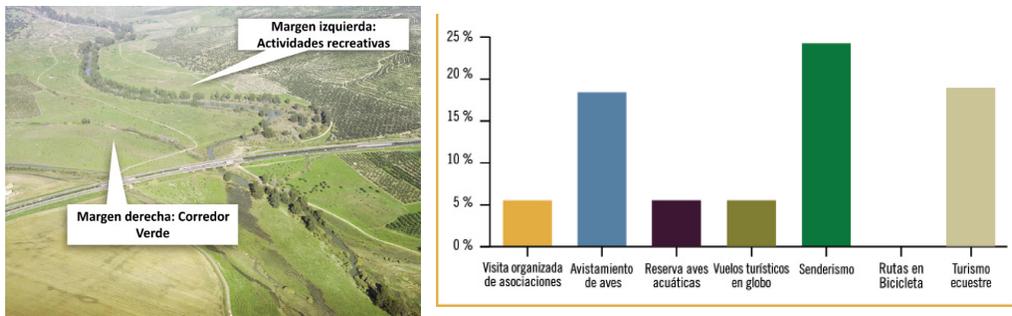


Figura 11. Aspecto de la zona afectada, después de acometerse los trabajos de limpieza. Se observa ya un inicio de regeneración del bosque ripario. Se señalan las zonas dedicadas a actividades sociales y a Corredor Verde. Derecha: porcentaje sobre el total de las actividades recreativas y educativas que se desarrolla actualmente en el corredor.

El proyecto Doñana 2005. Restauración del humedal más emblemático de Europa

Este es un ejemplo de que aunque la planificación sea correcta, las cosas no siempre salen bien. Los intereses particulares no siempre coinciden y esto hace fracasar algunas actuaciones. Esto es lo que ha ocurrido con el ambicioso proyecto destinado a la regeneración hídrica y restauración de zonas desecadas de la marisma de Doñana.

Al abrigo de corrientes favorables a la restauración de ecosistemas degradados, originada por la catástrofe del Guadiamar, resurge la idea, largamente acariciada por los científicos, de la restauración de la marisma de Doñana. Por diversas circunstancias, desde mediados del siglo pasado, los aportes de agua a la marisma se habían reducido sensiblemente: desviación de ríos, diques, desecaciones de

implicadas. Pero los resultados finales no se han conseguido totalmente, aunque si ha habido actuaciones exitosas.

El proyecto consideraba 11 aplicaciones, de las que la 9, 10 y 11, estaban destinadas a la investigación y el seguimiento de la mayor o menor efectividad de las otras ocho, que si implicaban obras de diversa intensidad. Estas actuaciones de seguimiento e investigación se han llevado a cabo con bastantes buenos resultados. Los trabajos los han realizado, sobre todo miembros de la estación Biológica de Doñana del CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas). En la Figura 12 se señalan las zonas donde se han realizado actuaciones. Como puede verse, estas actuaciones se sitúan en la frontera entre los Parque Nacional y Natural de Doñana. Para el conocimiento de estas actuaciones puede consultarse distintos documentos Colmenar (2004)

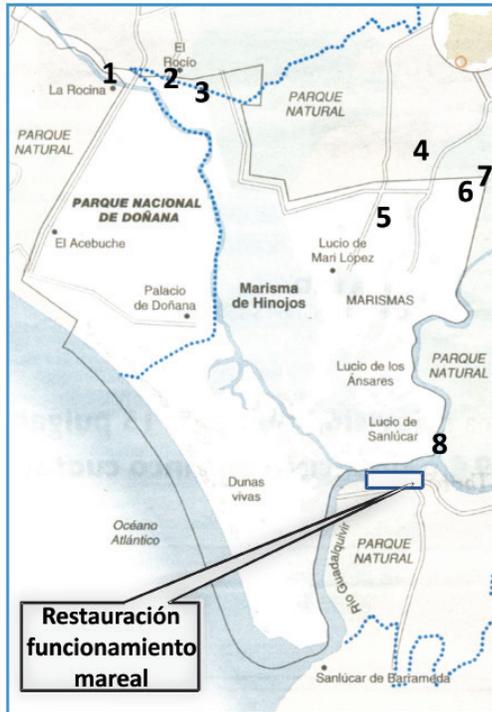


Figura 12. Parque Nacional de Doñana con las ocho zonas afectadas por las actuaciones del proyecto Doñana 2005 y la localización de la zona en que se han desarrollado las actuaciones para la restauración que se comentan en el tercer caso.

