

Problemáticas ambientales de un arroyo urbano de la provincia de Buenos Aires (A° San Francisco, Claypole).

Efron, Samanta Thais^a; Graziano, Martina; de Cabo, Laura^b; dos Santos Afonso, Maria^a

^a Laboratorio de Química del Agua, INQUIMAE-CONICET y Dpto. de Química Inorgánica, Analítica y Química Física, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Pabellón II, Ciudad Universitaria, (C1428EHA), Bs. As. ^b Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”-CONICET. Av. Ángel Gallardo 470 (C1405DJR), Bs. As.

E-mail: Efron@qi.fcen.uba.ar; graziano@qi.fcen.uba.ar

RESUMEN: La degradación del ambiente es uno de los problemas más serios que enfrenta el Área Metropolitana de Buenos Aires, en especial la contaminación de las aguas. Se buscó caracterizar el grado y tipo de contaminación presente en un tramo del Arroyo San Francisco (barrio Mariano Moreno, Partido de Almirante Brown) de la cuenca de Arroyos del Río de la Plata (zona sur) y analizar la capacidad de remoción de los principales contaminantes por parte de macrófitas nativas (tratamientos: *Hydrocotyle bonariensis*, *Salvinia minima*, *Spirodela intermedia*, *Althernanthera philoxeroides* y sin macrófitas = control) en ensayos estáticos en invernáculo de 6 días de duración. Se muestreó un tramo de 1070m durante el otoño 2013. El arroyo presentó generalmente bajos niveles de OD (< 3 ppm) en todo el tramo, una baja velocidad de corriente (0,095±0,009 m/s), concentración orgánica moderada (DQO = 102±3 ppm; DBO5 = 13±4 ppm), nitrógeno inorgánico disuelto elevado (15,3±0,4 ppm) en su mayoría como amonio, y altos niveles de coliformes totales (9300±650 UFC/ml) y *E.coli* (2400 ± 500 UFC/ml). Considerando la densidad poblacional y la cercanía de los habitantes al cuerpo de agua, el agua debería ser apta para actividades recreativas sin contacto directo. De acuerdo a las recomendaciones del SSRH y los resultados obtenidos, el recurso no puede ser utilizado para ese fin. . Por otro lado, en todos los tratamientos de ambos ensayos realizaron aumentaron los niveles de oxígeno y disminuyeron los niveles de NID (70-85% en el primer ensayo y entre un 50-90% en el segundo). Las condiciones observadas pueden llegar a modificarse incrementando la oxigenación permanente del arroyo y la biomasa de macrófitas en el cauce, entre otras.

INTRODUCCION

La degradación ambiental, en particular la contaminación de las aguas, es de gran relevancia en diferentes aspectos de índole social, ecológico y sanitario. A nivel mundial organismos como la ONU y la UNESCO, y a escala nacional, la Secretaría de Ambiente de la Nación y diversas ONGs, entre otros, reconocen el papel primordial de los ambientes acuáticos-terrestres (humedales) en el bienestar humano y la necesidad de la conservación, cuidado y restauración de los mismos (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2008; World Resources Institute, 2005).

Los arroyos pampeanos en su estado nativo se caracterizan por tener una baja velocidad de corriente, aguas alcalinas, con una alta conductividad eléctrica y una elevada concentración de nutrientes y oxígeno disuelto (Feijoo y Lombardo, 2007). Por otro lado, debido a la ausencia de bosque ripario reciben elevados niveles de radiación solar, favoreciendo así el crecimiento de macrófitas en sus márgenes y cauce. Sin embargo, la mayoría de los ríos y arroyos de las principales cuencas que drenan el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) se encuentran muy modificados, con canalizaciones, rectificaciones, desviaciones, y entubamientos parciales o totales (Bertoni, 2004; Atlas Ambiental de Buenos Aires, 2010; Rodríguez Capítulo *et al*, 2010), y un alto grado de contaminación industrial, cloacal, doméstico y rural (Magdaleno *et al*, 2001; Castañé *et al*, 2006; Fernández Cirelli y Ojeda, 2008; Vilches *et al*, 2011). La gran mayoría de los efluentes domésticos desaguan a los arroyos que surcan las ciudades a través de las zanjas de las calles y entran al sistema de desagüe pluvial, conformando una red de drenaje doméstico-pluvial. La composición típica de estos efluentes consiste principalmente en altos niveles de nitrógeno (desechos de comida), fósforo (detergentes) y carbono orgánico (comida, materia orgánica en descomposición, desechos de animales), algunos de ellos persistentes en el ambiente y de alta toxicidad para organismos acuáticos (Eriksson *et al*, 2002; Di Marzio *et al*, 2005). Varias zonas de la región no presentan red cloacal y generalmente los pozos ciegos no se encuentran bien construidos, lo que conlleva a filtraciones de los mismos que por escurrimiento llegan al arroyo (Fernández y Herrero, 2008; Fernández Cirelli y Ojeda, 2008). En respuesta a estas alteraciones, los cuerpos de agua presentan una reducción en los niveles de oxígeno disuelto y un aumento en los niveles de nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo (Dhote 2007, Dhote y Dixit, 2007).

