

MEDIDAS MITIGADORAS PARA LA RECUPERACION DE LA CALIDAD DE AGUA DE UN RÍO ANDINO –AMAZÓNICO COLOMBIANO

Mitigating measures for recovery of water quality of a river - colombian andean amazon

Marlon Peláez Rodríguez* y Jhon Harol Remicio Duque
Grupo de investigación en Calidad y Preservación de Ecosistemas Acuáticos, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de la Amazonia, Avenida Circunvalar Barrio el Porvenir, Florencia, Caquetá, Colombia. mpelaez@uniamazonia.edu.co

RESUMEN

En la región Andino Amazónica Colombiana actividades humanas como la deforestación, la ganadería y el aumento de la urbanización, son fuentes importantes de impacto en los ecosistemas acuáticos. Entre estos ecosistemas se destaca la cuenca del río Hacha, que abastece de agua para consumo humano a la ciudad de Florencia y a la vez sirve como depositario de sus aguas residuales. En este sentido se desarrollan algunas medidas mitigadoras para su recuperación entre las que se encuentran plantaciones en sus márgenes, la restauración de áreas intervenidas, la protección de las zonas de recarga del río y la protección contra aludes. El objetivo de este trabajo fue evaluar espacialmente (a través del gradiente altitudinal) y temporalmente (antes y después de medidas mitigadoras) la calidad del agua en la cuenca del río Hacha. La evaluación se hizo a través de parámetros físico químicos y la comunidad de macroinvertebrados, las colectas se realizaron entre los meses de octubre a marzo (aguas bajas) de 2008, en 11 estaciones representativas de los usos dados en la cuenca. Los resultados mostraron que la calidad del agua del río Hacha en su cuenca alta y media puede ser categorizada como buena y en la cuenca baja como Dudosa. El análisis temporal mostró una leve mejoría en la calidad del agua del río.

Palabras clave: Región andino amazonia colombiana, calidad de agua, macroinvertebrados acuáticos.

ABSTRACT

In the Colombian Andean Amazon region human activities such as deforestation, livestock and increasing urbanization, are important sources of impact on aquatic ecosystems. These ecosystems, River Hacha Basin, which supplies drinking water to the city of Florence and also serves as a repository for their wastewater. In this sense some mitigating action are developed for their recovery among which are plantations in its margins, natural regeneration of logged areas, protection of zones of recharge from the river and protection against avalanches. The aim of this study was to evaluate spatially (altitudinal gradient) and temporarily (before and after mitigating action) the quality of the water in the basin of the Hacha River. The evaluation was done through physical and chemical parameters and macroinvertebrate community; collections were made between the months of October to March (low water) of 2008, in 11 representative stations of the uses in the basin. The results showed that the water quality of the Hacha River in the upper and middle basin can be categorized as good and in the lower basin and in the lower basin as Doubtful. The temporal analysis showed a slight improvement in the water quality of the river.

Keywords: Colombian Andean Amazon region, water quality, aquatic macroinvertebrates

INTRODUCCIÓN

En Colombia la mayoría de estudios de calidad de agua están basados en parámetros físico-químicos y bacteriológicos. Sólo durante las últimas décadas se inició la incorporación de la biota acuática, principalmente de macroinvertebrados, en este tipo de estudios (Zúñiga de Cardozo, 2000). Las ventajas de utilizar estos organismos como indicadores son su elevada diversidad taxonómica, ya que presentan un amplio espectro de respuestas a las perturbaciones humanas; su naturaleza sedentaria y los largos ciclos de vida de algunos grupos, lo que permite el seguimiento espacial y temporal de las alteraciones causadas en los ecosistemas acuáticos (Alonso y Camargo, 2005). Además, la comunidad de macroinvertebrados es muy importante ecológicamente en la cadena trófica de los ríos ya que sirven de alimento a los peces, así como a aves y anfibios asociados al medio acuático.

Los índices bióticos se calculan a partir de la presencia o ausencia de los macroinvertebrados y de su identificación específica con base en valores numéricos de cada grupo de organismos que corresponden a sus particulares grados de sensibilidad o tolerancia a la contaminación. Los índices así obtenidos corresponden en forma significativa con el grado de impacto antropogénico (Thorne y Williams, 1997).

En la región Andino Amazónica Colombiana las actividades humanas como la deforestación, la ganadería y el aumento de la urbanización, son fuentes importantes de impacto en los ecosistemas acuáticos (Manrique y Peláez 2013) y actualmente estos impactos se potencian con la exploración para la futura explotación de petróleo y minerales. Estas actividades son responsables de la entrada de material alóctono y la gradual degradación de los sistemas fluviales. Entre estos ecosistemas se destaca la cuenca del río Hacha, que abastece de agua para consumo humano a la ciudad de Florencia. Esta ciudad es el mayor centro urbano de la Amazonia Colombiana con aproximadamente 200.000 habitantes y no posee un sistema de tratamiento de sus aguas residuales. Los efluentes de la ciudad se vierten directa o indirectamente al río Hacha, reduciendo la calidad de su agua (Peláez y García, 2011).

Teniendo en cuenta la importancia del río Hacha para la ciudad de Florencia, se formuló el Plan de Ordenación y Manejo de la cuenca homónima 2006-2025 (POMCA, 2005), el cual sugirió varios proyectos para la recuperación de la cuenca. Estos proyectos (Tabla 1) tienen diferentes grados de ejecución.

Tabla 1. Resumen de programas y proyectos en ejecución en la Cuenca del Río Hacha (POMCA, 2005)

Título Proyecto	Objetivo	Meta/Tiempo
Plantaciones protectoras en márgenes hídricas con especies nativas	Restaurar las márgenes hídricas de las principales corrientes de agua de la cuenca del río Hacha mediante la siembra de especies nativas apropiadas, en concertación con y con participación de (la comunidad)	Establecer 200 hectáreas en 10 años
Regeneración natural de áreas intervenidas en la Reserva Forestal de la	Restaurar áreas intervenidas dentro de la Reserva Forestal de la Amazonia que representen alta significación ambiental a través de la regeneración	Regenerar 10.000 ha en 20 años

Restauración y protección de rondas de nacimiento de agua y zonas de recarga de acuíferos	Regenerar en forma natural rondas de nacimiento de agua y zonas de recarga de acuíferos ubicadas fuera de la Reserva Forestal	Restaurar y proteger 1.000 ha en 10 años
---	---	--

Asimismo y teniendo en cuenta que una de las amenazas que presenta la cuenca son los desprendimientos de rocas, lodos y suelo (Peláez y García, 2011), ya que la mayor parte del territorio es montañoso; se ha implementado el recubrimiento de estos desprendimientos como medida de recuperación y protección (Figuras 1).



Figura 1. Desprendimientos de taludes, lodos y suelo en la Cuenca del Río Hacha

En este contexto el objetivo de este trabajo es evaluar espacialmente (a través del gradiente altitudinal) y temporalmente (antes y después de medidas mitigadoras propuestas) la calidad del agua en la cuenca del río Hacha.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se realizó en el cauce principal de la cuenca hidrográfica del río Hacha localizada en el Municipio de Florencia, departamento de Caquetá (Colombia) entre las coordenadas 01°52'40, 7" N - 75°40'44,1" W y 1°33'19,2" N - 75°31'55" W. El río recorre una distancia de 66,7 km desde su nacimiento a 2.400 msnm en el Cerro Gabinete hasta su convergencia con el río Ortegüaza, a una altitud de 240 msnm. (POMCA 2005, Figura 4).

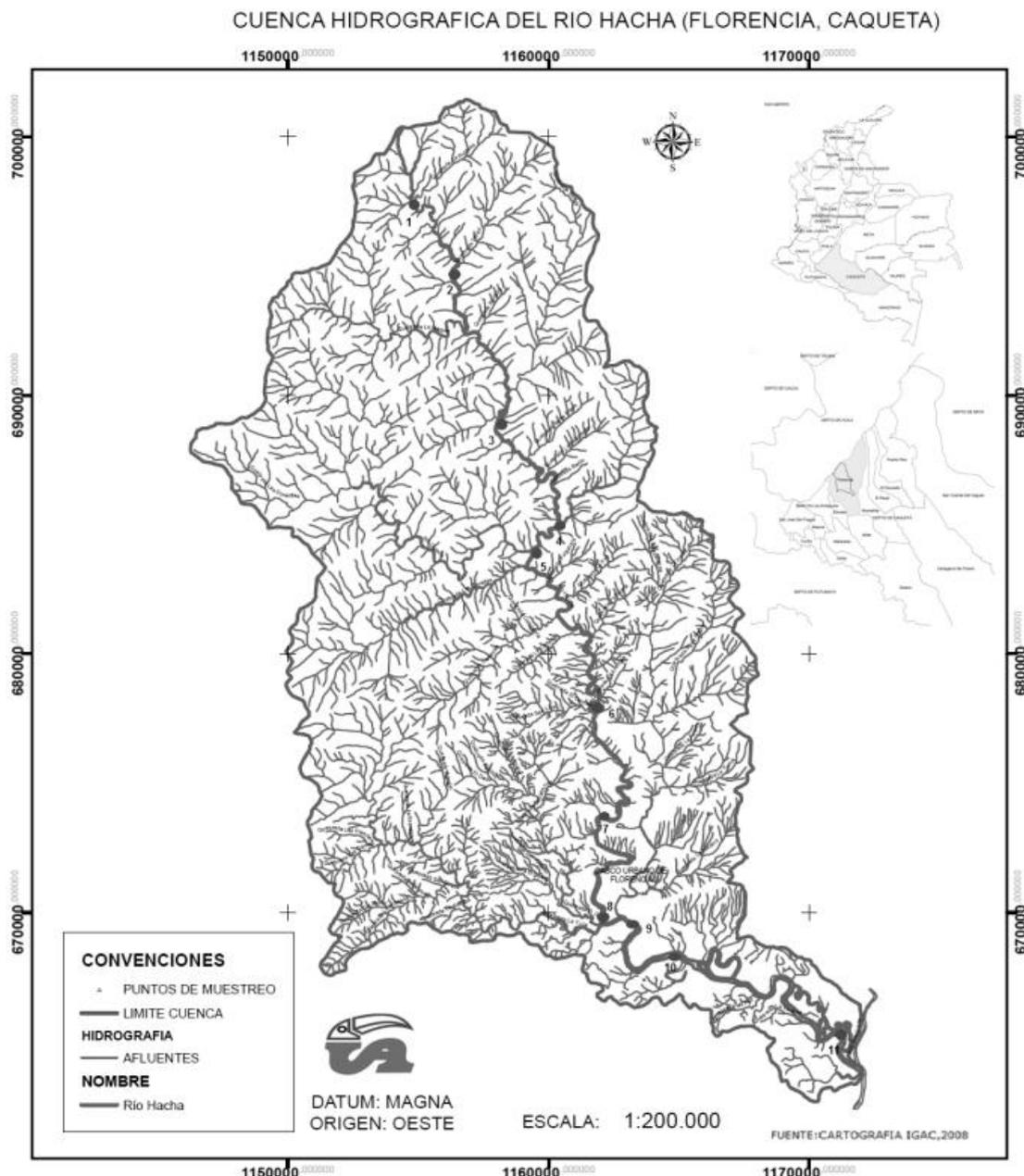


Figura 2: Localización geográfica del área de estudio, municipio de Florencia (Caquetá-(Colombia))

Según el POMCA (2005), la cuenca del río Hacha se divide en tres partes geográficas: alta, media y baja. La cuenca alta se inicia (nacimiento) a los 2.400 msnm hasta donde confluye la quebrada el Caraño a 500 msnm. Se conoce como cuenca de recepción, dado que recibe una gran cantidad de afluentes que nacen en la vertiente de la cordillera Oriental. Este tramo es el más largo del río con una longitud de 25.998 metros los que recorre en un descenso de 1.900 m. En esta parte se caracteriza por las pendientes fuertes, gran cantidad de sólidos transportados y alta velocidad del flujo superficial del agua. Su caudal medio anual es de $26 \text{ m}^3/\text{s}$ (Peláez *et al.* 2006).

La cuenca media se extiende desde la confluencia de la quebrada Caraño a 500 msnm hasta el transepto que forman las bocas de las quebradas el Dedo, la Yuca y la Perdiz a una altura aproximada de 250 msnm, al sur de la ciudad de Florencia. Es el denominado canal de desagüe, y aunque el río disminuye un poco la velocidad de su caudal, se

registran altas velocidades en los tramos rectilíneos. En este sector se forman pequeños e intermitentes valles de piedemonte, aunque el caudal posee una velocidad rápida (POMCA 2005). Presenta un caudal medio anual de 53 m³/s (Peláez *et al.* 2006). En esta parte media del río Hacha se ubican los balnearios, centros de recreación y restaurantes que son visitados concurridamente los fines de semana.

La cuenca baja comienza sobre las desembocaduras de las quebradas el Dedo, la Yuca y la Perdiz (250 msnm) y finaliza en la desembocadura del río Hacha en el río Orteguzza a 240 msnm. En este tramo el río forma un amplio valle aluvial de curso meándrico, muchos de los cuales se han estrangulado formando meandros o humedales de alta importancia ecológica (control de inundaciones y hábitat de especies) como el de San Luis y el Vaticano. Las características principales de este sector son pendiente suave, baja capacidad del cauce para evacuar grandes caudales (por esta razón se presentan desbordes permanentes e inundaciones de la llanura aluvial) y depósito de gran cantidad de sedimentos transportados por el río provenientes de sus partes alta y media (POMCA 2005). Su caudal medio anual es de 54 m³/s (Peláez *et al.* 2006).

Muestreo

Las colectas de macroinvertebrados para los cálculos de los índices se realizaron entre los meses de octubre a marzo (aguas bajas) de 2008 y 2009, en 11 estaciones representativas de los usos dados en la cuenca y de fácil acceso (Tabla 2). Para la colecta de macroinvertebrados se utilizaron tres métodos: pinzas entomológicas, red triangular y red Surber. Los ejemplares colectados fueron depositados en frascos plásticos, debidamente rotulados y preservados en alcohol al 70%, para su posterior identificación, siguiendo las claves de Roldan (1988) y Domínguez y Fernández (2001).

Tabla 2. Coordenadas de las estaciones de muestreo en la cuenca del río Hacha

ESTACIONES	CUENCA	ALTITUD (msnm)	UBICACIÓN	COORDENADAS GEOGRAFICAS ° / UTM
1	CUENCA ALTA	2112	Ruidosa	N01°52'40,7"W75°40'44,1"
2		1341	Tarqui	N1°50'2,6W75°40'4,7"
3		890	Sucre	N 1°46'28,8" W 75°39'13,8"
4		635	Paraíso	N1°44'39,2"W75°37'58,3"
5	CUENCA MEDIA	570	Caraño	N1°43'33,7"W75°38'12,2"
6		375	San Luis	N1°40'48,2"W75°37'18,9"
7		296	Primer Puente	N1°38'31,3"W75°37'3,6"
8		262	Floresta	N1°36'29,2"W75°37'20,8"
9	CUENCA BAJA	261	Puente López	N1°36'20"W75°36'32,4"
10		253	Capitolio	N1°35'39,1"W75°35'42,1"
11		248	Desembocadura	N1°33'19,2"W75°31'55"

Para complementar la información, se evaluaron algunas variables ambientales descriptoras del sistema como la composición del sustrato, el tipo de vegetación, la transparencia del agua y algunos parámetros físico-químicos como: temperatura (°C), pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) y oxígeno disuelto (mg/l), nitratos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitritos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), amonio ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y ortofosfatos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), siguiendo las metodologías de Manrique y Peláez (2013).

Análisis Estadístico

Para el análisis de los macroinvertebrados se aplicaron las consignas del BMWP (Biological Monitoring Working Party), de uso estandarizado en evaluaciones de calidad del agua, teniendo en cuenta las adaptaciones del índice para Colombia de Roldán (1999), a fin de comparar los resultados obtenidos por Peláez y García (2011), en la cuenca media y baja del río Hacha.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 3 se presentan las características de las estaciones de muestreo.

Tabla 3: Composición del hábitat en las estaciones de muestreo de la cuenca del río Hacha

Altitud	Ubicación	Vegetación riparia	Vegetación litoral	Transparencia (agua)	Tipo de fondo (sustrato)
2112	Ruidosa	Bosque natural intervenido	Presente (sombreado 70%)	Total	Rocoso, arenoso, guijarros
1341	Tarqui	Bosque natural intervenido	Presente (sombreado 50%)	Total	Piedras grandes, guijarros
890	Sucre	Bosque natural intervenido	Presente (sombreado 50%)	Total	Piedras grandes, guijarros
635	Paraíso	Rastrojos	Presente (sombreado 30%)	Turbia	Arenoso, gravilla, guijarros
570	Caraño	Rastrojos	Presente (sombreado 35%)	Total	Piedras grandes, guijarros
375	San Luis	Rastrojos	Presente (sombreado 40%)	Total	Arenoso, piedras pequeñas
296	Primer Puente	Pastos	Parcial (sombreado 20%)	Total	Arenoso, piedras pequeñas
262	Floresta	Pastos, rastrojos, colonizado	Parcial (sombreado 20%)	Turbia	Grava, arena, piedras pequeñas
261	Puente López	Pastos, rastrojos, colonizado	Parcial (sombreado 20%)	Turbia	Arenoso, detritus, grava
253	Capitolio	Pastos, rastrojos, colonizado	Ausente	Turbia	Arenoso, detritus
248	Desembocadura	Pastos, rastrojos	Ausente	Turbia	Arenoso, detritus

Macroinvertebrados

Se colectaron 1.935 individuos, agrupados en 55 familias pertenecientes a 15 órdenes. El orden Ephemeroptera fue el que mayor abundancia presentó con 786 individuos (41%) (Tabla 4). Según Waltz y Burian (2008) este orden se encuentra en una amplia variedad de sistemas lénticos y lóticos, presentando la mayor diversidad en ríos de aguas bien oxigenadas con fondo rocoso como son las características de los sitios de muestreo de la cuenca alta y media del río Hacha (Peláez *et al.* 2006).

En la estación el Caraño, límite cuenca alta-media, predominaron los efemerópteros Baetidae (38) y Leptophlebiidae (16), indicadoras de aguas poco contaminadas y limpias, respectivamente y en tercer lugar los dípteros de la familia Chironomidae (15) que son indicadores de aguas muy contaminadas.

En el primer puente, límite área rural-área urbana, continua la presencia de Baetidae (35) y en un porcentaje menor la de los quironómidos (17 especies). Las especies de la familia Leptophlebiidae (7) disminuyeron más de la mitad desde la estación anterior.

En Puente López, aguas abajo de la confluencia de la quebrada la Perdiz (el mayor colector de las aguas residuales urbanas), Baetidae (7) disminuyó drásticamente a un quinto de su porcentaje en el Primer Puente; Chironomidae (44) aumentó a más del doble de su abundancia y se evidencia la presencia de Tubificidae (34) que es una familia indicadora de aguas altamente contaminadas. Esto corrobora el impacto de las aguas residuales de la ciudad sobre este ecosistema acuático (Peláez *et al.*, 2006).