presenta la descripción del proyecto, y en las sucesivas memorias anuales elaboradas por la estación biológica de Doñana. Por ejemplo la del año 2005 (año en que tendrían que haber estado terminadas todas las actuaciones) hay un informe de la Estación Biológica de Doñana (2006). Hay otros informes hasta el año 2009. También existe información de la Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente (2007). Según estos documentos puede deducirse la situación de cada una de estas actuaciones. Aunque los últimos resultados aquí recogidos datan de 2009, las cosas no han cambiado mucho. En 2016 la ONG Ecologistas en Acción reclamaban la reanudación de las obras (<https://www.ecologistasenaccion.org/?p=31586>). Este parece que es el estado de la cuestión:

Actuación 1. "Restauración de los Arroyos de Soto Grande y Soto Chico y del Arroyo de la Laguna de Los Reyes". Esta actuación está terminada y, funcionó bien al principio, pero parece que recientemente hay algunos

problemas que hacen que no sea totalmente efectiva.

Actuación 2: Instalación de una depuradora de aguas residuales en las proximidades de la aldea de El Rocío. Terminada y parece que funcionando correctamente.

Actuación 3. "La Restauración del arroyo Partido". Está inacabada. Los resultados no son concluyentes. Ha chocado con numerosos intereses particulares.

Actuación 4. "Restauración de la Marisma Gallega". Concluida la obra. Se han permeabilizado diques, pero los resultados no han sido satisfactorios.

Actuación 5. "Recuperación de la funcionalidad del caño Guadiamar". No se ha llevado a cabo por numerosos conflictos de intereses.

Actuación 6. "Restauración de la Finca de Caracoles y del Caño Travieso a su paso por ella". La fase I está acabada y los objetivos cumplidos. La fase II se unió posteriormente a la actuación 7.

Actuación 7. "Recuperación de la funcionalidad del Brazo de la Torre, del caño Travieso". En términos generales la obra se puede considerar inacabada y, por lo tanto, no cumple los objetivos previstos.

Actuación 8. "Control y permeabilización de la marisma frente al río, al Brazo de la Torre y a Entremuros (actualmente incorporada a la actuación 7). Parada y, además, hay dudas entre los expertos sobre su idoneidad.

Para conseguir una restauración efectiva ¿es preciso acometer grandes y caras obras?

En los dos casos anteriormente expuestos, para conseguir resultados, ha sido necesario emprender costosas actuaciones. En el caso del Guadiamar, no se acometieron obras importantes, pero la compra de los terrenos afectados y las labores de limpieza y enmienda de suelos costaron 125 millones de euros y el total de las actuaciones más de 185 millones de euros y, posiblemente fueron necesarios. En el caso del proyecto Doñana 2005, no sé el costo, pero las obras fueron importantes. Pero, en muchos casos, posiblemente con actuaciones mucho menos intervencionistas

pueden conseguir los mismos resultados. Esto se ha demostrado en la restauración del funcionamiento mareal de parte de la marisma de la Algaída, situada en la margen izquierda del estuario del Guadalquivir, dentro del Parque Natural de Doñana (Figura 12). Esta zona se había colmatado y, por lo tanto, perdido su funcionalidad mareal debido a que se había ido rellenado con los sedimentos resultantes del dragado del canal de navegación del estuario del Guadalquivir desde la desembocadura hasta el puerto de Sevilla (Figura 13). La Junta de Andalucía decidió restaurar el funcionamiento natural, diseñando la construcción de una serie de canales, isletas y zonas más profundas. Solicitaron la asesoría del Dr. Francisco García

Novo y el Dr. Juan Bautista Gallego, profesores de Ecología de la Universidad de Sevilla que sugirieron que, posiblemente no hacía falta acometer unas obras tan costosas. Sugirieron delimitar una zona a restaurar y dividirla en dos mitades. El sector norte tendría una gran intervención con maquinaria pesada.

Pero en la zona sur, sólo se escavarían tres canales transversales a través de la banda de *Spartina densiflora* que separaba la zona a recuperar del estuario. La idea era que, aunque tardara un poco más, la entrada del agua mareal iría excavando y modelando el terreno de forma natural. El costo de los trabajos de la zona Norte fueron de 6.000 euros por ha, mientras que el sector sur fue de 60 euros por ha. Los resultados