Experiencias previas de restauración de ríos y arroyos han demostrado la capacidad de las macrófitas en modificar diferentes parámetros físico-químicos del agua (disminución del nivel de nutrientes en el agua, disminución del contenido de materia orgánica oxidable, aumento en los niveles de oxígeno disuelto, etc) (Zhao *et al.*, 2012; Desmet *et al.*, 2008) y mejorar las condiciones ambientales y sanitarias para la vida acuática y recreativa del lugar (Purcell *et al.*, 2002; Instituto Nacional de Investigación del Medio Ambiente Provincia de Sønderjylland, Dinamarca, 1997). De esta manera, evaluando el tipo de contaminación presente y las características físico-químicas del arroyo en estudio se pueden determinar los procesos más importantes a tener en cuenta en una restauración (Brookes y Douglas Shields Jr, 1996; Calow y Petts, 1992); y a su vez, mediante ensayos de laboratorio, las plantas acuáticas más adecuadas para la misma (Basilico *et al.*, 2013; Alvarez *et al.*, 2010).

El objetivo principal de este trabajo fue analizar el grado de contaminación orgánica presente y estudiar mecanismos de recuperación de un tramo de un arroyo urbano contaminado a partir de bioensayos con agua del arroyo en microcosmos utilizando distintas especies de plantas acuáticas nativas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El arroyo San Francisco se origina de una depresión en la localidad de Claypole, Provincia de Buenos Aires. Desde su nacimiento se encuentra entubado hasta las calles El Rodeo e Italia. El área de muestreo abarca desde la salida del entubamiento hasta 1500 metros aguas abajo (Fig. 1). Se trata de un arroyo de primer orden de acuerdo a la clasificación de Strahler (Gordon *et al.*, 1994) el cual se encuentra en una zona urbanizada y recibe los pluviales de las calles que lo atraviesan así como algunos desagües de las casas marginales.



Figura 1.- Mapa del área de muestreo en el barrio Mariano Moreno, Claypole, Almirante Brown, provincia de Buenos Aires (Argentina). S1 a S5 son los puntos de muestreo.

Muestreos de agua y análisis físico-químicos y biológicos

Para evaluar el tipo y grado de contaminación presente en el arroyo, se tomaron muestras por triplicado en 5 puntos a lo largo 1500m del Arroyo San Francisco (Fig. 1) durante el otoño de 2013. Se determinaron *in situ* pH, conductividad, temperatura del agua y oxígeno disuelto (OD) mediante sensores de campo Hanna (HI 9812-5 y HI 9146 respectivamente). Se determinó la velocidad de corriente midiendo el tiempo que tardaba en recorrer 5 metros un objeto esférico flotador aguas abajo (Gordon *et al.*, 1994), el ancho y la profundidad del arroyo en los distintos puntos, y a partir de ellos se estimó el caudal. La demanda Biológica de Oxígeno (DBO) se midió por el método de determinación manométrico, incubando durante 5 días a 20°C. La demanda química de oxígeno (DQO), alcalinidad, nitratos, nitritos, amonio, fósforo reactivo soluble (PRS), sulfatos, cloruros y dureza se determinaron en laboratorio siguiendo la metodología APHA-AWWA-WPCF, 1992. Para las determinaciones colorimétricas se utilizó un espectrofotómetro marca HACH (DR2800). Para la determinación de nitratos, nitritos, amonio, PRS, sulfatos, cloruros y dureza, las muestras fueron filtradas previamente utilizando filtros

GF/F, de 75µm de poro. A partir del sólido remanente en el filtro se determinó clorofila a por espectrofotometría siguiendo el método de Lichtenthaler (1987) por extracción con acetona 80% e incubación a 4°C en oscuridad durante 24hs. El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se obtuvo a partir de la suma de las especies nitrogenadas inorgánicas disueltas determinadas previamente.

Por otra parte, los parámetros microbiológicos (Coliformes totales y *E. coli*) se determinaron por recuento en placas obtenidas comercialmente (Petrifilms 3M), y bacterias aerobias totales por triplicado en medio APC, incubando durante 24-48hs a 37°C.