Por último, en la estación Capitolio se redujo la presencia de especies de la familia Chironomidae (42) y Tubificidae (19); y aparecen representantes de Baetidae (11). Esto indica la tendencia del ecosistema a la recuperación, después de atravesar el área urbana,

Tabla 4. Macroinvertebrados colectados en el río Hacha

Orden	Familia	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Total	
Acari	Cf Lymnessiidae		2										2	
Coleoptera	Psephenidae	2	1	1		1	1	1					7	
	Dytiscidae	1				1							2	
	Ptilodactylidae	2	1	2		2	1	1					9	
	Scyrtidae	1			1	2							4	
	Elmidae	14	4	8	8	9	14	18	9		4	2	90	
	Staphylinidae	1	1										2	
	Gyrinidae	1											1	
	Hydrophilidae	1			1	1							3	
	Chrysomelidae								1				1	
	Decapada	Palaemonidae						2					1	3
Diptera	Empididae	1	1	1		1	2		3		1		10	
	Muscidae	1			1								2	
	Ceratopogonidae	8	2				4	4	7	1	8	7	41	
	Tipulidae	3	1		4	2	1	1	3	2			17	
	Psychodidae	1		2	3	2	1			1	1	3	14	
	Chironomidae	12	27	15	12	35	48	32	29	55	43	43	351	
	Simuliidae		3	3	7	3	2	14					1	33
	Dixidae		1									1		2
	Culicidae					1								1
	Blepharoceridae				1	4	2	7						14
	Tabanidae				1									1
	Dolichopodidae					1					1			2
	Ephemeroptera	Oligoneuriidae	1	1										2
Leptophlebiidae		45	9	34	15	37	18	14	48			3	223	
Leptohyphidae		12	14	19	13	20	9	14	5			14	120	
Baetidae		52	29	24	44	87	48	74	33	9	11	30	441	
Glosifoniformes	Glossiphoniidae									5	7	6	18	
Haplotaxida	Tubificidae	6	5		9	5	1		8	43	19	84	180	
Hemiptera	Velliidae	1	4	23	3	3	2	3		6			45	
	Gerridae			1	1					1			3	
	Corixidae			34	8								42	
	Naucoridae			2	14		2	1	3				22	
	Notonectidae					1							1	
	Pylalidae											1	1	
Lepidoptera	Corydalidae	1	1	2	3	1	1	1	1				11	
Megaloptera	Ancylidae										1		1	
Mollusca	Planorbidae										1		1	

Odonata	Hydrobiidae											1	1
	Gomphidae	2											2
	Polythoridae		1										1
	Libellulidae			1	1	2	5	1	1			2	13
	Megapodagrionidae					1							1
	Calopterygidae					3					4	5	12
	Coeniagrionidae							1					1
Platyhelminthes	Planariidae	1				1							2
Plecoptera	Perlidae	19	9	10	4		9	17	10				78
Trichoptera	Glossosomatidae	1	5			1		1	1				9
	Hydroptilidae	1	1				4		1		1	2	10
	Polycentropodidae	1	1					1					3
	Hydropsychidae	13	11	9	4	2	4	1					44
	Leptoceridae	1	1	1				1	3				7
	Hydrobiosidae		1	1		1							3
	Philopotamidae		1	1		1		1	2				6
	Calamoceratidae		5										5
	Helicopsychidae		7	6	2	1							16
Total		204	188	188	141	228	182	208	165	125	101	205	

Índices bióticos

La aplicación del índice BMWP/Col (Tabla 5) en el río Hacha permite categorizar las aguas como de “buena calidad” desde la estación uno (la Ruidosa) hasta la estación ocho (Floresta). Esto podría deberse a que el uso del suelo es principalmente agropecuario con prácticas de pequeña escala (cultivos de pancoger⁴ y pequeña ganadería).

La estación nueve (Puente López), presenta calidad de agua categorizada como “dudosa”; esto sugiere que en esta estación el río ha recibido las aguas de la quebrada la Perdiz (principal colector del alcantarillado de la ciudad de Florencia) y por consiguiente el impacto es mayor.

En las estaciones diez (Aeropuerto) y once (Desembocadura) las aguas de río son categorizadas como de calidad “aceptable”, lo que indica que cuando el río deja de atravesar el área urbana, deja de recibir los aportes de vertidos residuales por lo que tiende a recuperarse, confirmando lo afirmado por Peláez *et al.* (2006)

Tabla 5. Clase de calidad de agua y significado ecológico

Estaciones	BMWP Roldán (1999)	Significado
Ruidosa	Buena	Aguas limpias
Tarqui	Buena	Aguas limpias
Sucre	Buena	Aguas limpias
Paraíso	Buena	Aguas limpias
Caraño	Buena	Aguas limpias
San Luis	Buena	Aguas limpias
Primer Puente	Buena	Aguas limpias
Puente López	Buena	Aguas limpias
Puente López	Dudosa	Aguas Moderadamente contaminadas
Capitolio	Aceptable	Aguas Ligeramente contaminadas
Desembocadura	Aceptable	Aguas Ligeramente contaminadas

Variables ambientales

En la Tabla 6 se registran los valores de los parámetros físico-químicos de las estaciones muestreadas a través del gradiente altitudinal.

⁴ Cultivos que satisfacen la demanda alimentaria de una población pequeña, también se llaman cultivos de subsistencia

Tabla 6. Valores de los parámetros físico-químicos registrados en las estaciones de muestreo en la cuenca del río Hacha...

ALTITUD	ESTACIONES	T Agua (°C)	pH (unidades)	Conductividad μS.cm-1	O. Disuelto (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Amonio (mg/l)	O-Fosfatos (mg/l)
		Min (-) Max (+)	Min (-) Max (+)	Min (-) Max (+)	Min (-) Max (+)	Min (-) Max (+)	Min (-) Max (+)	Min (-) Max (+)
2112	Ruidosa	14,0- 15,4	7,2-7,8	13-14	10,0-10,4	0,464	0,503	0,038
1341	Tarqui	17,0- 17,6	7,6-8,2	11,5-13	9,4-9,8	0,493	0,163	0,017
890	Sucre	19,0-20,	7,7-7,9	12-13,2	8,0-8,6	0,493	0,163	0,017
635	Paraíso	21-22,6	7,2-7,6	23-24	7,8-8,0	0,303	0,224	0,057
570	Caraño	20,8- 21,4	7,3-7,5	13-14	8,6-8,8	0,459	0,228	0,018
375	San Luis	21,9- 22,3	7,4-7,8	16-17	8,3-8,5	0,208	0,041	0,002
296	Primer Puente	22-22,6	6,8-7,2	15-16	7,0-7,3	0,323	0,061	0,002
262	Floresta	24,5-25- 5	6,6-7,2	19-20	7,3-7,6	0,358	0,673	0,002
261	Postobon	23-25	6-6,2	20-21	5,0-5,4	0,543	2,082	0,048
253	Aeropuerto	26-27,2	5,5-5,9	22-23	5,2-5,6	0,652	1,020	0,042
248	Venecia	24-25	6,2-6,6	23-24	6,5-6,9	1,292	0,367	0,042

En la Tabla 6 están indicados los valores de temperatura del agua durante el período de estudio. La temperatura del agua aumentó paulatinamente en la medida que la altitud disminuyó (2112 a 248 msnm variando de un valor mínimo de 14,0 °C a un máximo de 27 °C.; estos valores coinciden con los datos reportados por Peláez y García (2011) para los años 2004 a 2005.

El pH es alcalino (7,2 a 7,9) en seis de las once estaciones (región Andina) y ligeramente ácido en la cuenca baja, entre 5,7 y 6,4. Esto se debería posiblemente a la oxidación de la materia orgánica y a la presencia de ácidos húmicos.

La conductividad aumentó (19,5 a 23,5 μS.cm⁻¹) a medida que el río desciende, lo que indicaría un aumento progresivo de los iones disueltos en el agua por causa de la escorrentía y el aporte de aguas residuales. Estos valores son similares a los reportados en 2004-2005 por Peláez *et al.* (2011). Los mayores valores de conductividad (estaciones Paraíso, Puente López, Aeropuerto y Desembocadura) se presentan en las estaciones ubicadas en la vereda Paraíso (cuenca alta) y en las que tienen influencia del área urbana.

El oxígeno disuelto se manifestó en las estaciones de la cuenca alta y media presenta valores medianamente altos (10,2 a 7,9 mg/l), mientras que en los sectores Puente López, Aeropuerto y desembocadura fueron menores a 7mg/l. Los valores altos de

oxígeno disuelto en la cuenca alta y media, se deben a factores relacionados con la temperatura. Otro factor a tener en cuenta es la aireación, la cual se da a través de la velocidad de la corriente, ocasionada por la pendiente y el choque del agua sobre el lecho rocoso que predomina en estos sectores (cuenca alta y media) (Peláez *et al.* 2006). El punto que presenta menor concentración de oxígeno (5,2 mg/l) es Puente López. Esto se debería en parte a la oxidación de la materia orgánica procedente de las aguas residuales del casco urbano y descargadas principalmente por la quebrada la Perdiz (Manrique y Peláez 2013). Asimismo, se observó un leve aumento en la concentración de oxígeno en las estaciones Aeropuerto y Desembocadura (sitios fuera del área urbana). Esto se debe probablemente a la capacidad de reoxigenación de este ecosistema al disminuir el aporte de aguas residuales urbanas. Estos resultados coinciden con lo reportado por Peláez *et al.* (2011).

Con respecto a los nutrientes, la concentración de nitratos en la cuenca alta y media fue de 0,50 mg/l y en el sector bajo mayor a 0,50 mg/l. Los nitritos presentaron concentraciones normales en la parte alta, en el sector medio se presentó un comportamiento atípico en dos de las cuatro estaciones y la mayor concentración se observó en el sector de la Floresta y Puente López. Todos los sitios de muestreo presentaron contenidos de nitrógeno amoniacal, evidenciando la presencia de carga orgánica reciente, destacándose el sector de Puente López (2,08 mg/l) que se ubica aguas abajo de la desembocadura de la quebrada la Perdiz. Los orto-fosfatos presentaron seis registros menores e iguales a 0,02 mg/l (cuenca alta y media), las demás estaciones (5), cuenca baja, exhiben concentraciones mayores, comportándose como ecosistemas eutróficos (Roldán y Ramírez 2008). Los mayores valores en los sitios de muestreo con presencia de aguas residuales domesticas como son la vereda Paraíso y la cuenca baja (área urbana).

CONCLUSIONES

La calidad del agua del río Hacha, en su cuenca alta y media puede ser categorizada como *Buena*, según el BMWP/Col y la presencia de determinadas familias de macroinvertebrados y de las variables físico-químicas analizadas. En la cuenca baja, principalmente en el área urbana, su calidad es *Dudosa*. Sin embargo aguas abajo de la ciudad el río presenta señales de recuperación, presentando un agua de calidad *Aceptable*.

Con respecto al análisis temporal (antes y después de medidas mitigadoras en ejecución) y comparando los datos con los reportados por Peláez y García (2011), se ha presentado una leve mejoría en la calidad del agua ya que la estación el Caraño pasó de una calidad *Aceptable* a *Buena*, Primer Puente de *Dudosa* a *Buena*, Puente López de *Critica* a *Dudosa* y Capitolio de *Critica* a *Aceptable*.

BIBLIOGRAFÍA

Alonso, A y Camargo, A. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, España. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. 14 (3):1-88.

- Domínguez, E. y Fernández, H. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales. Instituto M. Lillo. Tucumán, Argentina. 282 p.
- Manrique, L y Peláez, R M. 2013. Manual de análisis de calidad de aguas en Ecosistemas Acuáticos Andino Amazónicos: Análisis físicos y químicos de calidad de aguas. Universidad de la Amazonia. Facultad de Ciencias Básicas. 179 p.
- Peláez, R.M., García, H. y Méndez, G.C. 2006. Caracterización y cuantificación de la carga contaminante transportada por el río Hacha (Florencia - Caquetá). En: Neolimnos. VII Seminario Colombiano de Limnología. Ibagué. 17-28p.
- Peláez, R.M. y García, H., 2011. Indicadores ambientales de las presiones, estado e impactos en la cuenca del río Hacha (región andino – Amazónica, Colombia) *In: Experiencias en la aplicación del enfoque GEO en la evaluación de ecosistemas degradados de Iberoamérica RED CYTED 411RT0430 –Desarrollo de metodologías, indicadores ambientales y programas para la evaluación ambiental integral y la restauración de ecosistemas degradados*”. 314 p.
- POMCA. 2005. Plan de ordenación y manejo de la cuenca del río Hacha 2005- 2025. Convenio 051 del 2004. 25p.
- Roldán. G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales; Centro de Investigaciones CIEN; FEN Colombia Colciencias. Bogotá. 217 p.
- Roldán. G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Academia Colombiana de Ciencia. 375-387.
- Roldan, G y Ramírez, J.J. 2008. Fundamentos de Limnología Neotropical. Segunda ed. Universidad de Antioquia. 420p
- Thorne, R y Williams, W. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. R. Freshwater Biology. 671-686.
- Waltz, R. y Burian, S. 2008. Ephemeroptera. Chapter 11. P.181-236. En: Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del Orden Ephemeroptera en El Salvador. SERRANO, L y ZEPEDA, A, .10.
- Zuñiga de Cardozo. M. 2000. Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. Grupo de investigación en ingeniería de recursos hídricos y desarrollo de suelos. IREHISA. Escuela de recursos naturales y del ambiente. EIDENAR. Facultad de ingeniería. Universidad del Valle. 180 p.

LAS ZONAS HÚMEDAS CONSTRUIDAS EN EL RÍO BESÒS (CATALUÑA, ESPAÑA); UNA HERRAMIENTA DE RECUPERACIÓN DEL RÍO

Constructed wetlands in the Besòs River (Catalonia, Spain); a tool for the recovery of river

Antonio Alarcón Puerto¹; Miquel Salgot de Marçay² y Montserrat Folch Sánchez³

¹.-ConSORCI del Besòs, sito@consorcibesos.cat

².-Institut de Recerca de l'Aigua y Unitat d'Edafologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de Barcelona. 08028 Barcelona, España. salgot@ub.edu

³.-Institut de Recerca de l'Aigua y Unitat d'Edafologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de Barcelona. 08028 Barcelona, España. mfolch@ub.edu

RESUMEN

El Parque Fluvial del Besòs es un espacio público ubicado a lo largo de los últimos 9 kilómetros de cauce del río Besòs, desde la confluencia con el río Ripoll hasta la desembocadura en el mar Mediterráneo. Con una superficie total de 115 hectáreas es uno de los espacios verdes más importantes de la región metropolitana de Barcelona, sobre todo si se tiene en cuenta su ubicación formando parte del continuo urbano de las ciudades de Barcelona, Santa Coloma, Sant Adrià y Montcada i Reixac .

La contaminación y degradación del río Besòs y de su entorno es un problema que proviene del sesenta, especialmente por el gran crecimiento de las poblaciones que rodean el río y el proceso de industrialización en estas ciudades. La política de recuperación de espacios fluviales degradados iniciada en los años ochenta por los ayuntamientos y la Generalitat de Cataluña, siempre con la colaboración de una ciudadanía cada vez más sensibilizada, han mejorado notablemente el estado del río Besòs. Cabe destacar la efectividad de las medidas de saneamiento aplicadas, sobre todo en la década de los noventa, para dejar de considerar el río Besòs como una alcantarilla. Esta mejora de la cuenca del río Besòs era un requisito imprescindible a partir del cual el año 1995 los ayuntamientos firmaron un convenio de colaboración con el fin de actuar de una forma conjunta en la zona final del río, con el objetivo de su recuperación medioambiental. Al convenio de cooperación intermunicipal, se añadió el año siguiente el Consorcio para la Defensa de la Cuenca del río Besòs.

Con el impulso de los ayuntamientos y el consorcio, y la subvención de un 80 % del coste del proyecto mediante fondos de cohesión de la Unión Europea, ejecutó el proyecto de "Recuperación medioambiental del tramo final del río Besòs" Sus objetivos básicos fueron:

- Mejora de la calidad ambiental y paisajística.
- Mejora del efluente de la estación depuradora de Montcada i Reixac, mediante la implantación en el cauce de un tratamiento terciario basado en la generación de zonas húmedas.
- Mejora de la capacidad hidráulica del río.
- Aprovechamiento controlado de determinadas zonas del cauce del río para el ocio de la ciudadanía.

Palabras clave: Zonas húmedas construidas, río, calidad ambiental

ABSTRACT

The Fluvial Park of the Besòs river is a public space lying on the last 9 km of the river bed, which goes from the confluence with Ripoll river, an affluent, to the mouth in the Mediterranean sea. With a total surface of 115 ha is one of the most important green spaces of the Greater Barcelona. It is located among the urban continuum formed by Barcelona, Santa Coloma de Gramanet, Sant Adrià del Besòs and Montcada i Reixac towns, which makes it more important for the neighbouring inhabitants.

In the seventies the river started to be heavily degraded due to the growth of the towns which surrounds it, and the great industrialization process in the area. In the eighties, the town councils and the regional government (Generalitat de Catalunya) started a policy on degraded river spaces reclamation and recovery. The neighbours collaborated with this policy because they were suffering the consequences of the heavy pollution of the river environment, almost an open air sewer.

This policy was important to reach the present state of the river, and in this sense it is to mention that the four municipalities signed in 1995 an agreement to make collaborative work to environmentally recover the bed and the banks of the Besòs. In 1996, the Consortium for the Defence of the Besòs River Basin joined this agreement.

The European Union Cohesion Funds backed the project, with a subsidy to cover 80% of the expenses. Then the project for the recovery of the lower Besòs river basin was implemented. Their basic aims were:

- To improve the environment and landscape quality of the area
- The improvement of the quality of the secondary effluent of the Montcada i Reixac wastewater treatment plant, using constructed wetlands located in the river bed.
- To enhance the hydraulic capacity of the river
- The use of several areas of the river bed for citizens' leisure

Keywords: Constructed wetlands, river, environmental quality.

INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua (DMA 2000/60) establece que los cuerpos de agua de los estados miembros de la Unión Europea deben alcanzar en el año 2015 unos estándares de calidad definidos. A pesar de que esta normativa establece los puntos básicos para una política completa y efectiva de control y gestión de las aguas, no se indican herramientas prácticas para trabajar en la solución de los problemas a los que deben hacer frente los ecosistemas, como son los ríos, de forma que los países deben establecer metodologías adecuadas mediante leyes nacionales.

El Gobierno español adoptó la DMA transponiendo sus principios a la legislación española pero aún subsiste la necesidad de desarrollar herramientas para el control y la gestión de los ríos así como la aprobación de los planes hidrológicos de las diversas cuencas del estado.

Por lo que respecta a la calidad del agua de los sistemas fluviales es necesario realizar estudios de las fuentes de contaminación a lo largo de la cuenca. Aparte de la contaminación de origen difuso, hay que señalar que una de las fuentes de contaminación más importantes son los vertidos de las depuradoras de aguas residuales.

Las depuradoras no eliminan totalmente los contaminantes del agua residual, sino que su eficiencia viene marcada por el tipo de tratamiento que se diseña para cumplir los

límites marcados por la legislación. No obstante, en zonas sensibles, si se desea reutilizar el agua, o si por otras circunstancias se debe mejorar la calidad del agua se instalan sistemas de tratamiento avanzado, denominados tratamientos terciarios o de regeneración.