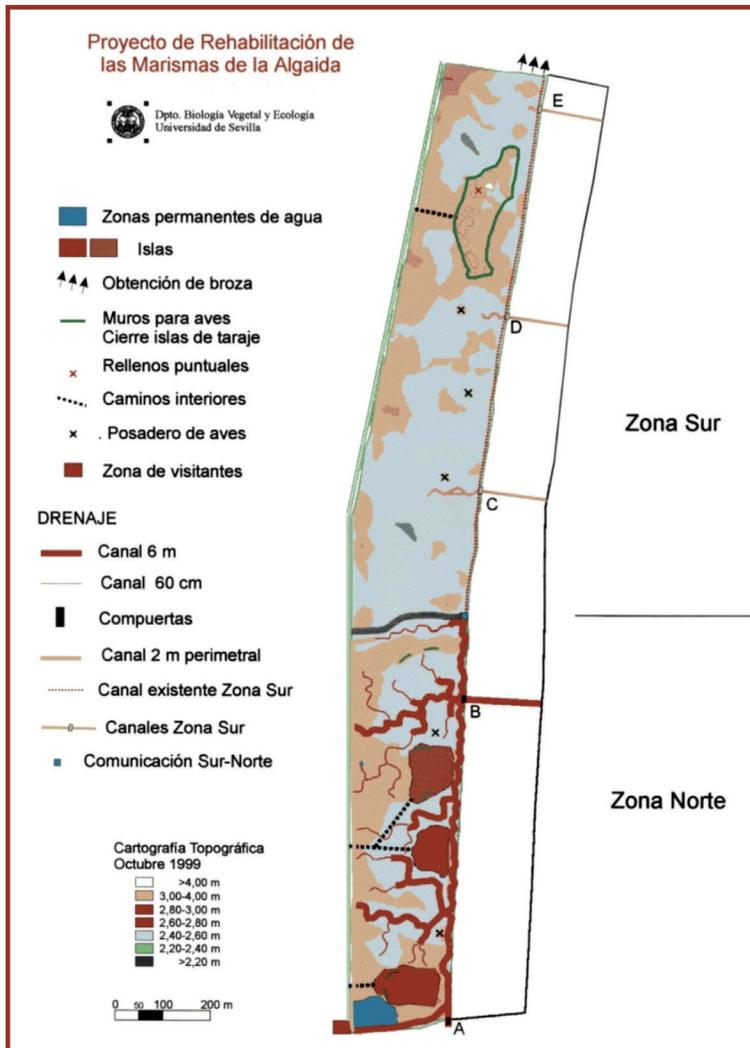


Figura 13. Diseño de las actuaciones en la Marisma de la Algaída (Gallego-Fernández y García Novo, 2007)

fueron espectaculares (Gallego-Fernández & García-Novo, 2007). Las obras se realizaron en el año 2002 y tres años después prácticamente no se observaban diferencias entre ambas zonas. Un ejemplo puede ser la evolución de la vegetación de la zona, usando como referencia la de marismas mareales cercanas (Figura 14).

Las conclusiones de este trabajo son: a) Rápida colonización de organismos en muy poco tiempo, b) Tras cinco años, la riqueza, cobertura y biomasa de plantas alcanzó niveles similares a las marismas naturales de referencia, c) La

marisma restaurada ha recuperado sus funciones de zona de cría, engorde y protección de juveniles de peces, d) La especie de pez dominante en situaciones de patrón de inundación artificial es una invasora (*Fundulus heteroclitus*), e) Tras la instauración de un patrón de inundación natural la abundancia de *F. heteroclitus* ha descendido a niveles mínimos.

Es decir, es preferible pararse a pensar si (conociendo el funcionamiento del sistema) es suficiente una mínima intervención una vez que se han eliminado las presiones degradadoras.