Bioensayo

Para estudiar mecanismos de recuperación de la calidad del agua mediante el uso de macrófitas nativas se realizaron dos ensayos estáticos en microcosmos (recipientes de vidrio rectangulares), uno a partir de muestras de agua del muestreo de mayo del 2013 y otro con agua tomada durante mayo del 2014 a la que sólo se le determinaron los parámetros fisicoquímicos a evaluar con el ensayo. Dichos ensayos se realizaron en condiciones controladas en el invernáculo del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”. Los mismos fueron de 7 días de duración bajo 4 tratamientos por triplicado, 3 con agregado de macrófitas: *Hydrocotyle bonariensis*, *Salvinia minima* y *Spirodela intermedia*; y un control (agua sin macrófitas), en el ensayo del 2014 se agregó un tratamiento con *Althernanthera philoxeroides*. Las plantas utilizadas fueron de cultivos del museo y previo al ensayo se las aclimató en el invernáculo por 1 mes. Se midieron las concentraciones de clorofila a, amonio, nitritos, nitratos y PRS en el agua al iniciar y al finalizar el ensayo.

De manera de asegurar que la cantidad de biomasa fuese la misma en el inicio en todos los tratamientos, se utilizó el criterio de 50% de cobertura en cada unidad experimental y se reservó una muestra equivalente de cada especie para determinar el peso seco inicial. Tanto este como el peso seco final de la biomasa total en cada tratamiento se determinaron luego de la desecación a 60°C durante 48hs. Se calculó la tasa de crecimiento relativo (TCR) de las distintas macrófitas como:

$$TCR = (\ln B_f - \ln B_i) / \Delta t \quad (1)$$

Donde B_f y B_i son biomasa final e inicial respectivamente, medidas en peso seco y Δt es la duración del bioensayo (Basílico *et al.*, 2013).

Análisis de datos

La tasa de remoción (%R) de los distintos parámetros evaluados se calculó como:

$$\%R = 100 \times (V_i \times C_i - V_f \times C_f) / V_i \times C_i \quad (2)$$

donde V_i y V_f son los volúmenes iniciales y finales de los microcosmos y C_i y C_f son las concentraciones iniciales y finales de los parámetros a evaluar. Se realizaron ANOVA de un factor y Test de Tukey para analizar las diferencias entre los tratamientos para cada parámetro. En caso de no cumplirse los supuestos del ANOVA se realizaron pruebas no paramétricas (Kruskal Wallis). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa InfoStat.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan los resultados del muestreo realizado en otoño de 2013. La zona del arroyo San Francisco abarcada (Fig. 1) presenta un caudal y una velocidad de corriente muy baja (media de los 5 puntos \pm EE; $0,084 \pm 0,008$ m/s), con estancamientos en algunos sectores e incluso mostrando cierto reflujos (observación personal). Se midieron concentraciones elevadas de NID (9.2 ± 0.9 mg/l), principalmente debido a la alta concentración de amonio, de DQO (72 ± 8 mg/l) y de PRS (3.5 ± 0.4 mg/l). Además se evidenció la presencia de contaminación microbiológica por los altos niveles de coliformes totales (8000 ± 1000 UFC/ml) y de *E. coli* (2200 ± 500 UFC/ml) encontrados. En esta campaña se observaron a su vez altos niveles de OD con excepción de la salida del entubamiento (Tabla 1). Sin embargo en campañas posteriores se midieron bajas concentraciones de oxígeno en todos los puntos.

Para el primer bioensayo se utilizaron muestras de agua correspondientes a la campaña de mayo del 2013, en la cual el nivel de oxígeno disuelto resultó elevado en el sitio de toma de muestra (S2) (tabla 1), sin embargo este aumentó en todos los tratamientos sin encontrarse diferencias significativas entre los mismos (ANOVA $P > 0,05$) (Fig. 2.A). El agua utilizada en el segundo bioensayo se encontraba, en cambio, anóxica en el arroyo ($< 0,01$ ppm) e hipóxica al comienzo del ensayo (1,15 ppm), y la concentración de oxígeno en el agua aumentó a lo largo del ensayo sin diferencias significativas entre tratamientos (Fig. 2.B), llegando a valores de sobresaturación de oxígeno al finalizar el ensayo al igual que en el ensayo anterior.

Las concentraciones iniciales y finales de los distintos parámetros medidos en ambos bioensayos se informan en la Tabla 2 (1er ensayo) y en la Tabla 3 (2do ensayo), y los mismos fueron utilizados para el cálculo de de remoción. En el 1er ensayo se observó una remoción del NID de entre el 70 y el 85 % tanto en el control como en los tratamientos sin haber diferencias significativas entre los mismos (ANOVA, $p\text{-val} > 0,05$). En el caso del PRS se observó entre un 50 y 70 % de remoción tanto en el control como en los distintos tratamientos, sin encontrarse diferencias significativas entre los mismos (ANOVA, $p\text{-val} = 0,16$). En todos los casos se observó un aumento del pH. Por otra parte, sí se encontraron diferencias en la concentración de clorofila a al final del ensayo respecto a su concentración inicial (Test de Tukey, $p\text{-val} < 0,05$), y a su vez fue significativamente mayor su concentración final en el control y en el tratamiento con *S. minima*, respecto al resto de los tratamientos (Test de Tukey, $p\text{-val} < 0,05$). A su vez, *H. bonariensis* presentó una TCR significativamente mayor al resto de las