Los vertidos de depuradora son puntuales y se espera que el agua del río los diluya convenientemente. Por otra parte hay que indicar que en las cuencas mediterráneas las aguas residuales depuradas pueden constituir en épocas de sequía una proporción muy importante del caudal del río o bien su totalidad, aparte de reutilizarse en ocasiones.

Cuando se vierten a los cauces, las aguas residuales pueden sufrir una dilución, seguida de procesos de autodepuración mediante los mecanismos naturales del ecosistema propio del río.

Los contaminantes principales del efluente suelen ser la materia orgánica, caracterizada por su demanda de oxígeno (bioquímica y química), los nutrientes (principalmente formas de nitrógeno y fósforo), los microcontaminantes orgánicos de muy diversos tipos, las sales y otros contaminantes orgánicos e inorgánicos.

El efecto principal de las sustancias que requieren oxígeno para su degradación en el medio acuático es la afección al balance de oxígeno, que a su vez influye en la presencia, tamaño y diversidad de flora y fauna en las comunidades del río.

El impacto de los vertidos puede ser reducido mediante varias técnicas, siendo una de ellas el vertido distribuido a lo largo de las riberas en vez de concentrarlo en un único punto.

EL RÍO BESÒS

El río Besòs es uno de los dos ríos que configuran el área metropolitana de Barcelona, España (Figura 1). Situado en un extremo oeste de la ciudad, y con una cuenca de 1.039 Km², ha sido profundamente alterado por la acción humana, soportando el impacto de una población de más de 2 millones de habitantes. Se trata de una cuenca muy degradada en la que el crecimiento continuo de las poblaciones que ocupan las riberas del tramo final (Barcelona, Sant Adrià de Besòs, Santa Coloma de Gramenet y Montcada i Reixac) así como la notable industrialización que se ha desarrollado en sus márgenes han alterado el equilibrio natural del río. En esta área, el consumo de agua es muy elevado y se destina principalmente a usos industriales y urbanos, ya que la agricultura, especialmente en su tramo inferior, ha ido perdiendo importancia hasta desaparecer prácticamente.

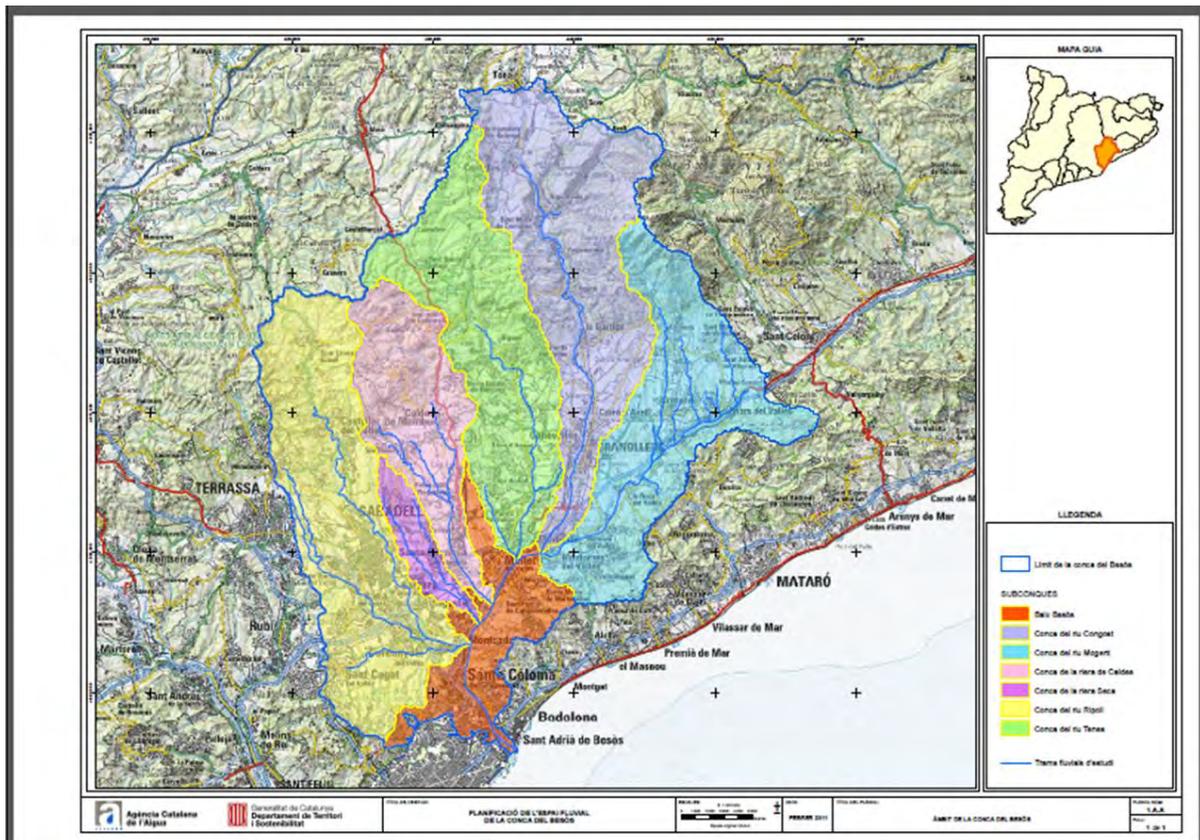


Figura 1. La cuenca del río Besòs

Su condición de río mediterráneo le ha vinculado de forma periódica a episodios de riadas de una cierta intensidad, muchas veces coincidentes con el inicio del otoño y tras meses de sequía estival. En este período pueden aparecer lluvias torrenciales que en un espacio corto de tiempo, menos de 1 hora, pueden provocar que el caudal del río pase de menos de 4 a más de 2.300 m³/s. De hecho, el caudal medio anual es de 3,9 m³/s, con grandes fluctuaciones de máximos y mínimos, ya que se trata de una cuenca pequeña y sin ninguna regulación.

Debido a las fuertes presiones antrópicas sobre el río, al aumento de la densidad de población y al establecimiento de industrias, el cauce del río se ha ido reduciendo cada vez más. Hace unos 100 años, la llanura de inundación presentaba, en algunos puntos, una anchura de unos 500 metros. La gradual urbanización del cauce y por tanto su disminución han hecho reducir la capacidad hidráulica del río.

Por otra parte, la cuenca es deficitaria en recursos hídricos y desde hace años se ha debido recurrir a trasvases de otras cuencas (ríos Ter al norte y Llobregat al sur) para paliar el importante déficit hídrico. Esto supone que en los períodos secos la práctica totalidad del agua que circula por el cauce es agua trasvasada de otras cuencas y además ya ha sido utilizada por lo que su volumen y calidad depende básicamente de los procesos de depuración. Este es uno de los principales problemas que determinaban el estado de degradación del tramo final de la cuenca hasta hace pocos años. Hay que destacar que en el año 2.000 todas las depuradoras de la cuenca disponían de tratamiento biológico excepto la planta de Sabadell que estaba en construcción

(finalizada el año 2002) y la de Sant Adrià del Besòs que se debía remodelar (se hizo el año 2005).

El tramo final del río Besòs está situado en el núcleo de la Región Metropolitana de Barcelona, donde vive un millón de personas (más del 20 % de la población de la Región); es la puerta natural de conexión viaria y ferroviaria con Europa; concentra 850 ha de polígonos de actividad económica y sus orillas son la base de un continuo urbano que desborda los límites administrativos.

Por lo que respecta a la calidad de las aguas que conduce, hay que indicar que ha sido durante un período de tiempo muy largo uno de los ríos más contaminados de Cataluña. Uno de sus problemas principales fue, desde la década de los 60 del siglo XX, la mala calidad de sus aguas.

Después de unas avenidas catastróficas en 1962; a mediados de la década de los 60 se encauzó el río con muros de más de 4 metros de altura y con diferentes tipologías. Esto supuso definitivamente la degradación y marginalización del cauce.

El uso abusivo de los recursos hídricos de la cuenca, los numerosos vertidos, la sobreexplotación de los acuíferos, la alteración de las riberas debido al crecimiento urbano y evidentemente su canalización, comportaron definitivamente la degradación de este ámbito fluvial.

Durante muchos años, el cauce se utilizó como vertedero a cielo abierto, además de servir como corredor para diferentes infraestructuras de servicios (tendidos de alta tensión, gasoductos, canalizaciones de abastecimiento de agua,...) y ser canalizado, con muros de hormigón con un canal central de aguas bajas. La reducción de la calidad del conjunto del río con flujos exclusivos de agua residual en períodos de baja precipitación y la desconexión del agua superficial con el acuífero, provocó la desaparición de vida silvestre, y únicamente sobrevivieron vegetación nitrófila y ruderal y especies oportunistas como roedores y otras capaces de resistir en ambientes altamente contaminados.

En la década de los noventa se comenzaron a operar estaciones depuradoras de aguas residuales prácticamente en toda la cuenca. A partir de ese momento, casi toda el agua que lleva el río, excepto en los episodios de lluvia continuada o tormentas, es agua residual procedente de tratamientos secundarios por fangos activos.

A pesar de la mejora de la calidad del agua, el río Besòs seguía planteando problemas de olores y un aspecto muy degradado, con las consiguientes quejas de la población residente. Aparte de lo mencionado, su calidad “ecológica” era prácticamente nula.

PROYECTO DE RECUPERACIÓN DEL TRAMO FINAL DEL RÍO BESÒS

Considerando la situación insostenible, las autoridades locales se plantearon la recuperación del sistema: el 23 de noviembre de 1995 se firmó un acuerdo institucional entre los Ayuntamientos de Barcelona, Santa Coloma de Gramenet, Sant Adrià del Besòs y Montcada i Reixac para iniciar el proyecto de *“Recuperación medioambiental del tramo final del cauce del río Besòs”*, propuesta global elaborada y coordinada por Barcelona Regional, Agencia Metropolitana de Desarrollo Urbanístico y de

Infraestructuras, que comprendía los últimos 9 km del río desde el Puente de Montcada i Reixac hasta la desembocadura, planteándose diferentes soluciones según los tramos.

El proyecto se elaboró en tres fases. La primera comprendía un tramo de unos 6,2 km desde el puente de Montcada i Reixac hasta el puente del Molinet (municipio de Santa Coloma de Gramenet) y fue inaugurada en abril de 2.001 suponiendo la creación del Parque Fluvial del Besòs. La segunda fase, de unos 3 km, finaliza justo antes del puente de la línea de ferrocarril Barcelona-Mataró y fue inaugurada en el año 2004. Por último una tercera fase naturalizó el último tramo, de unos 500 metros, hasta la desembocadura.

Las obras fueron subvencionadas mayoritariamente por la Unión Europea (85%), dentro del marco de los Fondos de Cohesión (tramo local), y el resto por las administraciones locales. El proyecto ha obtenido diferentes premios nacionales y europeos. El presupuesto total de las tres fases superó los 40 millones de euros.

Los objetivos generales de este proyecto de recuperación del tramo final fueron:

- Mejorar la calidad ambiental y paisajística del cauce
- Mejorar el efluente de la depuradora de Montcada i Reixac mediante la implantación, en el cauce del río, de un tratamiento terciario basado en la generación de zonas húmedas
- Garantizar la capacidad hidráulica del río
- Recuperar y naturalizar el tramo final de la desembocadura
- Aprovechar, para el ocio, determinados ámbitos del río

Hoy se puede afirmar que este proyecto ha sido un éxito no solo por la mejora de las condiciones ambientales sino porque cada año más de 500.000 personas visitan el Parque Fluvial del Besòs.

Fases del proyecto

Fases I: En la primera fase se llevó a cabo una serie de intervenciones según las características de contorno de cada uno de los sectores. Este tramo es de prácticamente 6 km de longitud.

En un primer tramo (desde el puente de Montcada i Reixac hasta el azud de Aguas Ter-Llobregat (ATLL)), con un entorno menos urbanizado, se naturalizó el ámbito del cauce. A partir de este punto, y con una fachada fluvial mucho más urbana, coincidiendo con los límites del parque de Can Zam en Santa Coloma de Gramenet, se dio al río el tratamiento de parque urbano.

La naturalización ha comportado la mejora de las condiciones ambientales y paisajísticas de la cuenca. Sin duda, el elemento central de este ámbito ha sido la construcción de las zonas húmedas: en los dos márgenes del cauce, y con una superficie de casi 10 ha, se han implantado parcelas de tratamiento terciario con vegetación helofítica.

Parte del agua tratada en la depuradora de Montcada i Reixac llega, mediante un sistema centralizado de distribución a cada una de estas parcelas que se describen más adelante.

En la zona más naturalizada, el canal central del cauce se ha meandrificado para mejorar su estabilidad frente a las avenidas ordinarias y para favorecer una mayor diversidad de microhábitats. Esto ha hecho incrementar el aspecto natural de todo el cauce.

En un tramo intermedio, de transición entre la zona más naturalizada y la más urbanizada, el canal de aguas bajas retorna a una posición central. En el margen derecho se han construido parcelas de tratamiento terciario mientras que en el margen izquierdo se ubica el inicio de la zona accesible del parque fluvial para los ciudadanos.

A la altura de Can Zam, en Santa Coloma de Gramenet, se inicia el tramo más urbano. El diseño de este ámbito responde a una tipología de parque generándose en los dos márgenes zonas de prado fluvial accesible a los ciudadanos desde los paseos de ribera. Esto se consigue mediante accesos con rampas y escaleras que facilitan la entrada al Parque Fluvial (en el margen derecho la accesibilidad se concentra en las zonas de equipamiento de Buen Pastor y Baró de Viver, Barcelona). También se construyeron en el cauce dos viales laterales colindantes con los muros de canalización para uso de los viandantes y como carril bici. La superficie total de las zonas accesibles es de unas 15 ha.

Para garantizar la máxima frecuentación a lo largo del año de este Parque Fluvial el canal central incrementa su sección (pasa de 20 a casi 50 m de ancho y multiplica por 9 su capacidad (de 20 m³/s a 180 m³/s), permitiendo de esta manera una menor inundabilidad de las zonas de prado y por tanto un mejor aprovechamiento del Parque Fluvial, disminuyendo al mismo tiempo los costes de mantenimiento.

Para hacer posible este incremento del canal central, creando una imagen paisajística de lámina de agua pero al mismo tiempo manteniendo las condiciones hidráulicas, se instalaron, en esta fase, 5 presas hinchables conectadas con un sistema de automatización. En situaciones de poco caudal, el agua fluye sobre las presas, mientras que en caso de avenidas las presas se deshinchán automáticamente aumentando la sección de desagüe.

Para mejorar la capacidad hidráulica y después de haber realizado un modelo físico a escala reducida, se recrecieron los muros laterales de hormigón. Esto permite disponer de un resguardo suficiente para la avenida de un período de retorno de mil años, con un caudal de diseño de 2.538 m³/s, de acuerdo con los criterios de la Agencia Catalana del Agua (ACA). Asimismo y debido a la idiosincrasia de este Parque Fluvial se aprobó un Plan de Usos en el que se recogen aquellas actividades que se pueden realizar en la zona accesible del Parque. Los usos permitidos son todos aquellos que no implican instalaciones fijas: el paseo a pie, en bicicleta, a caballo o simplemente disfrutar del espacio abierto.

Asimismo se aprobó un Plan de Emergencia y se dotó de un Sistema de Alerta Hidrológica del Besòs (SAHBE), que permite en todo momento conocer el riesgo de inundación del cauce y de esta manera poder prever las situaciones de riesgo.

Para mejorar la conexión entre el río y el tejido urbano, se reordenó la fachada fluvial de Santa Coloma con la construcción de un paseo de ribera.

Fase II: Parque Fluvial

La segunda fase permitió recuperar los últimos 3 km de río, justo antes de la desembocadura.

Esta zona se inicia en la pasarela del Molinet justo hasta el puente del ferrocarril en St. Adrià de Besòs, donde se mantiene una tipología similar a la de la primera fase del proyecto.

Su finalidad era seguir con la creación de un gran espacio verde para el ocio urbano de las poblaciones ribereñas altamente densificadas y con ausencia de espacios verdes, y por lo tanto muy necesitadas de espacios de esta naturaleza. Como sucede en la primera fase del Parque Fluvial se crearon accesos con rampas y escaleras para los ciudadanos en ambos márgenes del río.

En esta segunda fase se implantaron 11 ha de prado fluvial y se crearon 2,5 km de carril bici en cada margen. De esta manera al finalizar esta fase se generó un continuo de más de 5 km de Parque Fluvial des de Can Zam en Sta. Coloma de Gramenet hasta el puente del ferrocarril en St. Adrià de Besòs.

Para garantizar la seguridad de los ciudadanos que utilizan el Parque, se amplió el Sistema d'Alerta Hidrològica del Besòs (SAHBE) ya operativo en el tramo superior.

Fase III: Supuso la recuperación de la desembocadura del río. Este tramo muy degradado, tanto por el encauzamiento existente como por la presencia de infraestructuras energéticas en ambos márgenes, representaba un reto diferente. Se debía recuperar, debido a su valor estratégico como zona de descanso para las aves migratorias y por sus peculiares características litorales. Este tramo se proyectó como no accesible al público y por tanto toda la recuperación se encaminó hacia la renaturalización de la desembocadura.

Para establecer las bases de esta naturalización se propuso la implantación de masas arbustivas de especies adaptadas a vivir en condiciones de elevada salinidad y sequía, así como la creación de prados halinos, subsiguientes a la formación de barras de arena en la zona de confluencia con el mar.

Se definió una ampliación del canal central en la zona final de la desembocadura, planteándose un tratamiento paisajístico, mediante taludes suaves de escollera enterrada. De esta manera garantizó la protección de los márgenes, dando ciertos grados de libertad para que el propio río pudiera modelar con su dinámica (crecidas incluidas) brazos anastomosados, islas con vegetación, guijarrales o barras de arena.

Por otra parte, la naturalización se consideró fundamental ya que este último tramo de río está situado estratégicamente en una de las grandes rutas migratorias de pájaros que siguen la línea de costa. Antes de la intervención ya era un lugar de descanso para muchas de las aves migratorias. Mediante la implantación de las masas arbustivas y la formación de playas, el proyecto garantiza y potencia que el entorno de la desembocadura continúe siendo un paraje de refugio y estancia para las aves.

La recuperación del tramo final del río permite que exista un conector ecológico entre la fachada litoral colindante a la desembocadura, y los espacios naturales adyacentes de la Serralada de Marina y Collserola (dos sierras de baja altura adyacentes).

Sin duda, dentro de las actuaciones que se llevaron a cabo en este proyecto destaca la mejora de la calidad del agua eliminando nutrientes (P y N) mediante la construcción, como se ha comentado, en el cauce de 10 ha de humedales construidos con carrizales. Esto ha permitido una recuperación espectacular de la calidad paisajística del río. Desde la práctica ausencia de flora y fauna, este tramo fluvial presenta hoy en día una espectacular naturalización, con más de un centenar de especies ornitológicas censadas, aparte de peces, anfibios y otras especies de animales, además de un gran cambio en términos de flora.

Fase IV: Estudios y pruebas ambientales. Para la ejecución de este proyecto de recuperación del cauce del tramo final del río Besòs y la constatación de su éxito, fue necesario estudiar con detalle diversos aspectos ambientales.

El objetivo principal del proyecto fue la utilización máxima de los elementos existentes en el río y la recuperación de todo el ciclo del agua de la zona, con el aprovechamiento de las aguas subterráneas, en este sentido se intentó el aprovechamiento de la grava existente en el cauce como sustrato para las zonas húmedas, lo que no fue posible por sus características y se tuvo que recurrir al aporte de gravas externas al río, previamente clasificadas y limpiadas.