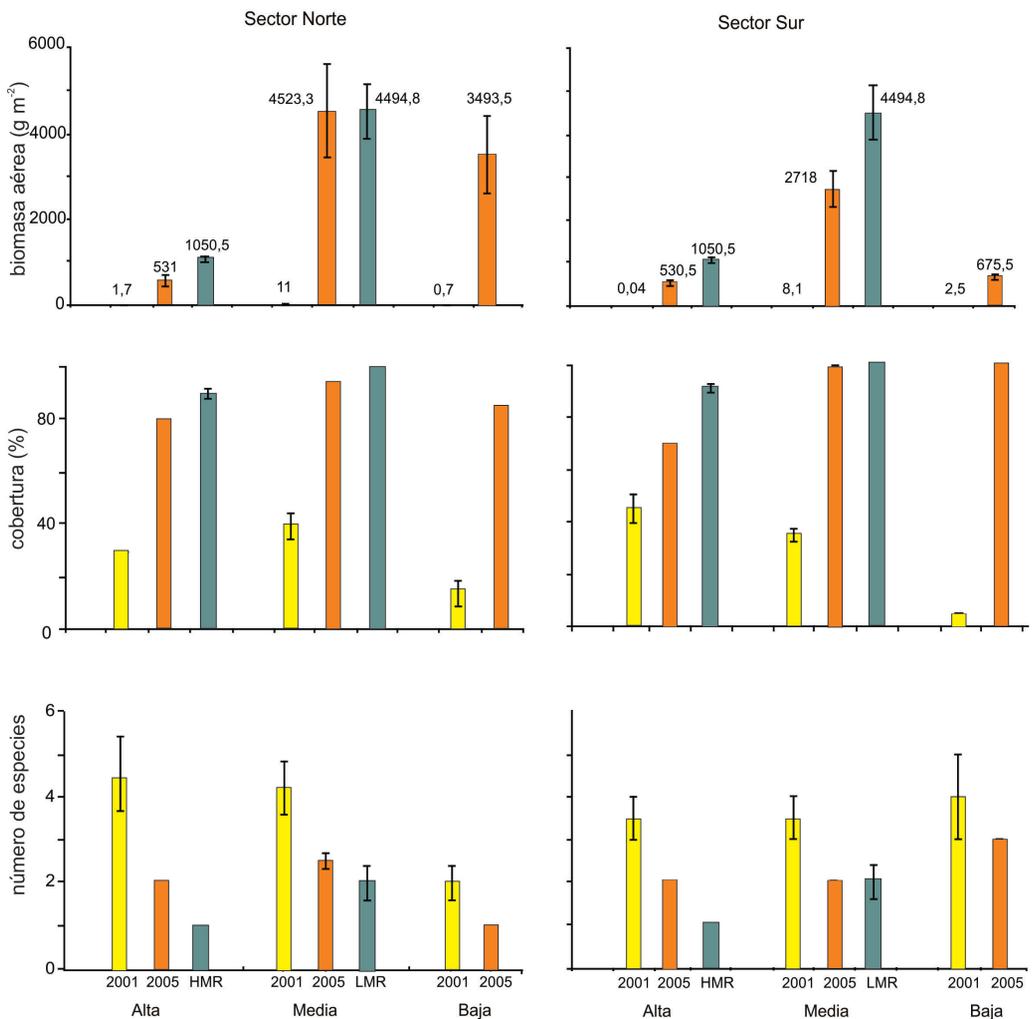


Figura 14. Evolución desde 2001 (histograma amarillo) hasta 2005 (histograma anaranjado) de diversas variables de la vegetación instaurada en distintas zonas de la marisma en cada uno de los sectores Norte y Sur, en comparación con lo normal en marismas mareales cercanas (histograma verde).

BIBLIOGRAFÍA

- Arenas, J.M., F.R. Martínez Faraco, A. Mora, C. Montes, F. Borja (Eds). 2003.** *Ciencia y restauración del río Guadiamar*. PICOVER 1998-2002. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Arenas, J. M., Carrascal, F., Gil, A. y Montes, C. (2008).** Breve historia de la construcción del Corredor Verde del Guadiamar. En I. Redondo, C. Montes y F. Carrascal (eds). *La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto del Corredor Verde. La historia de un ecosistema emergente* (29-64). Sevilla: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Colmenar, E. (2004).** *Proyecto Doñana 2005. Restauración del humedal más emblemático de Europa*. Recuperado en: http://www.mapama.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf_AM/AM_2004_29_22_27.pdf.
- Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales. (2007).** *Plan Integrado de evaluación ambiental (vegetación, fauna y paisajes) del proyecto Doñana 2005. Memoria del año hidrológico 2006.2007*. Recuperado en: http://digital.csic.es/bitstream/10261/65066/1/Seguimiento%20Donana%202005_2006-2007.pdf.
- Estación Biológica de Doñana (2006).** Resultados de la investigación en el Parque Nacional de Doñana 2005. Recuperado en: <http://web.ebd.csic.es/Website1/Parque/Documentos/Resultados2005.pdf>
- Gallego-Fernández, J. B. & García-Novo, F. (2007).** High-intensity versus low-intensity restoration alternatives of a tidal marsh in Guadalquivir estuary. *Ecological Engineering*, 30 (2): 112-121.
- Gallego, J. B. (2008).** Seguimiento de la restauración de los ecosistemas del río Guadiamar: propuesta de un modelo conceptual. En: I. Redondo, C. Montes y F. Carrascal (eds). *La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto del Corredor Verde*. La historia de un ecosistema emergente (pp.191-202). Sevilla: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Recuperado en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Patrimonio_Natural._Uso_Y_Gestion/Espacios_Protegidos/publicaciones_renpa/restauracion_ecologica_rio_guadiamar/09_seguimiento.pdf.
- González del Tánago, M. (2007).** *Propuesta de guía metodológica para la restauración de los ríos*. Recuperado en: http://www.mapama.gob.es/es/agua/formacion/Marta_G_Tanago_guia_metodologica_tcm30-214274.pdf.
- Pinto, R., Arenas, J. M., Carrascal, F. (2008).** El corredor verde del Guadiamar en el contexto de la RENPA. En: I. Redondo, C. Montes y F. Carrascal (eds). *La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto del Corredor Verde*. La historia de un ecosistema emergente (65-87). Sevilla: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Redondo, I., Montes, C. y Carrascal, F. (eds). 2008.** *La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto del Corredor Verde*. La historia de un ecosistema emergente. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Conferencia IX Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos

Antropocentrismo débil y sostenimiento del sistema vital biosférico; perspectivas desde la filosofía ambiental

ALICIA IRENE BUGALLO ¹²³

¹ Universidad de Ciencias Empresariales y Sociales

² Academia Nacional de Ciencias de Buenos Aires

³ Unidad Académica Universidad de Morón Red Iberoamericana de Eco-Bioética, Cátedra UNESCO

E-mail: cucabugallo@gmail.com

RESUMEN. La emergencia de la filosofía ambiental desde mediados del siglo pasado, se ubica en el horizonte de un cambio histórico sin precedentes: el reconocimiento de la vulnerabilidad del soporte vital biosférico ante la actividad antrópica en conjunto. Al mismo tiempo, coincide con la expansión de la perspectiva ecosistémica y un intento de superación de la dicotomía tajante "naturaleza-cultura". Hoy en día el punto de choque está centrado en la idea de desarrollo. Si la salud de la biosfera es una condición de nuestra supervivencia, se entiende que todo desarrollo debería tener como objetivo mejorar nuestra permanencia en ella, y por supuesto la de nuestra descendencia. Por su parte, la ecofilosofía aporta una reconsideración del antropocentrismo tradicional, bajo la forma de un antropocentrismo débil criterioso y prudencial, que podría guiarnos de modo preferible ante los desafíos de la problemática ambiental global en la era del Antropoceno.

Palabras Clave: Antropoceno, antropocentrismo débil, filosofía ambiental

ABSTRACT. The emergence of environmental philosophy since the middle of the last century is located on the horizon of an unprecedented historical change: the recognition of the vulnerability of the biospherical vital support before the anthropic activity as a whole. At the same time, it coincides with the expansion of the ecosystem perspective and an attempt to overcome the sharp dichotomy "nature-culture". Nowadays the point of controversy is focused on the idea of development. If the health of the biosphere is a condition of our survival, it is supposed that all development should aim to improve our permanence in it, and of course that of our offspring. Ecophilosophy provides a reconsideration of traditional anthropocentrism, in the form of a weak, prudential anthropocentrism, that could guide us in a preferable way before the challenges of the global environmental problem in the Anthropocene era.

Keywords: Anthropocene, Environmental Philosophy, Weak Anthropocentrism

INTRODUCCIÓN

En el contexto de un foro científico como este IX Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP 2017), cabe recordar que el primer ambientalismo, al menos el reconocido públicamente como tal, fue generado en la comunidad científica académica, desde mediados del siglo pasado. Ni bien finalizada la Segunda Guerra Mundial, se hizo patente la preocupación por la contaminación radioactiva debida a las pruebas nucleares durante la guerra fría. A esto se fue agregando el apercibimiento del avance de la contaminación con sustancias químicas, compuestos clorados, uso del DDT, etc.

El fisiólogo de plantas Barry Commoner, por ejemplo, tuvo gran participación en el Comité para la Información Nuclear, creado en 1958. Luego, y con el aporte de otros científicos de las ciencias biológicas, se constituyó en 1963 el primer Comité para la Información ambiental. La Master en genética Rachel Carson, especialista en ecología marina y autora del notable libro *Primavera Silenciosa* (1962), advirtió que la actividad antrópica estaba produciendo contaminación en el planeta, con sustancias como el DDT, los pesticidas clorados, el gamexane, etc. Esto condujo a una Ley de Agua Limpia y la prohibición del uso del DDT. La World Wildlife Foundation (WWF), primera ONG ambiental mundial, fue creada en 1961 (Bugallo, 2007).

Podría decirse que primero fuimos antinucleares, luego ambientalistas. Incluso cabe destacar que, durante décadas, la imagen del peligro bélico siguió acompañando a la problemática ambiental emergente. En el informe *Nuestro Futuro Común* de 1987 (Informe Brundtland) la ex primera ministra noruega Gro Harlem Brundtland destacaba que nuestra generación tiene que hacer frente a dos riesgos

concretos, la carrera de armamentos nucleares y la contaminación, es decir, a dos bombas: la nuclear y la ecológica (UN, 1987). El naturalista estadounidense Bill McKibben planteaba una perspectiva radical del advenimiento de la era post-natural, del fin de la naturaleza. Al reconocido peligro nuclear de posguerra se agrega el de la bomba ecológica, cuya expresión principal sería el cambio climático global. (McKibben, 1991).