especies estudiadas (Test de Tukey, p-val < 0,05). A partir de estos resultados no se puede atribuir la remoción de NID y PRS exclusivamente al efecto de las macrófitas ya que el tratamiento control evidenció similares niveles de remoción, pudiéndose deber al efecto del fitoplancton en el mismo. Dado estos resultados, en el segundo ensayo realizado se restringió el ingreso de luz por recubrimiento de las paredes de los microcosmos para evitar el crecimiento de fitoplancton en los mismos. A su vez, se incorporó una especie arraigada nativa (*Althernanthera philoxeroides*) que crece naturalmente en el arroyo y así poder evaluar la remoción de contaminantes por parte de dos especies de macrófitas arraigadas (*H. bonariensis* y *A. philoxeroides*) y dos flotantes (*S. minima* y *S. intermedia*).

Tabla 1.- Parámetros físicos, químicos y microbiológicos medidos en el muestreo del 15-05-13. NID = nitrógeno inorgánico disuelto, PRS = fosforo reactivo soluble, DQO = demanda química de oxígeno, DBO = demanda biología de oxígeno. Valores informados como media ± EE (n=3) salvo para oxígeno disuelto, pH, conductividad y DBO que son valores únicos.

Parámetro	Punto de muestreo				
	S1	S2	S3	S4	S5
Distancia desde entubamiento (m)	0	430	625	825	1070
Oxígeno disuelto (mg/l)	1.59	6.78	8.85	7.42	7.41
pH	7.6	7.9	8	7.9	7.8
Temperatura (°C)	17.6	18.1	16.5	14.2	12.6
Conductividad (µS/cm)	780	850	780	850	830
Caudal (m ³ /s)	0.025±0.002	0.016±0.003	0.024±0.003	0.028±0.001	0.018±0.005
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /l)	10±2	6.3±0.2	6.2±0.7	8.50±0.35	8.3±0.9
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /l)	0.270±0.005	0.338±0.004	0.297±0.005	0.193±0.009	0.139±0.001
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /l)	1.6±0.2	1.27±0.04	0.93±0.04	0.93±0.04	0.83±0.04
NID (mg N /l)	12±2	7.9±0.2	7.4±0.7	9.6±0.3	9.3±0.8
PRS (mg PO ₄ ⁻ /l)	5±1	2.77±0.04	3.13±0.04	3.7±0.6	3.07±0.04
Clorofila a (mg/l)	0.056±0.009	0.057±0.005	0.051±0.009	0.042±0.003	0.051±0.002
DQO (mg/l)	94.3±0.4	57±3	63±5	83±6	63±2
DBO (mg/l)	6	8	14	24	12
Turbidez (NTU)	41.4±0.2	19.4±0.4	19.3±0.2	25.8±0.1	17.40±0.07
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /l)	238±3	238±2	233.3±0.4	270±8	284±1
Dureza (mg/l)	140±20	130±0.4	135.7±0.8	151.7±0.4	145.3±0.8
Sulfatos (mg SO ₄ ⁻ /l)	36.7±0.8	38.3±1.5	40.7±0.4	44.3±0.4	40.0±0.7
Cloruros (mg Cl ⁻ /l)	56.0±0.5	51±1	58±3	62.2±0.7	59±1
Coliformes totales (UFC)	10900±600	5200±400	6000±1000	8700±400	7300±900
<i>E.coli</i> (UFC)	2700±500	800±300	1800±200	3500±600	2400±500