Por otra parte, el hecho de proyectar elementos naturales en un entorno tan peculiar como el cauce de un río de características mediterráneas comportó la ejecución de estudios, pruebas experimentales y la realización de un modelo reducido.

En este sentido, uno de los primeros estudios que se abordaron fue la caracterización de los materiales del río y la evaluación de su posible contaminación. Este estudio se realizó en colaboración con la Facultad de Geología de la Universidad de Barcelona.

Para el estudio se emplearon diversas metodologías, desde la observación directa a sondeos, analíticas de diversas muestras, métodos indirectos de prospección geofísica (SEVs y georadar). Se obtuvo una visión de conjunto de los materiales estudiados al disponer de registros continuos complementados con datos puntuales que permitían una visión más detallada de las zonas con muestras localizadas.

Los resultados del estudio demostraron en general la ausencia de materiales contaminantes y sólo en determinadas zonas aparecían materiales de relleno de origen antrópico, de carácter inerte y que en su mayoría eran residuos de construcción, plásticos, restos de telas, entre otros. El resto de material del cauce correspondía mayoritariamente a materiales del mismo río (áridos rechazados o vertidos de nuevo al cauce).

Para poder proceder a un estudio adecuado, la zona de los trabajos se dividió en tramos.

Otros estudios importantes realizados fueron por una parte una prueba piloto experimental del tratamiento terciario y la realización de un modelo a escala reducida (maqueta a escala con circulación real de agua) del tramo 3 del río (entre la EDAR de

Montcada i Reixac y el azud de ATLL). Posteriormente también se realizó un modelo reducido de detalle para el último tramo entre el puente del ferrocarril y el mar.

En el primer caso, las pruebas permitieron escoger el mejor tipo de sustrato para las zonas húmedas, garantizando no tan solo el crecimiento óptimo de la vegetación sino además una cierta conductividad hidráulica que debía permitir la circulación del agua aparte de proporcionarle la depuración adecuada. Además se llevaron a cabo las analíticas pertinentes para evaluar el rendimiento de depuración. La planta piloto se emplazó en el recinto de la EDAR de Montcada i Reixac y se llevó a cabo con la colaboración de la Unitat d'Edafologia de la Facultat de Farmàcia, Universitat de Barcelona.

El modelo reducido, construido por el Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental de la Universitat Politècnica de Catalunya en colaboración con el CEDEX (Centro Experimental de Obras Públicas, Madrid) en terrenos de la Escola d'Enginyers de Camins Canals i Ports de Barcelona, permitió en primer lugar estudiar el comportamiento del carrizo (*Phragmites australis*) en caso de avenida y en segundo la capacidad de desguace del cauce en las nuevas condiciones ambientales; en comparación con la situación anterior a las obras, así como los efectos de la erosión y la aportación de sedimentos del río. El segundo modelo reducido se realizó en la Escuela de Ingeniería de la Universidad de Ciudad Real, para ver con detalle el efecto pantalla que produce ante las crecidas el puente del ferrocarril, construido anteriormente al encauzamiento del río.

Otro de los aspectos que se estudió fue la relación del río con sus acuíferos. Un primer estudio determinó que el nuevo modelo del río (con las zonas húmedas) no afectaba los niveles freáticos. En una segunda parte se contempló la posibilidad de emplear las aguas subterráneas de la zona para el riego del parque fluvial y para el incremento del caudal del río en épocas de estiaje.

En este río se había perdido durante muchos años la conexión habitual entre el cauce superficial y el acuífero subyacente. No obstante, esta afirmación debe matizarse por el hecho de que una cierta desindustrialización de la zona y su transformación económica a una oferta de servicios, conjuntamente con el fin casi total de las prácticas agrícolas, hicieron que disminuyera la presión sobre el acuífero desde los años 60. Como consecuencia, comenzaron a aparecer problemas en las zonas edificadas y en las estaciones del ferrocarril metropolitano debidos a la subida del nivel freático como consecuencia del abandono de las explotaciones de agua subterránea. En los años 1990 se estaba bombeando agua del acuífero – más de 1,5 Hm³/año – a la red de alcantarillado para bajar los niveles del freático y que las construcciones no quedasen afectadas. Para poner un ejemplo el parking público de la Plaça de la Vila en St. Adrià de Besòs mantenía toda la planta inferior inundada por estos problemas. Los análisis disponibles mostraron que la calidad del agua obtenida era excelente para el riego.

Sistema de riego

En el ámbito del proyecto se encontraban diversos tipos de vegetación potencial: césped, prado fluvial, vegetación helofítica y árboles fuera del cauce pero próximos a él. Esta circunstancia genera diversidad en las necesidades de riego, ya que los requerimientos hídricos son muy distintos para los tipos de vegetación mencionados.

En el tramo inicial naturalizado del proyecto se encuentra básicamente vegetación helofítica tanto en las parcelas de tratamiento terciario como en el entorno de éstas, generándose una zona de vegetación de transición formada por *Juncus acutus*, *Carex pendula*, *Iris pseudacorus* y otras plantas. Todas estas especies tienen requerimientos hídricos elevados. Esta vegetación de transición se riega con agua procedente del efluente de las parcelas de tratamiento terciario, que vertían sus aguas en los márgenes del río antes de ser conducidas mediante canales al cauce central.

En el caso del prado fluvial se ejecutó una red de riego, dejando bocas cada 275 metros para regar en épocas de baja pluviometría cuando lo requiera la vegetación. Al iniciar la plantación y para garantizar una buena germinación el riego se llevó a cabo con aspersores móviles.

La zona de césped es la que presenta mayores requerimientos hídricos lo que supuso ejecutar una instalación permanente que garantizase un riego abundante y homogéneo. El riego se lleva a cabo con agua del freático, ya que la zona presenta excedentes importantes en los pozos, como se ha señalado.

Actualmente el Parque Fluvial del Besòs (que incluye todos los tramos) es mantenido por la Diputación de Barcelona que tiene un acuerdo con todos los municipios y con el Consorci per la Defensa de la Conca del riu Besòs.

MATERIAL Y MÉTODOS

La depuradora

La EDAR situada en el municipio de Montcada i Reixac (Barcelona) tiene capacidad para tratar 72.000 m³/día (360.000 habitantes-equivalentes).

Esta EDAR trata el 90% de las aguas residuales de Montcada i Reixac y un 80% de las de Sant Cugat del Vallès, además de las de los municipios de Cerdanyola del Vallès, Ripollet, Badia del Vallès y Barberà del Vallès; todos estos municipios están situados en la provincia de Barcelona. El caudal medio depurado es de 3.025 m³/h con una capacidad de hasta 4.536 m³/h, lo que supone una población servida de 250.000 habitantes-equivalentes.

El proceso de tratamiento de las aguas residuales en la EDAR de Montcada i Reixac, incluye como pretratamiento pozos de gruesos y rejillas; elevación por tornillos de Arquímedes; desbaste de sólidos gruesos y finos con rejillas automáticas; desarenado y desengrasado. El agua tratada pasa entonces por un reactor de mezcla rápida y floculación con adición de policloruro de aluminio y polielectrolitos antes de entrar en los decantadores primarios. Finalmente se trata en el sistema de fangos activos con decantador secundario, antes de ser vertida finalmente al río Besòs (Figura 2). Adicionalmente la depuradora tiene una línea de fangos.



Figura 2 Esquema de los procesos de tratamiento en la EDAR de Montcada i Reixac (Sasa, 2014).

El sistema de tratamiento avanzado

El objetivo del sistema de humedales construidos en el cauce del río Besòs fue principalmente el de proporcionar tratamiento adicional a una parte de las aguas depuradas por la EDAR de Montcada i Reixac antes de su vertido al río. Con ello se perseguía mejorar la calidad del agua circulante en cumplimiento de la DMA.

Secundariamente, se consiguieron como intangibles:

1. Mejorar la biodiversidad
2. Mejorar la estética del sistema en cuanto a flora y calidad del paisaje
3. Reducir los impactos ambientales negativos asociados a la mala calidad del agua y los derivados de la acumulación de residuos en el cauce

Después de la implantación del sistema se ha desarrollado una aceptación importante del mismo por parte de los vecinos y en general de la población del área metropolitana.

Zonas húmedas construidas

Uno de los componentes más importantes del proyecto es la construcción del tratamiento terciario mediante zonas húmedas construidas o “constructed wetlands”. El tipo de zona húmeda es la denominada de flujo horizontal subsuperficial. Se optó por este tipo de tratamiento terciario para evitar los posibles problemas de malos olores y la presencia de mosquitos que podrían aparecer con otros tipos de zonas húmedas.

Los humedales naturales son ecosistemas complejos con láminas de agua, que poseen vegetación sumergida, flotante y/o emergente, con zonas de nivel freático más o menos cercanos a la superficie y que pueden ser variables estacionalmente. En ellos el suelo se mantiene saturado de agua durante periodos largos de tiempo. En estos sistemas se encuentran vegetales, animales y microorganismos especialmente adaptados a estas condiciones ambientales. Esta biocenosis, conjuntamente con procesos físicos y químicos, es capaz de depurar el agua eliminando materia orgánica, sólidos en suspensión, nitrógeno, fósforo y, en algunos casos inclusive microorganismos y productos químicos tóxicos; por esta razón se les conoce como “los riñones del mundo” (Lahora, 2002).

A partir del estudio de los humedales naturales, se ha considerado el potencial depurador de los humedales o zonas húmedas para el tratamiento de aguas residuales, diseñando y recreando sus características naturales en un medio construido y

controlado. Se ha llegado al concepto de zonas húmedas construidas, sistemas pasivos de depuración constituidos por lagunas o canales poco profundos (normalmente de menos de 1 metro), o bien por zanjás rellenas de material de soporte, con macrófitos acuáticos.

Los humedales artificiales son un método rentable y técnicamente viable para el tratamiento de aguas residuales en determinadas circunstancias. Ofrecen varias ventajas comparados con los humedales naturales, entre ellas la flexibilidad de tamaño así como el control sobre los patrones hidráulicos y de tiempo de retención. Los contaminantes en estos sistemas se eliminan mediante combinaciones de procesos físicos, químicos y biológicos, incluyendo sedimentación (de partículas en suspensión), filtración y precipitación, adsorción e intercambio iónico (en la superficie de las plantas, sustrato y sedimentos), asimilación por los vegetales, y transformaciones químicas y bioquímicas; estas últimas por acción microbiana (Brix, 1998; Kadlec et al, 2000).

Algunas de las características principales de las zonas húmedas construidas empleadas como sistemas de depuración denominados extensivos, son:

1. Bajo coste (al compararse con otras opciones de tratamiento)
2. Simplicidad y bajos gastos de operación y de mantenimiento (energía y materiales)
3. Bajo consumo de energía
4. Impacto ambiental sonoro nulo
5. Buena integración con el paisaje y el medio ambiente (potencia la regeneración de la vida silvestre).
6. Por otro lado, esta tecnología presenta algunos inconvenientes:
7. Necesidad importante de superficie (entre 20 y 80 veces mayor que en los sistemas convencionales)
8. Pocas posibilidades de control durante la operación (normalmente solo es posible modificar el nivel del agua)
9. Poco conocimiento de la tecnología por parte de los operadores
10. Los sistemas de flujo subsuperficial son susceptibles a la colmatación del medio granular, especialmente si el agua tiene concentraciones altas de aceites y grasas.

Este sistema (Figura 2) se extiende a lo largo de 3,2 km de río y consiste en 15 grupos de parcelas (entre 2 y 5 cada grupo, 60 en total). Cada grupo presenta una válvula de control de tipo aplicado y otra válvula para controlar la presión.

El proyecto incorpora 60 parcelas con la tipología indicada en la Tabla 1.

Tabla 1. Dimensiones de las parcelas de zonas húmedas construidas en el proyecto

Tipo	Ancho (m)	Largo (m)	Núm. de parcelas
1	50,4	19,1	39
2	50,4	27,6	14
3	50,4	34,6	3
4	50,4	31,5	4

El caudal de diseño que el conjunto de parcelas puede tratar oscila entre 0,1 y 0,25 m³/s en función de cómo se desarrollen y gestionen las parcelas una vez implantada la vegetación.

Las parcelas constan de un muro perimetral de hormigón (H-150) para su protección ante erosión u otras acciones naturales. El muro tiene en todo el perímetro 0,5 m de ancho y 1 m de profundidad. Posteriormente a la construcción del muro se excavó la zona interior, extrayendo el material existente y sustituyéndolo mayoritariamente por gravas de 8-25 mm que garantizan una conductividad hidráulica adecuada. Previamente se llevaron a cabo los trabajos de nivelación y compactación de fondos de la parcela, para luego proceder a su impermeabilización. Se realizaron ensayos de densidades y permeabilidad para garantizar la estanqueidad. El fondo tiene una pendiente del 0,5% y el espesor mínimo de sustrato es de 0,6 metros.

La distribución de agua al interior de las parcelas se realiza mediante un tubo de PVC de 160 mm de diámetro, perforado que garantiza el flujo horizontal.

La salida de agua de las parcelas se realiza mediante un tubo de PVC de 160 mm de diámetro, centrado en la parte inferior de la parcela que vierte a una arqueta con una salida inferior para poder llevar a cabo su vaciado total. El vertido final se efectúa mediante un tubo flexible que se puede subir y bajar y que permite de esta forma regular el grado de inundabilidad de las parcelas.

El material procedente de la excavación de las parcelas se criba, en el caso de que sea adecuado para reutilizarlo como sustrato. El efluente de las parcelas se utiliza para el mantenimiento de la vegetación en el margen del cauce.

La vegetación plantada ha sido vegetación helofítica. Esta tipología de planta, dadas sus características específicas, no se encuentra habitualmente en el mercado en cantidades importantes. Por este motivo la planta se debió producir en exclusividad para esta obra.

Las especies que se plantaron en las parcelas fueron: carrizo (*Phragmites* sp.), enea (*Typha angustifolia*) y lirio amarillo (*Iris pseudacorus*). La especie mayoritaria es el carrizo. Se plantó también vegetación de transición con junco espinoso (*Juncus acutus*), espadaña (*Carex pendula*), salicaria (*Lythrum salicaria*), juncia (*Cyperus* sp.), junco (*Scirpus* sp.), etc.

Las parcelas están impermeabilizadas (empleando revestimiento de PVC protegido con geotextil), rellenas de grava de río (granulometría entre 8 y 25 mm) o de grava de granito (granulometría entre 6 y 25 mm). La profundidad del lecho en el lado de entrada del agua es de 0,6 m y de 0,7 a 0,8 en la salida, con una pendiente del 0,5%. Cada parcela posee una arqueta de salida individual, localizada antes de que las aguas lleguen al río y en la arqueta se encuentra una tubería de salida del agua tratada, ajustable en altura para poder controlar la altura del agua en la parcela. El agua tratada se vierte al río con una salida libre, sobre encachado (Figura 3).

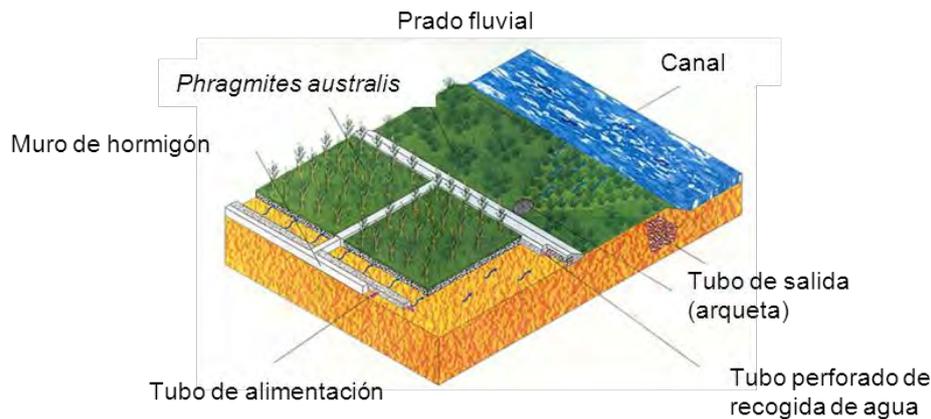


Figura 3 Esquema Zona húmeda

Presas hinchables

La solución adoptada en el tramo urbano del Parque Fluvial a partir del puente de la Porta Nord, de carácter muy urbano, hasta el puente del ferrocarril, consiste en la instalación de 11 presas hinchables a distancias aproximadamente constantes que crean una lámina de agua continua en todo el ancho del canal central.

En situaciones de caudal escaso, el agua fluye por encima de las presas neumáticas que dan lugar a la formación de una lámina de agua y en situación de caudales importantes o avenidas, las presas se deshinchán automáticamente para recuperar en pocos segundos la totalidad de la sección del caudal, manteniendo así la capacidad de desguace y permitiendo el paso de los materiales de arrastre.

Las presas hinchables instaladas en la cuenca del río Besòs consisten en cilindros de caucho, hinchados con aire, anclados a sus correspondientes bases de hormigón que constituyen, por tanto, una serie de diques móviles para retener los volúmenes necesarios para garantizar una lámina de agua, incluso con caudales de estiaje.

Estas presas tienen la propiedad de ser deshinchadas por procesos automáticos, de forma que, antes de que se produzca el desbordamiento del canal de aguas bajas, queden totalmente deshinchadas para recuperar la máxima capacidad hidráulica.

La altura de la presa sobre el canal central es de 1,20 m (el canal central tiene una altura de 1,80 m). La altura real del elemento hinchable es de 1,34 m, ya que el nivel de anclaje del mismo a la cimentación se encuentra 14 cm por debajo de la solera, de forma que la presa, con todos sus accesorios, una vez deshinchados, no deben sobrepasar el nivel de la solera, evitando cualquier obstrucción tanto en el agua como por los sólidos que pudiesen circular por el canal de aguas bajas con la presa deshinchada.

Sistema de Alerta Hidrològica (SAHBE)

Para prever de forma continua el nivel de las aguas en el sector del Parque Fluvial y garantizar la seguridad de los usuarios se proyectó e implantó un sistema de alerta, como ya se ha indicado.

Debido al carácter mediterráneo del río - el hidrograma tipo (curva Q – t) del río tiene un tramo exageradamente ascendente en los momentos iniciales de las avenidas - el Parque Fluvial se le dotó de un sistema de control y alerta para poder evacuar a los usuarios con suficiente antelación ante las avenidas, instalándose el Sistema d'Alerta Hidrològica del Besòs (SAHBE, Sistema de Alerta Hidrològica del Besòs). Este sistema se basa en la captación en la cuenca hidrogràfica de todo tipo de datos (niveles de agua en la cuenca, pluviometría, etc.), en la recepción de datos meteorològicos adicionales (satélites NOAA y METEOSAT y radar de la Generalitat de Catalunya) y en la aplicación de un macromodelo hidrològico-hidràulico en tiempo real que simula el comportamiento de la cuenca, realizando previsiones de la evolución de las diferentes variables, y en especial el nivel del río en el àmbito del Parque Fluvial.

Los datos recogidos en tiempo real se transmiten al centro de control del SAHBE, donde se concentran en una base de datos y la información se visualiza mediante un gran panel de seguimiento informativo.