FILOSOFÍA AMBIENTAL Y EL *NOVUM* DE LA CONDICIÓN HUMANA

Frente a esta situación problemática, el ambientalismo reformista o superficial permanece centrado en adoptar medidas correctivas sobre los efectos antrópicos dañinos en el ambiente. Y, si bien es muy necesario, no llegan a las causas ni a las raíces del problema. Sin descuidar la causa material, la filosofía ambiental cuestiona la creencia en el progreso puramente material, uno de los factores condicionantes de peso de la crisis ambiental actual. Todo ecofilósofo subraya que para mitigar o superar los aspectos negativos de tal desorden material habrá que tener en cuenta la raíz ideológica y espiritual de la problemática.

Decimos entonces que la emergencia de la filosofía ambiental desde mediados del siglo pasado, se ubica en el horizonte de un cambio histórico sin precedentes: un *novum* como diría el filósofo alemán Hans Jonas, refiriéndose al reconocimiento de la vulnerabilidad del soporte vital biosférico ante la actividad antrópica en conjunto (Jonas, 1995). Entre sus aportes a la reflexión crítica, la ecofilosofía provee de nuevas conceptualizaciones, como las distinciones pertinentes entre antropocentrismo débil y fuerte que realizara el filósofo ambiental

estadounidense Bryan Norton (Norton, 1984).

El “antropocentrismo fuerte” se inclina por las preferencias, deseos o necesidades meramente sentidas, frecuentemente a corto plazo (por ej. una aproximación excluyentemente económica que evita asumir otros juicios de valor). Esa tendencia, todavía muy predominante, desconoce o niega que constituya una amenaza para la continuidad de la vida en la biosfera. Se refleja en las prácticas no sostenibles de agricultura, industria o turismo, urbanizaciones no planificadas donde se nota la falta de estudios de ordenamiento territorial pertinentes, la falta de políticas atentas al desarrollo bio-cultural sostenible, etc. Por otro lado, la tipología ideal del “antropocentrismo débil” se perfila como más responsable de sus actos. Tendría en cuenta las condiciones globales de la vida humana y no humana en perspectiva a largo plazo. Sería un “antropocentrismo de bajo impacto”. No en el sentido de tener que caer todos en la pobreza ni tampoco en el sentido posmoderno de considerar lo débil como carente del peso, light, sin responsabilidad; sino más bien un antropocentrismo prudencial, precautorio.

No se trata de un mero cambio de paradigma, sino de encontrar o acentuar el principio racional del accionar humano. Norton (1984) propone como principio básico orientador, racional, universal, el mantenimiento indefinido de la conciencia humana. Para Hans Jonas (1995), las normas morales, las preferencias para la práctica, deben ser coherentes con este valor central y deberían alentar decisiones que no pongan en peligro las condiciones de continuidad indefinida de la humanidad en el planeta. Expresado como imperativo, se podría decir: “obra de modo que los efectos de tu

acción no sean destructivos para la futura posibilidad de vida humana en la Tierra”, u “obra de tal manera que los efectos de tu acción sean compatibles con la permanencia de la conciencia humana en la Tierra”.

La virtud apreciada es la prudencia, facultad ponderativa necesaria para visualizar los pro y contra de un asunto y evaluar sus futuras consecuencias. El investigador británico James Lovelock, promotor de la Hipótesis Gaia, fantaseaba en la década del '80 con la posibilidad de que nuestra especie fuera el sistema nervioso central de Gaia, sus células cerebrales; es decir que, a través de nuestra evolución, Gaia se habría hecho consciente de sí misma (Lovelock, 1983). Pero llegando a los '90, y dándole gran importancia al aumento de la población, nos ha llegado a considerar una plaga microbiana capaz de discapacitar el sistema vital de la Tierra en forma claramente perceptible (Lovelock, 1991).

Para el astrofísico canadiense Hubert Reeves, el ser humano es el fruto de la espléndida amoralidad con que la naturaleza ejerce su furor creativo: la capacidad de adaptación y el espíritu competitivo. En la actualidad, el ser humano puede desobedecer las órdenes genéticas, puede eliminarse a sí mismo, y a las demás especies. Con el nacimiento de la preocupación ambiental, la humanidad también manifiesta el deseo de proteger la vida humana y no humana. Según Reeves (1992), si se piensa desde el punto de vista del “hombre fuera de la naturaleza”, el ser humano es considerado como el que puede salvar a la naturaleza. Debe recuperar el control de una situación explosiva. La humanidad está obligada hoy a hacerse cargo del porvenir de la complejidad. Por otro lado, si consideramos la cuestión desde el ángulo del “hombre en la naturaleza”, apreciamos

cómo la naturaleza toma conciencia del callejón sin salida en el que se ha adentrado. Se siente forzada a superarse a sí misma y abandonar esa obsesión por los resultados a los cuales estaba subordinada. Se sitúa en el campo de los valores. Gracias al desarrollo del sentido moral entre los seres humanos, la naturaleza abre los ojos y se hace responsable. El hombre es la conciencia de la naturaleza. (Reeves, 1992).