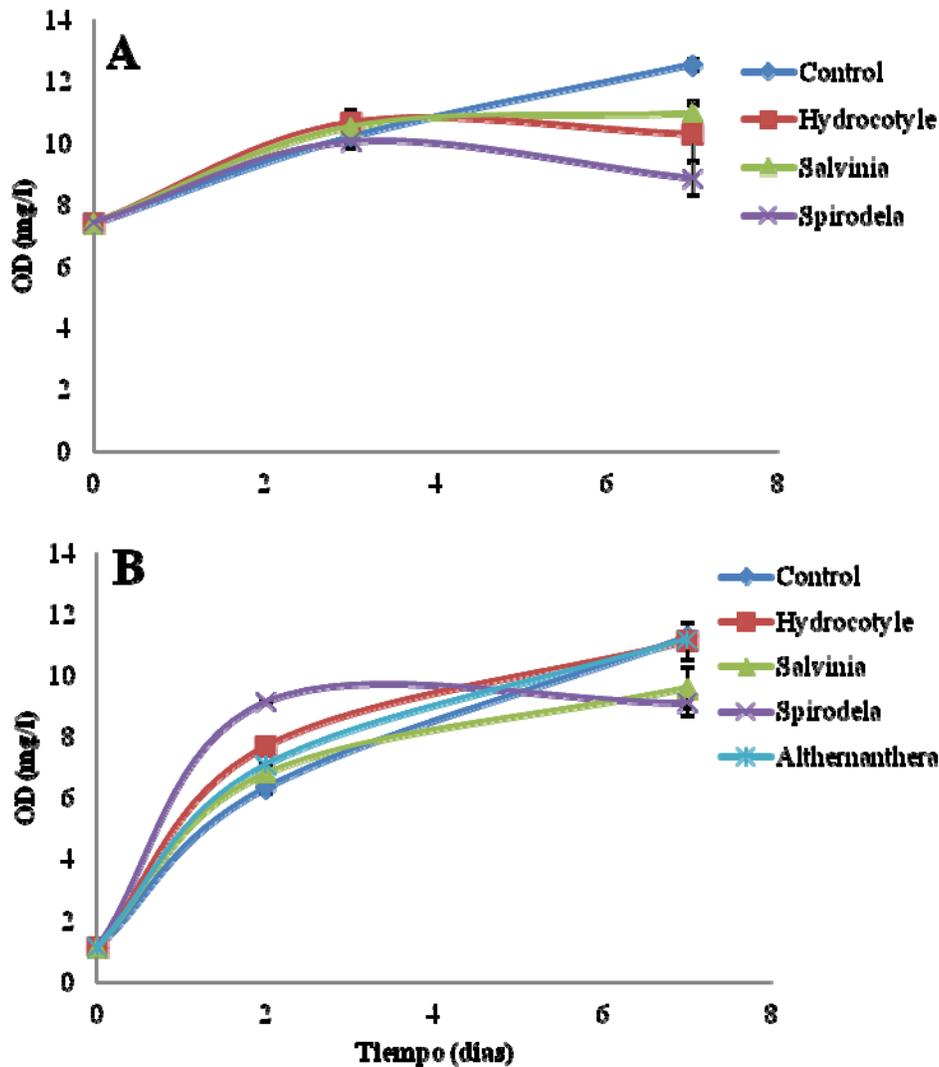


Figura 2.- Concentración de oxígeno disuelto en el agua (OD) en función del tiempo desde el comienzo del ensayo (día 0) hasta la finalización (día 7). A: primer ensayo; B: segundo ensayo.

Los resultados obtenidos en este segundo ensayo evidenciaron una remoción de NID de entre 50 y 90 %, siendo esta significativamente mayor en los tratamientos con *H. bonariensis* y con *S. intermedia* (test de Tukey, $p < 0,05$) respecto al control. Las misma tendencia se observó para el PRS (test de Tukey $p < 0,05$) siendo el rango de remoción entre 35 y 66%. (Fig. 3). *S. minima* y *A. philoxeroides* no mostraron diferencias significativas respecto al control realizado en ninguno de los dos parámetros. Por otra parte, en este ensayo no se observó un incremento significativo de la biomasa algal (concentración de clorofila a) y la de macrófitas (TCR) en cada tratamiento respecto al valor inicial, ni diferencias significativas entre ellos al final del mismo (ANOVA, $p > 0.05$). No se observó un aumento del pH en todos los tratamientos, incluido el control.

Tabla 2.- Parámetros físicos, químicos y biológicos medidos al inicio y al final del bioensayo realizado en microcosmos en mayo del 2013. NID = nitrógeno inorgánico disuelto, PRS = fósforo reactivo soluble y TCR = tasa de crecimiento relativa. Valores informados como media \pm EE (n=3) salvo para las medidas iniciales conductividad y pH que son valores únicos.

Parámetro	Tratamiento				
	Inicial	Control	<i>Hydrocotyle Bonariensis</i>	<i>Salvinia minima</i>	<i>Spirodela intermedia</i>
pH	7.9	9.43 \pm 0.02	8.9 \pm 0.1	9.17 \pm 0.03	9.05 \pm 0.04
Conductividad (μ S/cm)	850	703 \pm 22	687 \pm 40	579 \pm 20	683 \pm 28
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /l)	7.5 \pm 0.1	0.8 \pm 0.5	0.9 \pm 0.5	0.6 \pm 0.5	0.5 \pm 0.3
Nitritos + nitratos (mg N/l)	1.1 \pm 0.3	1.9 \pm 0.1	0.7 \pm 0.1	1.2 \pm 0.4	1.1 \pm 0.3
NID (mg N/l)	8.6 \pm 0.4	2.7 \pm 0.5	1.5 \pm 0.7	1.8 \pm 0.4	1.5 \pm 0.5
PRS (mg PO ₄ ⁻ /l)	0.71 \pm 0.05	0.36 \pm 0.02	0.27 \pm 0.05	0.22 \pm 0.04	0.29 \pm 0.06
Clorofila a (μ g/l)	14 \pm 3	588 \pm 100	76 \pm 20	390 \pm 60	108 \pm 20
TCR	-	-	0.21 \pm 0.02	0.02 \pm 0.00	0.05 \pm 0.01