En los accesos se dispone de paneles con información variable referente al estado del Parque y a las previsiones meteorològicas.

En función de los resultados del macromodelo de simulación, el SAHBE tiene la capacidad funcional de establecer unos estados de alerta que se transmiten a los usuarios mediante diversos dispositivos (altavoces, paneles informativos, etc.) así como a las administraciones implicadas y a las fuerzas de orden público. En su momento se estableció un Plan de Emergencia en el que se recogen las actuaciones necesarias para la evacuación, en caso de inundación, de los ciudadanos del cauce.

Para la puesta en servicio del Parque Fluvial y la explotación de las zonas húmedas, se redactaron el Plan de Usos, el Plan de Explotación, el Plan de Emergencia y el Plan de Mantenimiento del Parque Fluvial del río Besòs.

RESULTADOS

Aunque ya visualmente y de forma indirecta por la mejora del paisaje real parece evidente la transformación positiva del río y su ecosistema, se decidió constatar y cuantificar la mejora mediante los correspondientes estudios científicos, que se han seguido desarrollando hasta el presente.

Para ello se ha procedido a diversos estudios de calidad.

Aguas

En diversos períodos desde el año 2001 hasta 2011 trimestralmente se han muestreado y evaluado las aguas del río con seguimientos por parte de la Diputación de Barcelona y de la Unidad de Edafología de la Universidad de Barcelona.

Los muestreos se realizaron a la salida de la EDAR de Montcada i Reixac efluente de entrada a las parcelas, a la salida de cada una de las parcelas y aguas río arriba (punto anterior al primer grupo de parcelas) y río abajo (después del último grupo de parcelas) analizándose los parámetros pH, C.E, SS, O₂ disuelto, DQO, N-TK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻, *E.coli*; virus (Bacteriófagos somáticos) según métodos analíticos APHA (2005), con la finalidad de evaluar la influencia de las zonas húmedas en la calidad del agua del río.

En la tabla 2 se presenta la calidad promedio del agua de entrada y salida de las zonas húmedas durante los años 2001 a 2011 (media, desviación estándar y rango de los valores)

Tabla 2. Calidad promedio del agua de entrada y salida a las zonas húmedas desde 2001 a 2011

Parámetro	Valor	medio	Valor	medio	Valor	medio	(desviación
	(desviación estándar)	Zonas	(desviación estándar)	Zonas	estándar)	Zonas	estándar)
	Entrada		Salida		Río arriba		Río abajo
	húmedas		húmedas				
pH	7,61 ± 0,27		7,5 ± 0,25		7,81 ± 0,25		7,80 ± 0,25
C.E. (µS/cm)	1.418 ± 158		1495 ± 148		1503 ± 148		1392 ± 148
OD (mg/L)	6,06 ± 1,72		0,35 ± 0,57		6,19 ± 0,57		6,73 ± 0,57
SS (mg/L)	13,2 ± 11,9		5,2 ± 1,4		n.d		n.d
DQO (mg/L)	56,03 ± 16,24		40 ± 15,24		36,59 ± 13,2		41,43 ± 11,24
NTK (mg/L)	48,38 ± 13,33		32 ± 9		18,15 ± 7,6		16,30 ± 6,8
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	41,11 ± 10,69		27 ± 9		16,12 ± 9		14,01 ± 9
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	3,01 ± 7,45		0,92 ± 3,45		n.d		n.d
P ₂ O ₅ (mg/L)	2,51 ± 1,66		0,75 ± 0,12		n.d		n.d
<i>E. coli</i> (Ulog/100 mL)	6,04 ± 0,56		5,16 ± 0,59		5,68 ± 0,30		5,53 ± 0,28
Bacteriófagos (Ulog/100 mL)	4,61 ± 0,49		3,55 ± 0,69		4,12 ± 0,5		4,02 ± 0,6

A partir de la Tabla 2, se observa que el afluente a las zonas húmedas presenta bajas concentraciones de materia orgánica (en promedio 56 mg/L de DQO en el período de estudio de 11 años), de compuestos nitrogenados y de compuestos fosforados. La concentración de amoníaco, la forma de nitrógeno predominante, tan solo es de 41 mg/L mientras que la de N-NTK es de 48,4 mg/L. La calidad de este afluente se debe a que proviene de la EDAR de Montcada i Reixac, que tiene un eficiente sistema de fangos activos, por lo que su calidad es muy buena y con presencia de oxígeno (valor medio de OD de 6,06 mg O₂/L).

Durante los 11 años de análisis se han comprobado variaciones en la gestión de las parcelas de las zonas húmedas del río Besòs, lo cual ha conllevado variaciones en la calidad de su efluente. Estas variaciones se han debido a varios factores (Huertas et al., 2006; Vila-Escala et al., 2009):

1. Condiciones climáticas
2. Variaciones de la calidad del efluente de la EDAR de Montcada i Reixac
3. Desarrollo y gestión de la vegetación en las parcelas
4. Construcciones, excavaciones y otras obras públicas en cuenca del río
5. Obstrucciones propias en el sistema de alimentación y/o bombeo
6. Acumulación de material (orgánico e inorgánico) debido a los episodios de crecidas en el río

La biocenosis

Debido a que en la actualidad las aves o pájaros se consideran, acertadamente o no, como los indicadores de calidad de los ecosistemas recuperados, la mayor parte de

estudios del río recuperado son de estos animales aunque también se dispone de otros datos.

Aves en el parque

La situación del Parque Fluvial del Besòs dentro del cauce del río, inmerso en una zona urbana, cercano a la línea de costa y rodeado de montañas de pequeña elevación hace que sea un lugar importante para la conservación y observación de pájaros, especialmente en las épocas de las migraciones de primavera y otoño.

En el Anexo I se encuentra una descripción detallada de las especies de aves que se han descrito en los años del proyecto.

Peces

Desde el año 2007 al 2011 se detectaron 8 especies de peces en los últimos 9 Km del río Besòs. Concretamente, en el año 2011 se contabilizaron 7 especies diferentes, de las cuales 4 son autóctonas, 2 introducidas i 1 translocada. Las especies autóctonas son la anguila (*Anguilla anguilla*), el mujol (*Mugil cephalus*), el bagre (*Squalius cephalus*) y el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*); las especies alóctonas son la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y la carpa (*Cyprinus carpio*); la especie translocada es el barbo común (*Barbus graellsii*).

Mamíferos

Las poblaciones que destacan en el Parque son las de micromamíferos, como el ratón común (*Mus domesticus*), la musaraña común (*Crocidura russula*) y la rata común (*Rattus norvegicus*). También se ha observado la mustela (*Mustela nivalis*) y se ha visto una especie invasora, el visón americano (*Neovison vison*). Las dimensiones reducidas del Parque dificultan la presencia estable de grandes mamíferos. A pesar de esto, se ha observado en alguna ocasión el jabalí (*Sus scrofa*) y más a menudo el conejo de bosque (*Oryctolagus cuniculus*) que proceden de las sierras vecinas constatando el hecho de que el río Besòs juega un papel clave como conector ecológico entre la Sierra de Marina y la de Collserola.

Anfibios y reptiles

Los anfibios que se han observado en el parque son la ranita meridional (*Hyla Meridionalis*), la rana común (*Pelophylax perezi*) y el sapo corredor (*Bufo calamita*).

Los reptiles descritos son el galápago leproso (*Mauremys leprosa*), la tortuga de Florida (*Trachemys scripta*), la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*), la lagartija ibérica (*Podarcis hispanica*) y la salamanquesa común (*Tarentola mauritanica*).

Posiblemente algunos galápagos leprosos sean ejemplares que han vivido en cautividad y se han asilvestrado.

Macroinvertebrados acuáticos

La calidad actual del agua del río Besòs en el Parque Fluvial no permite el desarrollo de una comunidad rica de macroinvertebrados y favorece el crecimiento desmesurado y sin competencia de las poblaciones de quironómidos que llegan a considerarse una plaga. En los últimos años comienzan a aumentar las especies depredadoras como las

sanguijuelas y los peces que con el tiempo se espera que controlen de forma natural la población de quironómidos. La comunidad de macroinvertebrados también está formada por caracoles, gusanos (u oligoquetos) y por efemerópteros de las familias de los Baetidae o Caenidae.

Otros: Aspectos sociales

En un proyecto del calibre del que estamos tratando, no se pueden olvidar los aspectos sociales, de impactos sobre las personas, tanto positivos como negativos.

En este contexto, desde el Ayuntamiento de Barcelona se inició hace algunos años la implantación del concepto de ciudad inteligente, *smart city*, en el que se ha querido enmarcar este proyecto bastante anterior a la aparición del propio término.

Seguramente lo más *“smart”* fue la recuperación de un cauce en un territorio conformado por tejidos de elevada densidad y con muy pocas zonas verdes. La idea de hacer accesible y convertir en Parque un cauce completamente artificial fue una apuesta arriesgada de algunos políticos y profesionales, que sólo el éxito de usuarios ha confirmado a lo largo de estos años.

Sin lugar a duda, cuando se instalaron hace 12 años los sensores necesarios para gestionar el riesgo de avenidas: limnímetros, caudalímetros, pluviómetros, cámaras de vigilancia, paneles electrónicos, avisadores optoacústicos, y megáfonos, así como la implantación de programadores de riego, sistemas automatizados de hinchado y deshinchado de las presas del canal central o cuando se implementó el SHABE, el término *“smart”* aún no se utilizaba para definir una gestión inteligente del espacio urbano y menos en un ámbito fluvial. En parte gracias a una idea *“smart”* y a la aplicación de tecnología para minimizar el riesgo el Parque Fluvial del Besòs es hoy en día una realidad.

Miles de ciudadanos frecuentan el Parque y su recuperación ha sido espectacular. Sin duda ha marcado, no tan sólo un cambio radical en todo el ámbito fluvial, sino que ha supuesto un modelo de restauración y recuperación de espacios fluviales fuertemente urbanizados y alterados.

El éxito social y ambiental de la rehabilitación del río ayudó a aflorar una visión de sus márgenes más allá de la situación marginal que tenía antes de su transformación. Esta voluntad se concretó el año 2009.

Desde el punto de vista negativo se debe indicar que se han detectado, casi desde el principio de las actuaciones, algunas actividades incívicas.

Otros problemas graves son la captura ilegal de patos pequeños y conejos y la presencia de gatos en la escollera. Ha habido diversas obras (AVE, conducción del gas), que han producido impactos negativos importantes en los ecosistemas fluviales que todavía permanecen en el río y su ribera. En el Parque Fluvial, los impactos ecológicos han sido menores que en tramos superiores pero sigue siendo imprescindible completar su restauración.

La prohibición de la pesca en la desembocadura comienza a dar sus frutos, ya que durante el invierno de 2013 la presencia de pescadores ha sido prácticamente testimonial y ha sido más frecuente ver gaviotas y otras aves en la barra de arena y en el resto de la desembocadura.

La restricción del acceso a las personas en la desembocadura mediante señales no es efectiva y es constante el paso de personas paseando con bicicleta y perros sin atar, lo que provoca que en la desembocadura no haya pájaros acuáticos. Se han visto diversas especies migratorias que no han podido detenerse a pesar de intentarlo. La densidad de frecuentación humana ha aumentado exponencialmente, detectándose paseantes, corredores a pie, ciclistas, jinetes, etc. Muchos ciudadanos pasean a sus mascotas (especialmente perros) en toda la zona recuperada, a pesar de que en algunos lugares se trata de una actividad prohibida (e.g. en la desembocadura).

También se han observado en numerosas ocasiones rebaños de ovejas y cabras, a veces con resultados no muy satisfactorios desde el punto de vista de la conservación. Estos rebaños se suelen encontrar pastando en los tramos superiores del río, cerca de la confluencia de los ríos Mogent y Ripoll y no llegan al Parque Fluvial.

Se han celebrado diversas actividades deportivas de forma regular en el tiempo (torneos no reglados de aficionados al fútbol y otros deportes de equipo, especialmente en fines de semana) o irregular en el tiempo (raids a caballo y jornadas populares de bicicleta).

DISCUSIÓN

Es necesario destacar diversas particularidades en el tema de la recuperación del río:

- a) Todo el control del sistema, tanto de depuración como de seguridad hidráulica, fue precursor para su época
- b) La urbanización gradual de todo el entorno del cauce y por tanto la disminución de su tamaño ha empeorado mucho la capacidad hidráulica del río (a mediados de la década de los 90, el tramo final del río Besòs presentaba hidráulicamente diversos puntos críticos si se daba un caudal circulante de 2.200 m³/s, correspondiente a un período de retorno de 500 años)
- c) Los niveles de depuración conseguidos no aseguraban, en el tramo inferior, la mejora de los problemas de salubridad que sufría el río Besòs. Los elevados niveles de nutrientes, especialmente de nitrógeno y fósforo, hacían que ecológicamente el Besòs aún estuviera relativamente lejos de aquel río de principios del siglo pasado. Aún queda un margen importante de mejora, condicionado actualmente a que se pueda seguir mejorando en la eliminación de nutrientes
- d) Otro adelanto a su época fue la retirada de las torres de alta tensión del cauce del río y el soterramiento de las líneas eléctricas en las galerías construidas en sus márgenes en el periodo olímpico del 1992
- e) El éxito social y ambiental de la rehabilitación del río ayudó a aflorar una visión de sus RIBERAS? más allá de la situación marginal que tenía antes de su transformación

CONCLUSIONES

El desarrollo de la presencia de pájaros en gran cantidad de individuos y especies ha creado un nuevo atractivo en la zona, no tan solo por la mejora de la calidad ambiental

el sistema sino que también por la vertiente científica y de atracción de observación de aves. La mejora ecológica del sistema no es en absoluto despreciable.

En el futuro deberán emprenderse acciones que faciliten la mejora del ecosistema río, compatibles con el uso del mismo por los habitantes de las zonas inmediatas y del área metropolitana. La gestión conjunta de esta zona y la de la parte opuesta de la metrópolis (delta del río Llobregat) debería permitir una mejora.

El éxito social de la recuperación del río Besòs ha sido espectacular, pero al mismo tiempo ha tenido un impacto claro en el ecosistema.

Quizá debería plantearse la posibilidad de reservar parte de la zona como reserva ornitológica, limitando la presencia humana al mínimo imprescindible.

BIBLIOGRAFIA

Brix, H, 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water Sci.Tech.* 35, 11.

Huertas, E, 2010. Regeneració i reutilització d'aigües residuals. *Tecnologia, control i risc*. Tesis doctoral en Ingeniería Química y Metalurgia, por la Universidad de Barcelona.

Kadlec, R; Wallace, S, 2008. *Treatment wetlands*. 2th ed. Boca Raton, Taylor & Francis Group. EEUU.

Lahora, A, 2002. *Humedales artificiales: la EDAR de los Gallardos (Almería)*. Gestión de aguas del Levante Almeriense, S.A. GALASA.

Sasa, JM, 2014. influencia de los periodos de llenado y vaciado en la eliminación de nutrientes y desinfección en zonas húmedas construidas de flujo sub_superficial horizontal. Tesis doctoral Programa de Doctorado en Ciencias y Tecnologías Ambientales por la Universidad de Barcelona.

Vila-Escale, M; Lleida, J; Acosta, J; Maza, A, 2009. The management and maintenance of constructed wetlands from Besos Fluvial Park. *Antología del 3rd. Wetland Pollutant Dynamics and Control (WETPOL 2009)*. Barcelona, España.

Anexo I. Aves en el Parque

Desde el año 1999 al 2012 se han observado 244 especies de pájaros diferentes en todo el parque; aunque el valor medio de pájaros observados por año en los años comparables (2006-2012) en los que se ha llevado a cabo un esfuerzo de muestreo similar es de 147 pájaros/año (Perpinyan *et al.* 2003; Larruy 2011). Por otra parte, un valor añadido a la implantación en el cauce de las 8 ha de carrizales de depuración es el hábitat que crean para numerosas especies de pájaros y otros vertebrados.

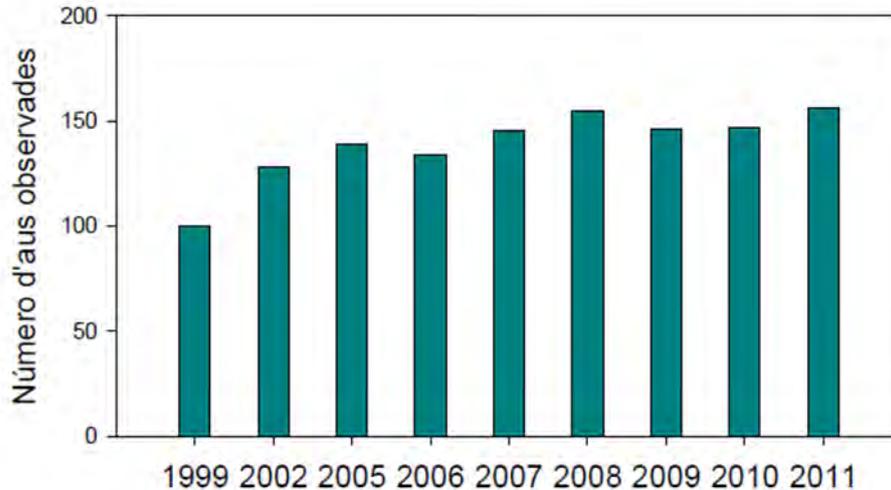


Figura 1. Número anual de aves observadas en todo el parque en los años 1999, 2002 y 2005-2011.

Durante los años 2008-2012 se detectaron, respectivamente, 24, 21, 22, 20 y 16 especies en el parque incluidas en el Anexo I de la Directiva de Aves salvajes de la UE (especies europeas que precisen medidas de protección especiales). También se han detectado en los años 2008-2012, respectivamente 72, 68, 71, 68 y 69 especies que merecen atención a nivel europeo.

Como se ha indicado la localización del parque en el tramo final del riu Besòs es estratégica para las aves en migración porque la línea de costa y la sierra próxima se usan como parte de la ruta migratoria. Esta situación permite observar aves migratorias raras (especialmente passeriformes) a nivel catalán, español e incluso europeo. En el 2008, cabe destacar a nivel estatal el avistamiento del escribano cabecinegro (*Emberiza melanocephala*) ya que solo existían 9 registros homologados previamente. Destacan en el año 2010 la lavandera boyera (*Motacilla flava ssp. feldeg*) y la tarabilla común oriental (*Saxicola torquatus ssp. maurus/stejnegeri*). En el 2009 no se destacó ninguna rareza. En el año 2011 se observaron el escribano rústico (*Emberiza rustica*) el segundo registro homologado catalán, el camachuelo caminoso (*Carpodacus erythrinus*), el morito común (*Plegadis falcinellus*) y la lavandera cetrina (*Motacilla citreola*). En el año 2012 se observó una nueva rareza a nivel ibérico, el mosquitero blistado (*Phylloscopus inornatus*). También cabe destacar la observación por primera vez en el Parque del pito real (*Picus viridis*) y también los datos recogidos en todo el Parque de lechuza común (*Tyto alba*). El dato más sorprendente obtenido en el 2012 fue seguramente la de un ejemplar de grulla (*Grus grus*) que se quedó a invernar en el tramo de Sant Adrià a partir de diciembre. Es preciso indicar que la grulla es un pájaro al que cuesta mucho observar detenido en Catalunya excepto en contadas zonas húmedas importantes, y es aún más raro como invernante. Además, su comportamiento suele ser arisco y gregario, lo que confiere aún más interés a su observación en un lugar con tanta frecuentación humana. En el tramo de las zonas húmedas del Parque es dónde se concentran más parejas de aves reproductoras y de más especies diferentes. De las 100 especies que se han visto alguna vez utilizando las parcelas de carrizo, 16 han nidificado en él. Las especies que están estrictamente ligadas a los carrizales y se han reproducido en ellos son el carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*) y el carricero común (*A. scirpaceus*). En los años 2009-2012 se ha detectado una media de 53 parejas reproductoras/km lineal de pájaros propios de ambientes fluviales y herbazales, en comparación con las 25 de la zona de uso público.