EN LA PERSPECTIVA ECOSISTÉMICA

Allí donde ha podido abrirse más complejamente, la filosofía ambiental se desarrolla en el límite o en interface con territorios que pertenecen a otros; la ciencia, la política, la poesía, la teología. Se entrelaza con ciencias naturales y sociales, y saberes no científicos o pre-filosóficos que incluyen principios y normas del mundo de la vida, valores, creencias y concepciones últimas. Numerosos filósofos ambientales han estado influidos -necesariamente, ya que no podría haber sido de otro modo- por las ciencias ambientales.

Cabe recordar que mientras el esfuerzo por conservar recursos económicamente importantes tiene una larga historia, vinculado en el mejor de los casos al conservacionismo sabio de los recursos, el esfuerzo por conservar y proteger en forma ecosistémica y global no sólo los recursos sino la biodiversidad en su conjunto, es un fenómeno reciente. Advertimos en la filosofía ambiental esa recepción del giro epistemológico que se opera en la ecología, con la maduración progresiva de su objeto de estudio como "ecosistema", y luego "biosfera".

Norton (1984) sostenía que, si nos ubicamos en un antropocentrismo débil, una de sus consecuencias es la obligación del mantenimiento de los "recursos-base

para un futuro indefinido". El hombre actual debe ser custodio responsable de un bien integral como es el sistema biosférico. Entre otros aspectos a considerar, apreciamos cómo el valor ecológico de un ecosistema está asociado a los "servicios" que presta en el mantenimiento de las condiciones de vida globales o regionales, acorde con ese giro conceptual epistemológico que ahora presta atención más allá de los seres vivos individuales, a las condiciones mismas de posibilidad de sustentación de toda vida.

Entre los servicios ecosistémicos que la biosfera presta (sin cobrar nada) se mencionan: la contribución a la regulación del clima, la regeneración de la fertilidad del suelo, el control de plagas, la polinización de cultivos, el control de la erosión y de las inundaciones, la purificación del agua y del aire, la generación de recursos genéticos y la formación de hábitat valorados por su estética y posibilidades recreativas, entre muchos otros. Y obviamente, la producción de alimentos y materias primas (pesca, forraje, madera, leña, fibras naturales, productos de uso industrial, medicinal, etc.).

Pero de hecho se constata que, en perspectiva global, vivimos en situación de translimitación ecológica. Ello ocurre cuando la biocapacidad del planeta es superada por la huella ecológica humana. Como un reflejo de esto, luego de la caída del Muro de Berlín, del fin de la Guerra Fría y entrando al nuevo siglo, han comenzado a circular otras metáforas y expresiones, ya no bélicas pero sí bio-geofísicas, que refuerzan la idea de que la especie humana -considerada globalmente, más allá de los contextos particulares- ha devenido en una variable geofísico-biológica en el sistema geofísico-biológico de la biosfera.

El filósofo francés Michel Sérres, en "El contrato natural", se refiere a los grandes conjuntos humanos, los urbanos, las

megalópolis, como “gigantescos conjuntos, colosales bancos de hombres equipotentes a los océanos, a los desiertos o a los casquetes glaciares” (Sérres, 1991).

A partir de 2000 se menciona que estamos en un “Antropoceno”, expresión típica de las dataciones geofísicas. Se considera que las condiciones geofísicas y biosféricas propias del Holoceno (los últimos 11.700 años aproximadamente) –aún con sus fluctuaciones, que no fueron excesivamente dramáticas- han visto florecer y expandirse a nuestra especie, y podrían sernos favorables aún por unos miles de años más. Holoceno es una expresión que viene del griego “holos”, todo, y “kainós”, nuevo, reciente: la era totalmente reciente; pero parece que al Holoceno le surgió una sub-era más reciente...un Antropoceno, del griego “ánthropos”, hombre, y “kainós”, como una nueva era de lo humano.

Se conjetura que, frente a los cambios riesgosos e impredecibles que introduce el Antropoceno, especialmente a partir de la Revolución Industrial, podría ser más saludable y seguro retrotraernos a algunas condiciones del Holoceno.