Tabla 3.- Parámetros físicos, químicos y biológicos medidos al inicio y al final del bioensayo realizado en microcosmos en mayo del 2014. NID = nitrógeno inorgánico disuelto, PRS = fósforo reactivo soluble y TCR = tasa de crecimiento relativa. Valores informados como media \pm EE (n=3) salvo para las medidas iniciales conductividad y pH que son valores únicos.

Parámetro	Tratamiento					
	Inicial	Control	<i>Hydrocotyle Bonariensis</i>	<i>Salvinia minima</i>	<i>Spirodela intermedia</i>	<i>Althernanthera philoxeroides</i>
pH	7.09	7.28 \pm 0.05	7.14 \pm 0.02	7.15 \pm 0.01	7.37 \pm 0.05	7.15 \pm 0.01
Conductividad (μ S/cm)	963	960 \pm 17	925 \pm 6	923 \pm 2	934 \pm 9	984 \pm 4
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /l)	14.1 \pm 0.8	7 \pm 2	0.5 \pm 0.2	5.1 \pm 0.4	0.3 \pm 0.1	5 \pm 1
Nitritos + nitratos (mg N/l)	3.5 \pm 1.9	4 \pm 1	2.6 \pm 0.3	2.9 \pm 0.8	3.4 \pm 0.9	3.4 \pm 0.3
NID (mg N/l)	18 \pm 2	11 \pm 1	3.1 \pm 0.1	8.0 \pm 0.4	4 \pm 1	9 \pm 1
PRS (mg PO ₄ ⁻ /l)	2.0 \pm 0.1	1.7 \pm 0.1	0.9 \pm 0.2	1.6 \pm 0.1	1.4 \pm 0.1	1.8 \pm 0.1
Clorofila a (μ g/l)	10,5 \pm 0,1	17 \pm 10	60 \pm 10	18 \pm 4	33 \pm 15	24 \pm 4
TCR	-	-	0.04 \pm 0.02	0.016 \pm 0.004	0.05 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01

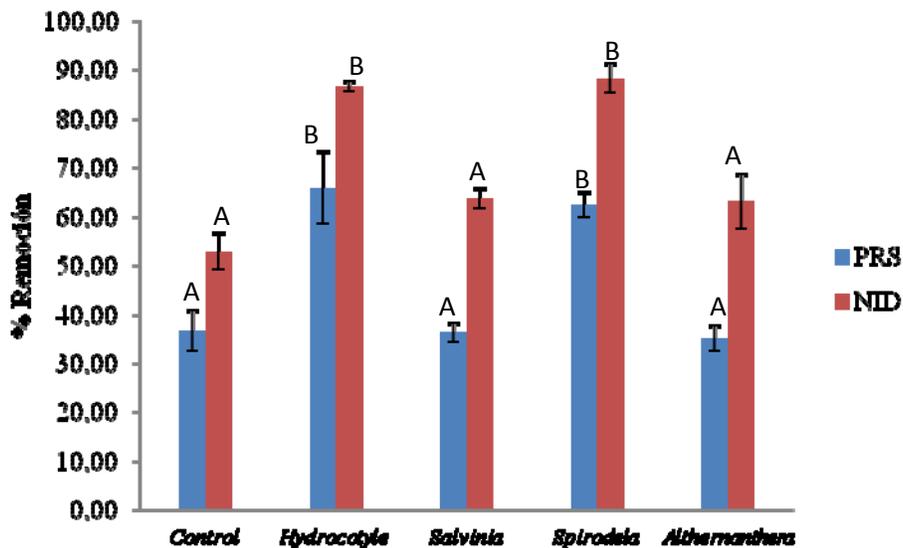


Figura 3.- Porcentaje de remoción de las distintas especies químicas (NID = nitrógeno inorgánico disuelto y PRS= fósforo reactivo soluble) en los distintos tratamientos (control = sin macrófitas, *Hydrocotyle bonariensis*, *Salvinia minima*, *Spirodela intermedia* y *Althernanthera philoxeroides*) del segundo ensayo. Las barras representan el error estándar y letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey $p < 0,05$) entre los tratamientos.

DISCUSIÓN

Los resultados indican que el tramo del arroyo estudiado, por lo menos en las condiciones experimentales de nuestro estudio (otoño), presenta elevadas concentraciones de DQO, NID (en particular, amonio), DBO y PRS, respecto a lo reportado para otros arroyos pampeanos de características similares pero que presentan una reducida actividad antrópica (Feijoo y Lombardo, 2007).