Se ha constatado que el parque es una zona de alimentación y/o abrevadero para numerosas especies de la Sierra Litoral, y por tanto de los parques de Collserola y de la Serralada de Marina. Por ejemplo el ratonero común (*Buteo buteo*), el gavilán vulgar (*Accipiter nisus*), águila culebrera (*Circaetus gallicus*), herrerillo común (*Parus caeruleus*), pardillo común (*Carduelis cannabina*) o la tórtola europea (*Streptopelia turtur*). Del espacio más urbano destacan el halcón peregrino (*Falco peregrinus*) y las golondrinas y vencejos que anidan en los edificios y se alimentan en el río. También son comunes en el hábitat de ribera el herrerillo, el gorrión común, el gorrión molinero, algunos fringílidos o el mirlo de zonas ajardinadas. Hay que comentar que los gorriones, aunque sean pájaros comunes, están en fuerte declive en Europa.

En los últimos años se ha consolidado la presencia de pájaros piscívoros a causa de que la abundancia y riqueza de peces del río Besòs ha aumentado, y esto ha tenido una repercusión directa sobre la abundancia de pájaros piscívoros en el Parque. Las especies más destacadas son el martín pescador, el cormorán, la garceta, el martín de río, la garza real y el somorgujo pequeño. Estas especies en el censo del año 1999 se encontraban de forma esporádica o simplemente no se detectaban; en cambio, ahora concuerdan con las abundancias registradas en los estudios de peces.

En el año 2013 se llevaron a cabo censos quincenales en la totalidad del Parque. En resumen, se observaron 166 especies, 144 de las cuales fueron autóctonas y paradas, 11 autóctonas sobrevolando el río y 11 exóticas o autóctonas de origen doméstico. Con respecto a años anteriores se observaron 8 nuevas especies: pinzón real (*Fringilla montifringilla*), gaviota picofina (*Larus genei*), calamón común (*Porphyrio porphyrio*), porrón europeo (*Aythya ferina*), Curruca tomillera (*Sylvia conspiciata*), zorzal real (*Turdus pilaris*), bisbita gorjirrojo (*Anthus cervinus*) y pico menor (*Dendrocopos minor*).

No obstante, solo se ha obtenido evidencia de cría de 17 especies por la escasa anchura del río, la falta de hábitats adecuados y la excesiva presión humana. Durante las migraciones se ha vuelto a evidenciar la importancia del flujo migratorio que pasa por el tramo final del río, aun teniendo en cuenta el elevado grado de artificialidad, con diversas citas de pájaros considerados raros en Catalunya.

Las parcelas de depuración presentan diferencias respecto a las de la zona de uso público y la desembocadura. Hay que indicar también que el parque sirve de refugio para las aves en caso de condiciones climatológicas adversas

Bibliografía Anexo I

Larruy 2011, <http://parcs.diba.cat/es/web/fluvial/les-zones/fauna>. Consulta . Junio 2014
Perpiñan, D, y Larruy, X, 2003. La fauna vertebrada del Besòs a Montcada i Reixac,
Montcada i Reixac: Ajuntament de Montcada i Reixac

¿PODEMOS USAR ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUAS EN EL MANEJO DE CUENCAS?

Can we use water quality indexes in watershed management?

J.J. Neiff¹, M. Neiff² y R. D. Aradas³

¹-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Ruta Prov. 5, Km 2,5 - (3400) Corrientes, Argentina. jj@neiff.com.ar

²-Soluciones Root, Fray José de la Quintana y J.A. Roca. 4to. piso. (3400) Corrientes. Argentina. mneiff@sroot.com.ar

³- Halcrow a CH2MHill Company. Estados Unidos 34 CABA, Buenos Aires, Argentina, aradasrd@yahoo.com

RESUMEN

Esta contribución analiza la conveniencia de los índices de calidad del agua en la evaluación de los impactos antrópicos sobre la calidad de aguas de un río mediante la selección de los parámetros en diversos enfoques porque, a pesar que hay muchos indicadores de calidad del agua, podría ser ventajosa la simplificación por el uso de índices basados en los resultados analíticos. Este estudio propone también varios índices para evaluar los efectos de la minería o el crecimiento urbano en la calidad del agua, como un medio accesible para los tomadores de decisiones a nivel local o en el ámbito de la calidad del agua de la cuenca. Si bien se han desarrollado nuestros índices de calidad para el Río Pilcomayo, un río que forma la frontera de Bolivia, Paraguay y Argentina, creemos que estos índices se pueden utilizar en otros ríos que descienden de las montañas de los Andes y que tienen características muy similares. Hacemos hincapié en el enfoque holístico para analizar una relación directa entre la tasa de flujo del río, la calidad del agua, y el grado de contaminación. La introducción del sistema integrado es un avance significativo en la estrategia de gestión para la evaluación de la calidad de agua del río

Palabras clave: Índice de calidad de aguas, ríos andinos, aguas superficiales, calidad de aguas de río, aguas continentales.

ABSTRACT

This study aimed to check the convenience of water quality indices (WQIs) in the specific assessment of anthropogenic impacts on a river and stream water quality by selecting the parameters in various approaches, because even though there are many water quality indicators, it could be advantageous the simplification by the use of water quality indexes based on analytical results. This study proposes also several indices to evaluate the effects of mining or urban growth on water quality, as a means accessible to decision makers at local level or at level of the basin water quality. While our quality indices were developed for the Rio Pilcomayo, a river which forms the boundary of Bolivia, Paraguay and Argentina, we think that these indices can be used in others that descend from the mountains of the Andes and have very similar characteristics. We emphasize in the holistic approach could to let a direct linkage among river flow rate, water quality, and pollution index. The introduction of the integrated system is a significant advance in water quality evaluation and river management strategy development.

Keywords: Water quality index, Andean rivers, surface waters, river water quality, freshwaters.

INTRODUCCIÓN

En Latinoamérica las corrientes colonizadoras han utilizado el curso de los ríos para explorar las tierras del nuevo continente. Fruto de ello, se produjo la mayor concentración humana se encuentra hoy a la vera de los ríos. Manaus, Sao Paulo, Asunción, Santa Fe, Rosario, Buenos Aires, son algunos ejemplos de esta tendencia. Casi el 30% de la población de Brasil, el 77% de la población de la Argentina, el 100% de la población del Paraguay, el 94% de la de Uruguay, y el 29% de la población de Bolivia están concentradas en la Cuenca del Plata. Más del 80% de la población de la Argentina, está concentrada en menos de 20% de su territorio, especialmente a la vera de los cursos de agua (Morello, 1984).

Este hecho histórico reafirma que el agua es un componente imprescindible para el desarrollo en todas las actividades del hombre. En el mundo actual, los ríos son fuentes de agua "nueva", dado que en ellos predomina el transporte, a diferencia de los lagos, que son sistemas de acumulación de agua (y de los productos de desecho de la acción antrópica. Cerca de un 40% del suministro de alimentos del mundo se cultiva bajo riego, y una amplia variedad de procesos industriales depende del agua (BCAS, 2000). Además de los servicios de agua para el consumo humano, de los animales domésticos, el riego y las distintas formas de navegación, los cursos de agua son receptores de los desechos domésticos que generan los núcleos urbanos, la agricultura, la ganadería y la actividad minera e industrial.

La mayoría de estas actividades requieren disponer de energía que, en gran porcentaje se obtiene por obras hidroeléctricas. Estas obras, si bien no producen contaminantes, alteran el flujo de los cursos de agua, su capacidad de transporte, de "lavado" aguas abajo y generan patrones diferentes de dispersión de sustancias disueltas y suspendidas en el agua.

La visualización de la calidad de aguas de un curso fluvial puede resultar poco accesible al público en general, en razón del número de parámetros que incluye cada planilla de laboratorio, en la que los elementos químicos están expresados en distintas magnitudes y no resulta fácil consignar el rango de valores que pueden representar condiciones de normalidad para la concentración de los elementos. La vasta cantidad de datos analíticos disponibles en un estudio de calidad de aguas, hace difícil asesorar sobre las variaciones de dicha calidad y sobre todo comunicar los resultados de una manera comprensible. Una forma de solucionar este problema es la utilización de una escala numérica simple relacionada con el grado de contaminación.

Desde la década del setenta hay un interés creciente en los índices de calidad de aguas, que son expresiones numéricas sintéticas, de varios parámetros, para diversos usos (Meybeck *et al.*, 1997). Son herramientas para conocer, especialmente el estado de las aguas superficiales en las cuencas hidrográficas y los efluentes urbanos (Alonso, 2013; Beamonte *et al.*, 2003; Behar Gutiérrez, 1997; Brown *et al.*, 1972; Calvo Brenes y Mora Molina, 2012; Pérez Castillo y Rodríguez, 2008; Torres *et al.*, 2009). Uno de los índices más usados es el CCME (Canadian Water Quality Guideline-Water Quality Index), que

combina variables físicas, químicas y biológicas (Lumb *et al.*, 2006; Munna *et al.*, 2013).

Una completa compilación referida al uso de índices de calidad de aguas en Latinoamérica, fue realizada por Torres *et al.* (2009) y por López Martínez (2013) y permite ver que no hay criterios rígidos para el diseño y aplicación de estos índices.

La principal desventaja de los índices de calidad de agua radica en que se pierde información de las variables individuales y de la interacción entre las mismas. Los índices no expresan relaciones causales, sólo definen el estado actual del agua en un sitio.

Otro problema radica en que un índice de calidad de aguas no puede aplicarse indiscriminadamente en distintas geografías y para diferentes formas de utilización de una cuenca, debido a que las variables consideradas en cada índice dependen de ambas características (Cude, 2001).

En Sudamérica la CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), en el estado de San Pablo (Brasil) ha sido pionera en el desarrollo y uso de los índices de calidad de aguas. Desde 1975 hasta 2001 utilizó para las aguas superficiales del estado de San Pablo el IQA (índice de calidad de agua), que se convirtió en una herramienta de control y gestión, especialmente útil para valorar el deterioro del agua debido al crecimiento urbano. A partir de 2002 CETESB (2006) utiliza índices específicos para distintos usos del agua (biota, consumo público y uso para balnearios) <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice.asp>. Los parámetros utilizados por estos índices reflejan principalmente, el impacto de los efluentes domésticos sobre la calidad del agua.

En este estudio se utilizará un índice basado en los criterios formulados por CETESB (2006), que hemos denominado IQANA. En el mismo se han mantenido las principales variables propuestas por CETESB, aunque modificando el peso asignado a las mismas. Así por ejemplo, la disminución de la transparencia, en algunos ríos andinos como el Pilcomayo no es un fuerte indicador de contaminación, sino una consecuencia del comienzo de una riada.

En Colombia la Secretaría del Medio Ambiente (SEMA) ha empleado exitosamente un índice de calidad del agua, ICA (Behar Gutiérrez, 1997), desarrollado sobre la base de la experiencia alcanzada en la National Sanitation Foundation (EEUU) <http://www.techstreet.com/nsfgate.html>. El índice ha sido usado también para valorar la calidad del agua río Cali, en la cuenca del Cauca. El río Cali comparte muchas características con otros ríos andinos: tiene régimen unimodal, alimentado principalmente por lluvias, su cuenca se encuentra en la vertiente oriental de los Andes, y las características de sus sedimentos y la carga suspendida tiene valores también altos. Por este motivo, se decidió intentar su aplicación al Pilcomayo.

Para la construcción de este índice se selecciona el elemento químico de mayor peligrosidad para la vida, que aun en baja concentración en el agua pueda ser nocivo. En el caso del río Pilcomayo se usó el mercurio (Hg), al que se ha fijado una concentración máxima de 0,029 µg/L como nivel-guía para la biota.

Para poder comparar el efecto contaminante de otros elementos, se compara los niveles guía de los demás elementos y se toma a éstos como equivalentes mercurio. En el caso de Pilcomayo:

0,029 µg de mercurio = 0,028 µg de Plata = 100 µg de Manganeso = 10 µg de Arsénico... etc.

Se ingresan los resultados de las muestras de agua para convertirlas en dosis de equivalentes a las de mercurio; para esto se divide la concentración de la sustancia por las cantidades máximas permitidas para esa sustancia y se multiplica por la dosis máxima de mercurio que es de 0,029 µg/L. Si la relación es menor que 0,029 µg/L, está indicando que la sustancia se encuentra en el agua en una dosis inferior a la máxima aceptable. Se calcula la media de los índices individuales de las sustancias, para obtener el índice ponderado.

Para la valoración de los resultados obtenidos a través de la aplicación de la metodología para el cálculo del Índice, se construyó una tabla de evaluación utilizando los rangos para la valoración del ICA Este Índice de Calidad basado en las sustancias presentes en el agua arroja valores que pueden encontrarse entre rangos que permiten evaluar la calidad del agua dependiendo del resultado.

Según la normativa colombiana, un agua que contiene los niveles máximos permitidos de sustancias puede ser consumida y es aceptada como apta, sin embargo esto no asegura que su calidad sea la más apropiada. Por esto el valor máximo permitido de las sustancias se toma como el aceptable dando a la última columna el valor de 50% para conocer si la sustancia se encuentra por encima o no de este valor (Tabla 1).

En el caso en que el índice arroje valores superiores a 1, puede indicar que el agua no es apta para los diferentes usos que se están evaluando. La tabla opera también para evaluar la calidad del agua para usos diferentes al de consumo humano.

Tabla 1: Valores - guía limitantes para cada elemento y para cada uso

Calidad del agua	Índice
Muy limpia (ML)	0,00 - 0,29
Limpia (L)	0,30 - 0,49
Dudosa (D)	0,50 - 0,59
Mala calidad (MC)	0,60 - 1,00

Aplicado a los valores de la Cuenca del río Pilcomayo se vio la necesidad de modificar este índice. En la práctica, funciona en forma binaria pues clasifica a una muestra en alguna de las jerarquías de la tabla anterior en sólo dos opciones: “¿pasa el nivel-guía exigido para este parámetro? = ~~no~~ es agua muy limpia”. “¿Se encuentra por debajo del valor restrictivo? = agua muy limpia”

De esta manera, el índice pierde información respecto de las situaciones intermedias y genera falsas diferencias entre dos muestras que tengan valores muy próximos, ejemplo: en la primera categoría, quedan comprendidas las muestras entre 0,00 y 0,29. Una muestra cuyo valor sea 0,30 quedará incluida en otra jerarquía con posibilidades muy distintas de uso.

El índice de calidad será el promedio de cada uno de los índices de las sustancias que integran la muestra y que fueron seleccionadas para la evaluación. Se espera que el ICA permita diagnosticar la calidad del agua dependiendo del tipo de uso que se le está dando con base en las utilidades históricas y demandas, dando prioridad al más exigente de ellos, que es el uso para la biota y para el consumo humano.

El Dpto. de Calidad Ambiental de Oregón desarrolló su propio índice de calidad de aguas (OWQI) que realiza los cálculos en dos etapas (Cude, 2001). Primeramente, todos los valores para cada parámetro (que se encuentran en distintas unidades) son transformados a una única unidad, y expresados como un subíndice para cada variable. Luego se establece un rango de los valores desde 10 (peor condición) a 100 (que indica la calidad óptima). Los parámetros usados fueron: temperatura, oxígeno disuelto, BOD₅, pH, amonio, nitratos, ortofosfatos, sólidos totales y coliformes fecales (Cude 2001). Este índice presenta dos inconvenientes: a) utiliza una escala jerárquica para categorizar la calidad de las aguas y b) utiliza atributos que tienen diferente función de variabilidad, Dicho de otro modo, no hay proporcionalidad en los rangos de variación de los atributos usados como indicadores.

En 1995 la Secretaría del Ambiente de Florida desarrolló el índice de calidad de aguas (USEPA, 1996) para cursos de agua (Stream Water Quality Index, FWQI) que es un promedio aritmético de los valores de transparencia, oxígeno disuelto, BOD₅, COD, nutrientes (nitrógeno y fósforo), TOC, diversidad biológica (aplicando el índice de Beck) y bacterias (coliformes totales y coliformes fecales). Los valores de este índice fueron: 0-45 = buena calidad; 45-60 = aceptable calidad del agua y 60-90 % indica mala calidad (SAFE, 1995).

Otro índice de calidad de aguas, fue desarrollado por Said y colaboradores (Said *et al.*, 2004). Este índice, primeramente ordena los valores según la importancia que se le asigna dentro de la estructura del índice. Se le otorga primordial importancia a la concentración de oxígeno en el agua, expresada como porcentaje de saturación. El parámetro que le sigue en importancia es el de coliformes fecales; luego el fósforo, A la turbidez y la conductividad eléctrica se le dio menor valor en el índice debido a que habitualmente están en valores no limitativos. Todos los valores fueron anotados como logaritmo, para facilitar el proceso. El índice arroja una puntuación de 0 a 3, correspondiendo este último valor a la situación ambiental óptima, no contaminada, con 100% de oxígeno disuelto, con ausencia de coliformes fecales, con valores de fósforo total próximos a cero, sin turbidez (1 NTU) y conductividad eléctrica menor que 5 mS/cm. Entre 2 y 3, el agua es de calidad aceptable; menos de 2 puntos, el agua es de calidad regular y requiere medidas de tratamiento. Con menos de 1 punto, se considera que el agua es de mala calidad.

El índice utiliza la siguiente fórmula de cálculo:

$$WQI = \log \left[\frac{(DO)^{1.5}}{(3.8)^{TP} (Turb)^{0.15} (15)^{FC/10000} + 0.14(SC)^{0.5}} \right]$$

donde:

DO = concentración de oxígeno disuelto (%)

Turb = turbiedad (unidades NTU)

TP = fosfatos (mg/L)

Fcol = Coliformes fecales (unidades en 100 mL)

SC = Conductividad eléctrica (mS/cm, a 25°C)

En la alta cuenca del río Paraná se han empleado varios índices de calidad del agua (Rizzi, 2001), basados en el índice desarrollado por NSF (EEUU), como el IQA usado por Nemerow y Martínez de Bascarán (1977); Fernández-Vítora, (1993), que incorpora como parámetros: pH, COD, CO₂, turbidez, color, alcalinidad y coliformes totales, utilizando la siguiente expresión matemática:

$$IQA_B = K \times \sum C_i P_i / \sum P_i$$

donde:

C_i = valor porcentual de los parámetros pH, COD, CO₂, turbidez, color, alcalinidad y coliformes totales,

P_i = peso correspondiente a cada parámetro,

K = constante de ajuste en función del aspecto visual de las aguas, atribuido según la siguiente escala: 1= aguas claras sin aparente contaminación; 0,75= para aguas con ligera turbidez y espumas de origen antrópico; 0,50 = aguas con fuerte olor, con apariencia de estar contaminadas; 0,25 = aguas negras con fermentación y mal olor.