El término Antropoceno fue acuñado en el año 2000 por el premio Nobel de química Paul Crutzen y el geólogo Eugene F. Stoermer, quienes consideran que la influencia del comportamiento humano sobre la Tierra en las recientes centurias ha sido significativa y ha constituido una nueva era geológica.

No es que seamos seres-equipotentes-al-mundo como advertía el filósofo francés mencionado Michel Sérres, pero sí que tenemos contundente incidencia en diversos procesos vitales de la biosfera. Se destaca con preocupación las modificaciones en la utilización del agua dulce, acidificación de los océanos, contaminación química, carga de aerosoles en la atmósfera, disminución

de la capa de ozono, cambio en el uso de las tierras. Y hay además otros parámetros considerados en estado de translimitación ecosistémica, como los ciclos del nitrógeno y del fósforo, pérdida de diversidad biológica y cambio climático (UNESCO, 2013).

PALABRAS FINALES

Hoy en día el punto de choque está centrado en la idea de desarrollo. Si la salud de la biosfera es una condición de nuestra supervivencia, se entiende que todo desarrollo debería tener como objetivo mejorar nuestra permanencia en ella, y por supuesto la de nuestra descendencia. La ecofilosofía aporta una reconsideración del antropocentrismo tradicional, bajo la forma de un antropocentrismo débil criterioso y prudencial, que podría guiarnos de modo preferible ante los desafíos de la problemática ambiental global en la era del Antropoceno. Al mismo tiempo, esto confluye con la expansión de la perspectiva ecosistémica y un intento de superación de la dicotomía tajante “naturaleza-cultura”.

La atención al Antropoceno no está puesta en la justeza o no de su realidad geofísica, si esto ha sido aceptado o no por la Comisión Internacional de Estratigrafía. Pero sí tiene una gran significación desde el punto de vista de la antropología ecofilosófica, como puerta para una reflexión más profunda sobre lo nuestro-humano. No somos la única especie que modela paisaje y que condiciona la evolución de otras especies, pero esta situación de equi-potencia nos produce todavía un profundo extrañamiento.

Los ecosistemas acuáticos pampeanos sobre los que se ha disertado en este IX Encuentro, están sentados sobre el tiempo geológico, sobre la acumulación de sedimentos de loess, sobre sedimentos eólicos arenosos, sobre intrusiones conchiles

marinas, sobre el antiquísimo macizo de Brasilia (580 millones de años aflorando en Tandilia y Ventania y en otros lugares), en medio de un entorno resultante de los cambios del Holoceno que como dije antes, si bien no fueron muy dramáticos, al menos en la región pampeana tuvieron sus vaivenes climáticos de seco árido a cálido húmedo y viceversa...

¿Y será que también nosotros ahora aparecemos como una fuerza biosférica tan contundente...? Recientemente, el físico británico Stephen Hawking vaticinó que el planeta Tierra arderá en llamas dentro de 600 años. El científico explicó su teoría en la combinación, principalmente, de dos factores: un incremento desproporcionado de la población y una elevada demanda de energía, que llevarán a ese escenario apocalíptico.

Después de hablar de Eones, de Millones de Años, ¿Es el Antropoceno una Era de “los siglos contados”?, ¿tendremos la especie humana “los siglos contados”, como aventura Hawking?.

AGRADECIMIENTOS

Muy especialmente a la Dra. Nora Gómez, y a los demás integrantes de la comisión organizadora de EMEAP 2017.

REFERENCIAS

- Bugallo, A. I. (2007).** Vínculos significativos entre filosofía ambiental y ciencias. *Revista Gestión y Ambiente*, 10:31-41. Recuperado en: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/issue/view/352/showToc> (21-01-2018).
- Crutzen, P. J. and E. F. Stoermer. (2000).** The Anthropocene. *Global Change Newsletter*, 41: 17-18.
- Jonas, H. (1995).** *El Principio de Responsabilidad: Ensayo de una ética para la civilización tecnológica*. Barcelona: Herder.
- Lovelock, J. (1983).** *Gaia, una nueva visión de la vida sobre la Tierra*. Madrid: Blume.
- Lovelock, J. (1991).** *Gaia, una ciencia para curar al planeta*. Barcelona: Integral.
- McKibben, B. (1990).** *El fin de la naturaleza*. Barcelona: Ediciones B.
- Norton, B. (1984).** Environmental ethics and weak anthropocentrism. *Environmental Ethics*, 6: 131-148.
- Reeves, H. (1992).** *Malicorne. Reflexiones de un observador de la naturaleza*. Barcelona: Emecé.
- Sèrres, M. (1991).** *El contrato natural*. Valencia: Pre-textos.
- UN Documents. (1987).** *Our Common Future*.
- UNESCO. (2013).** *World Social Sciences Report*.