El grado de contaminación tanto de nutrientes y materia orgánica es similar a lo encontrado en otras cuencas del AMBA (Magdaleno et al., 2001; Feijoo and Lombardo, 2007). La presencia *E. coli* es indicadora de contaminación fecal debida a filtraciones de los pozos ciegos, los cuales generalmente no se encuentran correctamente construidos, al igual que los pozos de agua de consumo, lo que genera un riesgo para la salud de la población (Taller de Aguas, 2009). Dichas filtraciones también contribuyen a aumentar los niveles de nutrientes (nitrógeno principalmente) en el cauce. Por otro lado se debe tener en cuenta además la contribución del agua que proviene de los desagües pluviales que en muchas ocasiones a su vez se encuentran conectados a los desagües de las aguas grises de las casas (observación personal), que aportan detergentes y materia orgánica, incrementando la carga de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en el arroyo. En base a estos datos y a los criterios de la “Evaluación de la calidad del agua en la franja costera sur del Rio de la Plata mediante modelación matemática” (INA, 2011) el agua del arroyo San Francisco es apta para actividades recreativas pasivas, es decir, actividades que solo apuntan al disfrute estético del cuerpo de agua, y no debe haber contacto de la población con la misma.

En este trabajo se evaluó la capacidad de macrófitas nativas de remover el exceso de nutrientes que presenta el arroyo en estudio. En todos los tratamientos y en los dos bioensayos se observó un aumento del oxígeno disuelto llegando a valores de sobresaturación, debido al intercambio de oxígeno entre los tejidos aéreos y las raíces (Reddy *et al.*, 1990) y a la actividad fotosintética del fitoplancton. Además se encontraron altas remociones de NID por efecto de las macrófitas (Taiz and Zeiger, 2006, Caicedo *et al.*, 2000) y del fitoplancton. Asimismo, procesos de denitrificación que tengan lugar durante los ensayos realizados pueden contribuir a la disminución de los niveles de amonio. Nuestros resultados son consistentes con el hecho que las macrófitas pueden absorber grandes cantidades de nutrientes del agua y convertirlos en biomasa por el proceso de fotosíntesis (Biudes y Camargo, 2008). En términos generales, *H. bonariensis* y *S. intermedia* resultaron ser las macrófitas más eficientes en la remoción de los mismos, ya que se observó una elevada disminución de NID y PRS en el ensayo realizado bajo condiciones controladas de crecimiento algal. De estas dos especies, *H. bonariensis* se puede encontrar arraigada al sedimento, lo cual representa una ventaja para la restauración de un ambiente lótico, ya que es menos susceptible a los cambios en el caudal y corre menos riesgo de ser arrastrada por la corriente. A su vez, *Hydrocotyle sp L.* se encuentra entre las más frecuentes en los arroyos pampeanos, en donde también se observa que las macrófitas arraigadas tienen mayor riqueza específica que las flotantes y sumergidas en los arroyos pampeanos (Feijoo y Lombardo, 2007). A pesar de esto, creemos que los resultados obtenidos respecto a

PRS deben tomarse con precaución, ya que se ha detectado para *Lemna minor* e *Hydrocotyle sp.* que la asimilación de fósforo es de corto plazo ya que rápidamente es liberado nuevamente al ambiente (Patel y Kanungo, 2010; Reddy *et al.*, 1995). La duración de nuestro ensayo fue de 7 días por lo que este efecto no pudo verificarse, pero es importante tener en cuenta esta característica de la dinámica del fósforo al momento de poner en práctica la restauración en el arroyo.

En conclusión, de estos primeros ensayos se desprende como recomendación favorecer el crecimiento de macrófitas, principalmente *H.bonariensis* en el arroyo San Francisco para disminuir la carga de nutrientes, y realizar estudios de mayor duración para ver el efecto a largo plazo de la remoción del exceso de nutrientes en estas aguas por esta macrófita.