El índice IQA_B tiene valores comprendidos entre cero y 100 correspondiendo a la denominación de pésimo a excelente, respectivamente. Las seis categorías de calidad de aguas según este índice son: MUY MALA, MALA, DESAGRADABLE, IMPROPIA, NORMAL Y ACEPTABLE.

Uno de los problemas de este índice es el de definir la constante K para lo cual no se dispone de un criterio objetivo. Otra limitación surge de no contemplar las concentraciones de otros contaminantes como los biocidas, metales pesados y salinidad. Como destaca Rizzi (2001), el índice tiene gran subjetividad en la asignación de peso a las distintas variables consideradas. Al igual que otros índices, se trata de un indicador de contaminación que tiene muchas limitaciones por tratarse de números que no siempre representan a las variables individuales (Rizzi, 2001). La denominación misma de las categorías formuladas por este índice da cuenta de las dificultades para valorar objetivamente la calidad del agua.

Luego de realizar algunos ensayos con las aguas del Pilcomayo, se decidió no utilizar este índice debido al conjunto de parámetros que utiliza, entre los cuales asigna mucha importancia a los valores de fósforo y a la turbidez de las aguas que, de por sí en el Pilcomayo son naturalmente altos, en tanto que el oxígeno disuelto se encuentra naturalmente bajo en algunas situaciones del ciclo hidrológico. El índice comentado no permite, en nuestro criterio, ecualizar convenientemente las variables lo que presenta una limitación para el caso analizado.

En cuenta de las críticas expresadas a estos índices, se decidió desarrollar o adaptar índices de calidad de aguas que sean utilizables en las cuencas que descienden desde las montañas de los Andes hacia el Este. Estos ríos tienen pendiente acentuada, alta carga de sedimentos y aguas de tendencia neutra a alcalina. Las principales fuentes de disturbio son las actividades mineras, las urbanizaciones y, en muy menor grado, la ganadería y la agricultura.

Índice de Calidad de Aguas de Neiff y Aradas: ICANA

Informa sobre el estado de calidad del agua de un sitio, expresado como el promedio de las concentraciones de sustancias nocivas, relativas a los niveles-guía para cada uno de los usos.

Utilizando la estructura lógica del ICA, empleado en la cuenca del Cauca, se desarrolló un índice que ha sido aplicado al río Pilcomayo (Hallcrow-Serman, 2006).

En lugar de tomar una sustancia como referencia (el mercurio) se tomó la relación entre las concentraciones de la sustancia y el límite permitido para la sustancia., esto tiene una explicación matemática: si se divide a ambos lados de una ecuación por un mismo valor la ecuación no se altera.

$$\frac{\text{Concentración (sustancia)}}{\text{Límite (sustancia)}} * \text{Límite (mercurio)} < \text{Límite (mercurio)}$$

Dividiendo todo sobre Límite (mercurio)

$$\frac{\text{Concentración (sustancia)}}{\text{Límite (sustancia)}} < 1$$

Lo que se hace en este paso es llevar todas las sustancias a unidades equivalentes, todas las sustancias tendrán valores mayores a 1 si sobrepasan su límite, y valores menores a 1 si no lo hacen.

Esto significa aceptar convencionalmente, que la gravedad de la contaminación producida por 0,028 µg de plata equivale a la que producirían 100 µg de manganeso, o 10 µg de arsénico, o 0,029 µg de mercurio.

De esta manera los valores se encuentran ponderados al estar en una medida equivalente, esto soluciona el problema de varios parámetros expresados en distintas magnitudes con sus niveles-guía muy distintos o en magnitudes diferentes. El único cuidado a tener es que todas las concentraciones se encuentren expresadas en la misma magnitud que el nivel guía correspondiente a cada sustancia.

Se calcula el valor promedio para todas las sustancias incluidos en la prueba, para obtener un valor único que corresponde al ICANA de esa muestra (sitio). Estos valores indican la calidad de aguas para un uso específico (por ejemplo la biota).

Con lo dicho hasta aquí se podrá construir el índice para un uso específico cualquiera sea este, bastará con establecer los valores guía para un determinado uso y aplicar las relaciones para encontrar el valor del ICANA para ese uso.

El principal aporte del ICANA es la posibilidad de tener más de una columna de valores guía. Con esta modificación se pueden calcular los valores para el ICANA para cada uno de los usos (un uso podría verse como un conjunto de valores guía para un conjunto de parámetros). De esta manera, si el ICANA devuelve para un determinado uso un valor mayor a 1, significa que, en promedio, los valores de concentración sobrepasan los valores guía asignados para este uso. Si por el contrario el ICANA devuelve valores

menores a uno, significa que los valores están por debajo del valor guía asignado para ese uso.

Tomando las categorías que reconoce la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Argentina para distintos usos: biota, consumo humano, riego, etc.

(http://hidricos.obraspublicas.gov.ar/calidad_del_agua_actividades.htm), es posible calcular un valor que indica si para un determinado uso los valores se encuentran por encima o por debajo de los valores guía de ese uso.

Para proveer un valor integrador el ICANA relaciona todas las columnas de valores guías y devuelve un único valor que indica cuál de estos usos no es sobrepasado por los valores de concentración de las muestras.

La expresión matemática del ICANA es:

$$\text{EnteroMayor}\left(\frac{\log\left(\overset{\circ}{\underset{\circ}{\bar{a}}}_{i=1}^n \left(\text{Med}\left(\frac{C_n}{L_n}\right) * 10^{(i*k)} * 10^{(-k/2)}\right)\right)}{k}\right) + \text{Med}\left(\frac{C_{n+1}}{L_{n+1}}\right)$$

donde:

K: es la cantidad de dígitos enteros del mayor ICANA hallado, o bien la cantidad de dígitos decimales del ICANA con mayor número de estos. Teniendo en cuenta que el número de dígitos decimales de un cociente puede ser infinito. En este caso se utiliza la cantidad de dígitos decimales que ofrece la sensibilidad de la medición.

Entero mayor: es una función que redondea un número al entero siguiente, de no ser el resultado de la expresión que tiene por argumento un entero.

n: es el mayor número de columna del vector, con C/L mayor o igual a 1.

m: es la cantidad de sustancias (metales) a observar

C: es la concentración de cada sustancia

L: es el límite para el uso escogido.

Esta fórmula se puede descomponer en dos partes:

$$1) \text{EnteroMayor}\left(\frac{\log\left(\overset{\circ}{\underset{\circ}{\bar{a}}}_{i=1}^n \left(\text{Med}\left(\frac{C_n}{L_n}\right) * 10^{(i*k)} * 10^{(-k/2)}\right)\right)}{k}\right)$$

Esta parte de la fórmula calcula un valor entero que corresponde a cuantos valores sobrepasan su límite. A modo de ejemplo evaluemos una muestra de cromo que tiene una concentración de 19 µg/L, esta parte de la fórmula calcula cuál de las columnas no es sobrepasada por este nivel de concentración y devolverá el valor de esa columna, ya que el límite para consumo humano es de 20 la fórmula devuelve un valor de 0.

$$2) \text{Med}\left(\frac{C_{n+1}}{L_{n+1}}\right)$$

Esta segunda parte de la fórmula devuelve el valor del ICANA aplicado para el uso que no fue sobrepasado, en este caso consumo humano. Teniendo en cuenta que, a modo de ejemplo, estamos evaluando únicamente la sustancia cromo calculamos el valor del ICANA.

$$\text{Med}\left(\frac{19}{20}\right) = 0,95$$

Si sumamos (1) + (2) obtenemos el valor del ICANA: 0.95 que indica que:

- 1) Que ningún uso fue sobre pasado (el valor entero 0).
- 2) Las concentraciones evaluadas por el índice estuvieron muy cerca de sobrepasar los valores guía de este uso (la parte decimal 0,95).

Índice de Calidad de Aguas de Neiff y Aradas: ICANA-max

ICANA-max: (Índice de Calidad de Aguas referido al Máximo): pondera en cada sitio, la importancia del elemento que, por su concentración relativa, obtenga el cociente más alto entre su abundancia en la muestra y el nivel guía asignado para los diferentes usos para indicar su toxicidad (Figura 1).

El ICANA, al igual que el ICA, tiene la virtud de informar cual es el estado de calidad del agua de un sitio, expresado sobre el promedio de las concentraciones de sustancias nocivas, relativas a los niveles-guía asociados a cada elemento para un uso en particular. Este índice puede ser ventajosamente usado si las magnitudes de los distintos contaminantes tienen un rango de concentración semejante en las muestras y también en una serie de tiempo.

Sin embargo, en distintas condiciones hidrológicas, quedan involucradas distintos pasivos mineros y existe también diferente conectividad entre el curso del río y su planicie inundable, lo que hace poco probable que esta situación sea frecuente. En otro sentido, conceptualmente una muestra perderá su potencialidad de uso con que sólo uno de los metales pesados sobrepase el nivel tomado como restrictivo para la biota, para consumo, para riego, u otro uso.

Por este motivo se implementó el **ICANA-máx.**, que es un índice que pondera en cada sitio, la importancia del elemento, que por su concentración relativa obtenga el cociente más alto.

El ICANA-máx. puede describirse a través de la siguiente expresión:

$$\text{EnteroMayor}\left(\frac{\log\left(\bar{a}_{i=1}^n \left(\text{Max}\left(\frac{C_n}{L_n}\right) * 10^{(i*k)} * 10^{(-k/2)}\right)\right)}{k}\right) + \text{Max}\left(\frac{C_{n+1}}{L_{n+1}}\right)$$

La fórmula es exactamente igual a la del ICANA, con la única diferencia que se toma el máximo valor para el cálculo (Máx.) en lugar del promedio de los valores (Med) (Tabla 2)

Tabla 2: Tabla de Límites (valores-guía) utilizados para el cálculo del ICANA y del ICANA-max

Magnitud	Elemento	Biota	Consumo humano	Riego	Consumo ganado
µg/L	berilio	3,8	0	0	0
Mg/L	vanadio	2,6	0	0	0
Mg/L	hierro	0,3	0	0	0
µg/L	plata	0,028	0	0	0
Mg/L	bario	0,3	0,42	0	0
µg/L	cadmio	Fórmula	3	4	80
µg/L	arsénico	10	10	72	67
Mg/L	boro	1	0	0	0
µg/L	cobalto	1,9	0	0	0
µg/L	cianuros	3,6	72	0	0
Mg/L	cobre	Fórmula	0	65	30
µg/L	cromo	2,5	20	8	20
Mg/L	manganeso	0,3	0,1	0	0
µg/L	mercurio	0,029	4	0	0
µg/L	níquel	Fórmula	15	35	0
µg/L	plomo	1,6	11,7	950	68
µg/L	selenio	2,5	12	0	0
Mg/L	zinc	Fórmula	0	157	0

Nota 1: —Fórmula” indica que, en este caso debe aplicarse la fórmula para la corrección por dureza.

Nota 2: 0 significa que la sustancia no es evaluada para ese uso determinado.

Nota 3: estos niveles guía fueron consensuados por técnicos de Bolivia, Paraguay y Argentina, para la cuenca del río Pilcomayo.

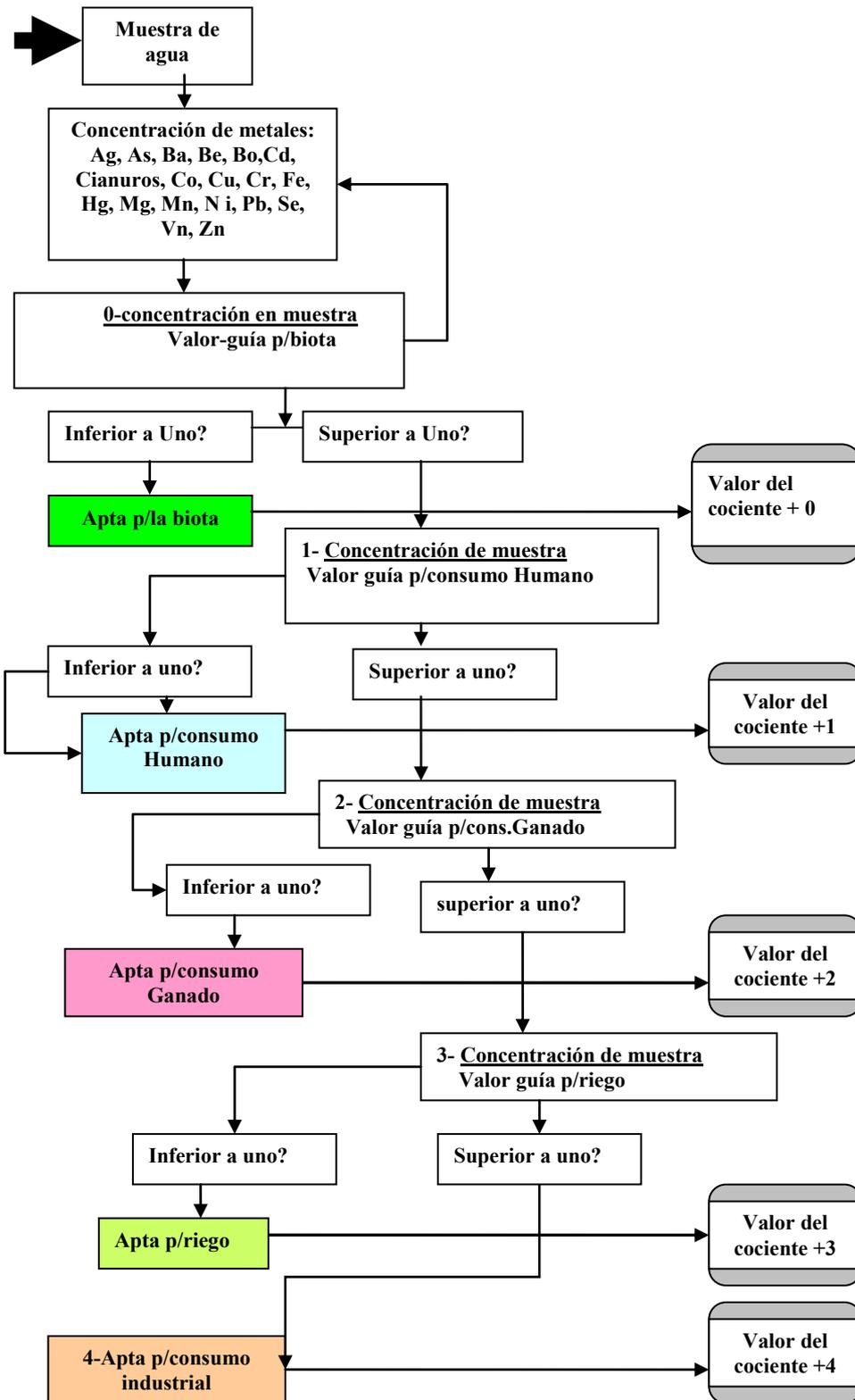


Figura. 1: Diagrama explicativo del funcionamiento del índice ICANA-max

Estos valores guía deberán ser revisados en el futuro por los especialistas en calidad de aguas en cada cuenca, contemplando la normativa que aplica cada país en cuanto a niveles-guía, en cuenta que estas magnitudes son indicativas, teniendo en cuenta la normativa argentina.

La aplicación del índice ICANA-max al mismo conjunto de valores de las dos campañas realizadas en el río Pilcomayo, ofrece una configuración más dura que la lograda con el ICANA.

Índice de Calidad de Aguas IQANA

IQANA: índice de Calidad de Aguas basado en la ponderación de 9 parámetros (temperatura, pH, transparencia, oxígeno disuelto, salinidad, nitrógeno total, fósforo, DQO y coliformes fecales). Pondera el nivel de cada parámetro en la muestra respecto de los valores en que puede desarrollarse la vida acuática. Los resultados, entre cero = peor calidad y cien = mejor calidad.

Este índice es una adaptación del IQA desarrollado por la CETESB, que usa como parámetros: temperatura, pH, transparencia, oxígeno disuelto, salinidad, nitrógeno total, fósforo, DQO y coliformes fecales, según la expresión:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

donde:

IQA: índice de calidad del agua, entre cero y cien (CETESB, 2006).

q_i : calidad de cada parámetro, un número entre cero y cien, obtenido de la respectiva curva media de variación de calidad, en función de su concentración en la muestra.

w_i : el peso asignado a cada parámetro, en función de su importancia para la conformación global de la calidad siendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

donde:

n: número de parámetros que entran en el cálculo del índice.

Este índice fue desarrollado originalmente por la NSF en Estados Unidos de Norteamérica, a través de una consulta realizada a un numeroso grupo de especialistas a comienzo de los setenta. De los treinta y cinco parámetros que representan la calidad del agua, esta comisión jerarquizó nueve, asignándoles distinto peso tomando en cuenta el agua para abastecimiento público.

Los resultados de la aplicación de este índice pueden volcarse en un mapa de calidad de agua. Los especialistas de cada cuenca deben convenir el valor que asignarán a cada uno de los nueve parámetros que utiliza el índice.

Índice de Calidad de Aguas ICANA-sum

ICANA-sum índice desarrollado para la cuenca del río del Pilcomayo, pondera en cada muestra el valor total de sustancias contaminantes, expresado a través de la suma de las concentraciones relativas de aquellos metales pesados que superan el nivel-guía para la protección de la biota. El índice informa además respecto del número de sustancias químicas que superan su nivel guía (Figura 2).

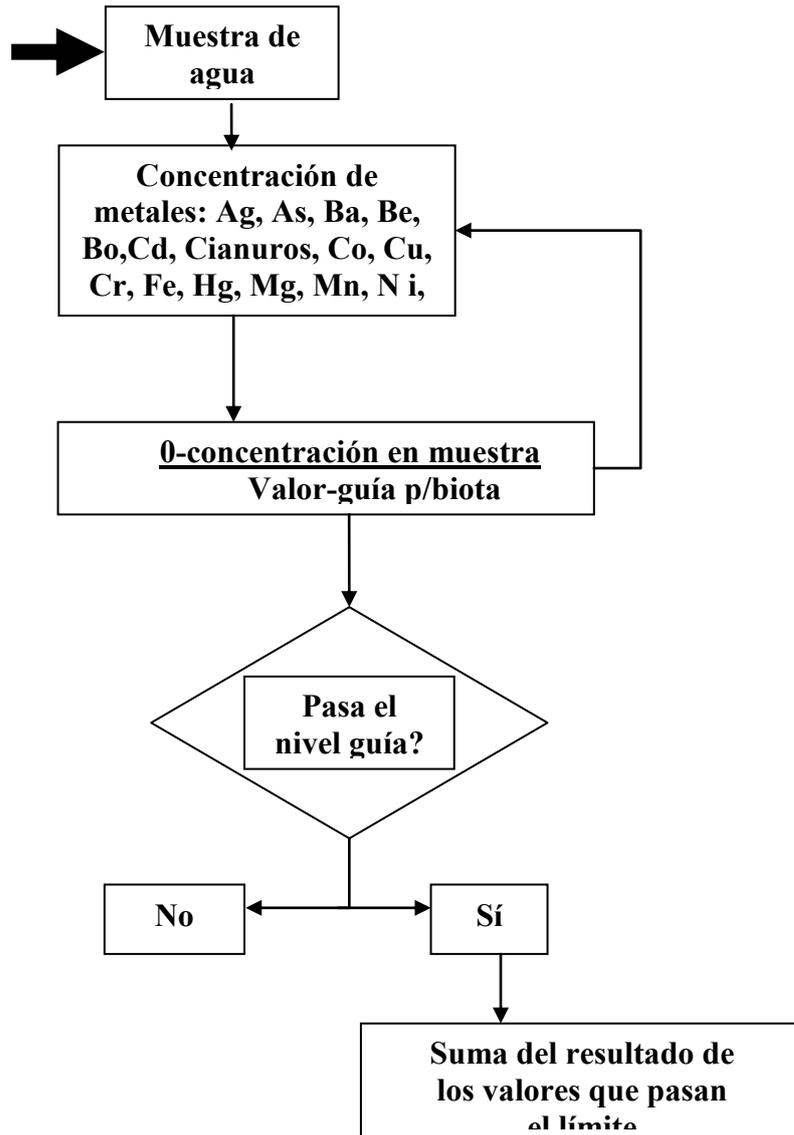


Figura 2: Diagrama explicativo del funcionamiento del ICANA-sum.