BIBLIOGRAFIA

- Alvarez M, Proia L, Ruggiero A, Sabater F, Butturini A (2010). A comparison between pulse and constant rate addition as methods for the estimation of nutrient uptake efficiency in-streams. *Journal of hydrology* 388, 273-279
- Atlas Ambiental de Buenos Aires (2010). <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/>
- APHA- AWWA-WEF (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th Edition.
- Basilico G. de Cabo L, Faggi A (2013). Impacts of composite wastewater on Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in bath reactors. *Journal of Environmental Management*. 115, 53-59
- Bertoni, J. C. (2004). *Inundaciones Urbanas en Argentina*. Ed. GWP-SAMTAC. Córdoba, Argentina.
- Biudes, J.F.V., Camargo, A.F.M., (2008). Estudos dos fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecol. Bras.* 12, 7e19.
- Brookes, A., & Shields, F. D. (Eds.). (1996). *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects* (p. 433). Chichester: Wiley.
- Caicedo, J.R., Van der Steen, N.P., Arce, O., Gijzen, H.J., 2000. Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela polyrrhiza*). *Water Research* 34, 3829e3835.
- Calow, P., & Petts, G. E. (1992). *The river handbook*. Vol. II. Backwell Scientific Publications.
- Capítulo, A. R., Gómez, N., Giorgi, A., & Feijoó, C. (2010). Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657(1), 53-70.
- Castañé, P. M., Rovedatti, M. G., Topalián, M. L., & Salibián, A. (2006). Spatial and temporal trends of physicochemical parameters in the water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Environmental monitoring and assessment*, 117(1-3), 135-144.
- Desmet N, Balleghem S, Seuntjens P, Bouma T, Buis K, Meire P (2008). Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Phys. Chem. Earth*. Vol 36, 479-489
- Di Marzio, W. D., Sáenz, M., Alberdi, J., Tortorelli, M., & Silvana, G. (2005). Risk assessment of domestic and industrial effluents unloaded into a freshwater environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3), 380-391.
- Dhote, S., (2007). Role of macrophytes in improving water quality of an aquatic ecosystem. *J. Appl. Sci. Environ. Manage.* 11, 133e135.
- Dhote, S., Dixit, S., (2007). Water quality improvement through macrophytes: a case study. *Asian J. Exp. Sci.* 21, 427e430.
- Efron S.T., Aquino J., de Cabo L., dos Santos Afonso M., Graziano M. (2013). Caracterización y estrategias de restauración de un arroyo urbano. VII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP). 19 y 20 de

Septiembre de 2013, Río Cuarto (Córdoba).

- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban water*, 4(1), 85-104.
- Feijoó, C. S., & Lombardo, R. J. (2007). Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*. 41(7), 1399-1410.
- Fernández Cirelli, A., & Ojeda, C. (2008). Wastewater management in Greater Buenos Aires, Argentina. *Desalination*, 218(1), 52-61.
- Fernández, L y Herrero A C (2008). En: De los rios no me rio: diagnostico y reflexiones sobre las cuencas metropolitanas de Buenos Aires. Temas grupos editorial.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A., Finlayson, B.L. (1994). En: *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. John Wiley & sons, Chichester.
- Instituto Nacional del Agua, Subsecretaría de recursos Hídricos, Secretaría de Obras Públicas, República Argentina (2011). Evaluación de la calidad del agua en la franja costera sur del Río de la Plata mediante modelación numérica
- Instituto Nacional de Investigación del Medio Ambiente Provincia de Sønderjylland, Dinamarca (1997). Restauración de Ríos y Arroyos – Experiencias y ejemplos de Dinamarca.
- Lichtenthaler HK (1987) Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic membranes. *Methods Enzymol* 148: 350–382
- Magdaleno, A., A. Puig, L. De Cabo, C. Salinas, S. Arreghini, S. Korol, S. Bevilacqua, L. López, and J. Moretton. (2001). Water pollution in an urban Argentine river. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 67(3), 0408-0415.
- Patel, D.K., Kanungo, V.K. (2010). Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L: a tiny aquatic plant) in the removal of pollutants from domestic wastewater with special reference to nutrients. *The Bioscan* 5, 355e358.
- Purcell A, Friedrich C, Resh V (2002). An Assessment of a Small Urban Stream Restoration Project in Northern California. *Restoration Ecology* Vol. 10 No. 4, 685–694
- Reddy, K.R., Diaz, O.A., Scinto, L.J., Agami, M., (1995). Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin. *Ecological Engineering* 5, 183e207.
- Reddy, K.R., D'Angelo, E.M., DeBusk, T.A., (1990). Oxygen transport through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment. *Journal of Environmental Quality* 9, 261-267.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos (2006). *Humedales de la República Argentina*. Buenos Aires, Argentina.
- Taller de Aguas (2009). Informe Relevamiento de la calidad del agua para consumo humano en Barrios del Gran Bs As, Estudio de la calidad del agua de consumo en el barrio Mariano Moreno y alrededores de Claypole (Partido de Almirante Brown). Facultad de ciencias Exactas y Naturales, UBA.
- Taller de Aguas (2010). Informe Determinación de la calidad del agua del Arroyo San Francisco (Pdo de Almirante Brown, Pcia. De Buenos Aires). Facultad de ciencias Exactas y Naturales, UBA.
- Taiz, L., Zeiger, E., (2006), *Assimilation of mineral nutrients*. En: *Plant physiology*, fourth edition. Sinauer Associates. Sunderland, USA: 289-314.
- Zhao F, Xi S, Yang X, Yang W, Li J, Gu B, He Z (2012). Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. *Ecological Engineering*. 40, 53– 60