Índice de Calidad de Aguas ICANA-bio

ICANAbio índice de calidad de aguas del Pilcomayo, identifica la concentración relativa máxima entre aquellos metales pesados que superan el nivel-guía para la protección de la biota. El índice informa además respecto del contaminante que tiene asociado dicha concentración relativa máxima.

Índice de salinidad total de las aguas superficiales: SATONA

SATONA (Índice de Salinidad Total de Neiff y Aradas): refleja la toxicidad para los organismos acuáticos según el contenido de sales de una muestra, sobre la base de valores de conductividad eléctrica del agua, expresados en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El contenido de sales de una muestra puede ser de tal magnitud que, en sí misma resulte condicionante para la vida acuática y para distintos usos del agua. De alguna manera, la salinidad total de una muestra (o su expresión indirecta, como conductividad eléctrica

del agua) es un indicador basal que debería analizarse previo al uso de indicadores de contaminación.

El SATONA consiste simplemente en una escala de concentraciones salinas, o alternativamente, el valor de conductividad eléctrica, que se incorpora en el programa, según la siguiente escala:

- EXCELENTE: menor de 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (sin restricciones para alguno de los usos)
- BUENA: 251 a 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (no tiene restricciones serias)
- ACEPTABLE: 601-1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (con restricciones para la biota)
- DUDOSA: 1501-3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (sólo apta para algunos usos, luego de lixiviación)
- POCO USABLE: aguas con conductividad mayor que 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Esta escala está basada en las condiciones de salinidad limitante para plantas y animales acuáticos de ríos y arroyos del Chaco Oriental, en Argentina (Martínez y Frutos, 1986; Poi de Neiff, 1986; Neiff, 1986; Zalocar de Domitrovic y Pizarro, 1986).

En forma provisional, se ha aplicado el SATONA con la misma escala de valoración para las aguas superficiales que para las aguas subterráneas, lo que merece una revisión futura.

Utilizando SIG, se puede llevar a una representación espacial a los valores de este índice, lo que permite una percepción rápida de la potencialidad de uso de una cuenca (Hallcrow y Serman, 2006).

Para una misma localización geográfica, las aguas superficiales y subterráneas pueden tener calidad muy diferente, (utilizando la misma escala de valoración), lo que es importante a la hora de planificar el riego de cultivos.

En ríos de sabana, como los del gran Chaco americano que escurren sobre suelos salinos, la salinidad puede variar varios órdenes de magnitud entre un período de sequía anual y la fase lluviosa, representando diferente posibilidad para el desarrollo de plantas y animales acuáticos. En la fase seca con alta salinidad, los organismos resultan más sensibles a los efectos de las temperaturas extremas, con lo que se produce una caída de la diversidad (Martínez y Frutos, 1986; Poi de Neiff, 1986; Neiff, 1986; Zalocar de Domitrovic y Pizarro, 1986; Neiff, 2001)

En el Chaco oriental algunas localizaciones fueron calificadas por nosotros dentro del rango "aceptable" a "buenas", especialmente en el período lluvioso, en tanto las muestras tomadas en el Chaco Central, en Bolivia, Paraguay y Argentina, son de buena calidad de uso, por su salinidad, con excepción de una localización: El Mistolar,, que fue calificada en el rango de "poco usable".

Relación de adsorción de sodio, de las aguas (índice RAS)

RAS: relación de Adsorción de sodio. Caracteriza el riesgo de salinización por sodio de los suelos, por el riego. Depende de la salinidad total, de la concentración de calcio y de magnesio en relación al sodio.

Según la FAO, la concentración de sodio en una muestra y su relación con el calcio y con el magnesio puede determinar algún grado de riesgo de sodificación de los suelos a partir del agua que se utiliza para riego (Ayers y Westcot, 1987).

La relación de absorción de sodio (RAS ó SAR) refleja la posible influencia del ion sodio sobre las propiedades del suelo, porque tiene efectos dispersantes sobre los coloides del suelo y afecta a la permeabilidad.

Los efectos no dependen sólo de la concentración de sodio sino también del resto de cationes. Surge de una fórmula empírica que relaciona el contenido de sodio, calcio y magnesio y que expresa el porcentaje de sodio en el complejo de intercambio del suelo en situación de equilibrio, lo cual es una presunción no siempre válida debido a que 1) se parte de haber conseguido las condiciones de equilibrio, 2) que no hay precipitación de Mg y, 3) que la presión parcial de CO₂, es próxima 0.0007 atmósferas.

El RAS se calcula por la relación:

$$\frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

Las concentraciones de sodio, calcio y magnesio se ingresan en la fórmula por su concentración expresada en miliequivalentes por litro.

De todas maneras, se pretende que el índice represente la proporción relativa en que se encuentra el sodio respecto al calcio y magnesio, cationes divalentes que compiten con el sodio en el complejo de intercambio del suelo).

Pizarro (1978), teniendo en cuenta que existe una relación entre la conductividad eléctrica y la salinidad expresada en miliequivalentes por litro:

$$\text{meq/L} \approx 10.C_e$$

Donde: C_e = conductividad eléctrica expresada en mS/cm

Pizarro, propuso representar el índice RAS según cuatro rangos de valores, en dos escenarios diferentes de conductividad eléctrica (expresión de salinidad) para aguas con conductividad eléctrica de hasta 400 µS/cm y para aguas de hasta 1000 µS/cm, como se aprecia en la Tabla 3.

Tabla 3: Rango de valores, en dos escenarios de conductividad eléctrica (como expresión de salinidad) de las aguas)

Clasificación	CE ≤ 400 µS/cm	CE ≤ 1000 µS/cm	
Excelente	0-10	0-6	Poco riesgo de acumulación de sodio
Buena	10-18	6-12	En suelos de textura fina, ofrecen riesgo de sodificación, excepto si contienen yeso.
Regular	18-26	12-18	Pueden producir toxicidad por sodio. Requieren mejoradores. Tratamiento costoso.
Poco apta	≥ 26	≥ 18	Inadecuadas para riego. Necesitan agregado de calcio o de yeso

La aplicación de los índices antes comentados debe hacerse solamente sobre la información que permita comparar los resultados espacialmente y entre un período de aguas altas y otro consecutivo, de aguas bajas. Distintos operadores, diferentes técnicas

de muestreo y analíticas, niveles de detección, etc., pueden oscurecer la comparación de los resultados.

El uso de índices de calidad de agua es útil porque permiten una idea sintética rápida del funcionamiento del sistema y ayuda a tomar decisiones de manejo futuro.

El desafío radica en encontrar qué parámetros son los que mejor representan a los procesos contaminación, cuáles y con qué peso deben incorporarse en los índices las variables ambientales que definen la importancia de las cargas contaminantes y llegar a conocer también, en qué entorno de variabilidad ambiental, un índice se comporta en forma lineal, exponencial, o resulta "saturado" por la magnitud y/o repetición de las descargas (orgánicas, por ejemplo).

La mayoría de los índices parten de la premisa que un incremento en determinado set de contaminantes, produce una respuesta proporcional en el valor numérico del índice y esto es parcialmente cierto.

La experiencia recogida demuestra que es necesario realizar colectas y desarrollar índices que incluyan la frecuencia del vertido de cargas contaminantes como uno de los descriptores fundamentales de la calidad del agua. En ríos de montaña, el tiempo de concentración del agua es muy breve y por tanto, su calidad cambia muy rápido. Entonces, es fundamental saber si los muestreos y, la aplicación posterior de los índices, representan realmente el estado del sitio que se evalúa. Otra característica obviamente importante, es que la masa de agua y sustancias que contiene, se desplaza aguas abajo por lo que la aplicación de un índice puede ser efectiva si se aplica a todo el curso del río o, al menos a las localidades que se encuentran aguas arriba del sitio que se evalúa.

La conclusión de este estudio es la inconveniencia de indicar en un río andino, zonas de distinto grado de contaminación en forma *estática*, porque la contaminación no depende sólo del comportamiento de las fuentes contaminantes, sino del transmisor (dinámica de pulsos) que gobiernan el régimen hidrológico en forma estacional, como consecuencia de los aportes de lluvias o de nieve.

La zonificación y los resultados de los índices pueden cobrar verdadera utilidad, si el análisis se realiza en distintos estados hidrológicos estratégicamente escogidos en la cuenca, a partir de descriptores simples (Hallcrow y Serman, 2006; Naddeo y Scannapieco, 2013) que permitan incluir las variaciones estacionales e interanuales para obtener comparaciones de la evolución del sistema en determinado tramo o -en un mismo sitio- para evaluar el efecto de las obras de ingeniería o los impactos de un proyecto de riego, o de otro tipo.

La gravedad de la contaminación se relaciona obviamente, con la masa o caudal líquido en que se vierte una carga contaminante. Dicho en otras palabras, cualquier índice debe interpretarse no sólo como una relación de concentración de sustancias nocivas, sino por su consecuencia al verter una concentración en distinto volumen de agua. Una mayor dilución de la carga, puede dar la falsa idea que la calidad del agua es aceptable. Sin embargo, si a persistencia de la carga es continuada en el tiempo, puede producir efectos de toxicidad crónica o, también puede favorecer la bioacumulación en la malla trófica.

En muchos ríos andinos la principal fuente de contaminación son los metales pesados provenientes de las actividades mineras desde mediados del siglo XVI y cuya actividad no se ha modificado sustancialmente.

La contaminación orgánica adquiere especial relevancia por el crecimiento urbano. En primer lugar, los indicadores de contaminación microbiológica, y también el índice IQANA, plantean muchas restricciones para el uso del agua en forma directa para abastecimiento humano y del ganado. En segundo lugar, porque las fuentes de contaminación orgánica crecen con el crecimiento de las localizaciones urbanas y, si bien se han planteado importantes acciones de ordenamiento ambiental como el de la Prefectura de Chuquisaca (Bolivia) y las plantas de tratamiento de efluentes en varias urbanizaciones, la implementación de estos programas de mejoramiento ambiental requieren procesos –no sólo sanitarios- sino de cambios socioculturales cuyos resultados se verán en el largo plazo. En tanto, el monitoreo activo de la contaminación orgánica debiera servir como herramienta para concientizar a la Sociedad sobre la necesidad de recuperación de la calidad ambiental.

DISCUSION

La flexibilidad de los índices ICANA

Los índices desarrollados para valorar la calidad de las aguas del río Pilcomayo (cuyo curso tiene unos 1000 km de longitud, con tramo de montaña y de llanura), son genéricamente denominados –ICANA” (índices de calidad de aguas de Neiff y Aradas), pueden ser útiles para valorar la contaminación por metales u otras sustancias de las que se conozcan los niveles-guía o valores limitantes para uno o más usos del agua. Quedan comprendidos dentro de esta familia de índices: el ICANA (basado en la calificación del agua para distintos usos tomando como indicador al máximo de las concentraciones relativas de los metales pesados en una muestra e informa sobre la potencialidad de uso del agua. El ICANA-*sum* tiene la ventaja que adiciona los valores de la concentración relativa de todas las sustancias que exceden del nivel-guía para la biota informando así sobre la magnitud de la contaminación en la muestra. El ICANA-bio, por otra parte, informa sobre cuál es el peor agente contaminante para la biota.

Estos índices tienen ventajas sobre otros índices mencionados anteriormente:

- Incluyen la concentración de los metales pesados, utilizando un criterio de equitabilidad para los efectos de toxicidad, permitiendo comparar su peligrosidad según un valor de equivalencia de los distintos niveles-guía, solucionando el problema del uso de distintas unidades métricas en que se expresen las concentraciones de los solutos.
- Tienen menor nivel de subjetividad, puesto que trabajan directamente con las concentraciones de cada elemento. En tanto los niveles-guía sean establecidos con base experimental sólida, podrán compararse el estado de la calidad de aguas de los cursos de una región en forma fácil y rápida.
- Tienen alta sensibilidad y representatividad, siempre y cuando los valores-guía estén bien establecidos, las operaciones de campo se realicen con las técnicas adecuadas, en el momento preciso, y que las muestras sean procesadas con buenas prácticas de laboratorio.
- Son muy flexibles, siempre y cuando estén bien establecidos los valores guía, el resultado de los ICANA representará el criterio de calidad de aguas con que

fueron construidos. Existiendo la posibilidad de adecuar estos valores a los cambios del sistema según lo indiquen los expertos en calidad de aguas, o los cambios en los estándares (valores-guía) de cada país.

Los índices propuestos plantean criterios de interpretación simplificada de la información y no exigen de la obtención de buenos resultados analíticos, con técnicas como aquellas de APHA, EPA y otras agencias que recomiendan las mejores técnicas analíticas. Usados en forma adecuada, constituyen una valiosa herramienta en el proceso de gestión del desarrollo, especialmente porque brindan información accesible para los tomadores de decisión y porque asisten a los técnicos en los programas de alerta temprana de los efectos colaterales negativos del desarrollo, que pudieran producirse en los ecosistemas de una cuenca.

BIBLIOGRAFIA

- Alonso, J, 2013. Evaluación de calidad de las aguas del arroyo Aguapey mediante el empleo del Índice Simplificado de Calidad de Agua. *Revista sobre Estudios e Investigaciones del Saber Académico*: 7 (7): 9-13.
- APHA, 1998. *American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. LS Clesceri, AE Greenberg and AD Eaton (eds.), Washington D.C., 1220 pp.
- Ayers, RS y DW Westcot, 1987. La Calidad del Agua en la Agricultura. Estudio FAO de Riego y Drenaje # 29, Rev. 1-174.
- Beamonte, E; J Bermudez; A Casino y E Veres, 2003. Un indicador global para la calidad del agua. Actas, 27 Congreso Nacional de Estadística e Investigación Operativa Lleida, 8-11 de abril de 2003: 1-22.
- Behar Gutiérrez, R; M Zúñiga de Cardozo y O. Rojas Chacón, 1997. Análisis y valoración del índice de calidad de agua (ICA) de la NSF: El caso de los ríos Cali y Meléndez (Cali, Colombia). María. *Rev. Ingeniería y Competitividad*. ISSN 0123-3033. Vol 1. N°1. Universidad el Valle. Cali-Colombia.
- Brown, RM; NI Mc Clelland; RA Deininger y MF O'Connor, 1972. A water quality index-crashing the psychological barrier. Pp. 173-182. En: *Indicators of environmental quality*. WA Thomas (ed.). Plenum Press. N.Y.
- Calvo Brenes, G y J Mora Molina, 2012. Análisis de la calidad de varios cuerpos de agua superficiales en el GAM y la Península de Osa utilizando el Índice Holandés. *Tecnología en Marcha*: 25 (5): 37-44.
- CETESB, 2006. Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo , Anexo V, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 1-32. Conesa Fernández-Vitora, V, 1993. – Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. Ed. Mundi Prensa, Madrid.
- Cude, C., 2001. Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *Jour. Amer. Water Resources Assoc.*: 37: 125-137.
- Hallcrow-Serman, 2006. Estudio de base ambiental y socioeconómico de la cuenca del Río Pilcomayo. T.1, 2 y 3.: 1-723.
- López Martínez, LA 2013. Calidad del agua superficial en Latinoamérica. Univ. de S. Carlos, Guatemala Facultad de Agronomía. *Cuadernos, Centro de Telemática*, 1:1-10
- Lumb, A; D Halliwell y T Sharma, 2006. Application of CCME water Quality Index to Monitor Water Quality: A Case of the Mackenzie, River Basin. *Canada Environ. Monit. Assess.*: 113: 411-429.

- Martínez, CC y SM Frutos. 1986. Fluctuación temporal del Zooplancton en arroyos y esteros del Chaco Oriental (Argentina). *Ambiente Subtropical*, 1: 112-133.
- Meybeck M; V. Kimstach y R. Helmer, 1997. Strategies for water quality assesment. Pp. 23-57. En: Water Quality Assessments. D Chapman (ed.). UNESCO-UNEP, e &FN. Spon Publ., Londres. 1-627.
- Morello, J.H., 1984. Perfil Ecológico de Sudamérica. ICI (Instituto de Cooperación Iberoamericana). Barcelona. 1-93.
- Munna, GM; MML Chowdhury; AA Masrur Ahmed; S Chowdhury y MM Alom, 2013. A Canadian Water Quality Guideline-Water Quality Index (CCME-WQI) based assesment study of water quality in Surma River. *Journal of Civil Engineering and Construction Technology*, 4 (3): 81-89.
- Naddeo, V y D Scannapieco, 2013. River water quality assessment: Implementation of non-parametric tests for sampling frequency optimization. *Land Use Policy*: 30 (1): 197-205.
- Neiff, JJ, 1986. Sinopsis ecológica y estado actual del Chaco Oriental. Poi de Neiff, A. S. 1986. *Ambiente Subtropical*, 1: 5-35.
- Neiff, JJ, 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South America. En: Biodiversity in wetlands: assesment, function and conservation, Vol II. B.Gopal ,W. Junk, J y J.Davis (Eds.). Pp. 157-186. Backhuys Publish., 2001, The Netherlands.
- Perez Castillo, AG y J Rodríguez, 2008. Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Rev. Biol. Trop. Vol. 56 (4): 1905-1918*
- Pizarro, F 1978. *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. Ed. Agrícola Española, Madrid. 1-521
- Poi de Neiff, AS, 1986. Distribución de invertebrados asociados a plantas acuáticas en arroyos del Chaco Oriental. *Ambiente Subtropical*, 1: 148-159.
- Rizzi, NE, 2001. Indices de qualidade de água. *Rev. Sanare Sanepar*: 15 (15): 11-20.
- SAFE, 1995. Strategic assesment of Florida's environment, Florida stream water quality index, statewide summary, available at: <http://www.pepps.fsu.edu/safe/environ/swq1.html>.
- Said, A; D Stevens y G Sehlke, 2004. An Innovative Index for Evaluating Water Quality in Streams. *Environmental Management*: 34 (3): 406-414.
- Torres, P; C Cruz y PJ Patiño, 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Rev. Ing. Univ. de Medellín*, 8 (15): 79-94.
- USEPA, 1996. Environmental indicators of water quality in the United States. EPA Report 841-R 96002, Washington DC.
- Zalocar de Domitrovic, Y; Vallejos, RE y HN Pizarro, 1986. Aspectos ecológicos de la ficoflora de ambientes acuáticos del Chaco Oriental (Argentina). *Ambiente Subtropical*, 1: 92-111.

ESTADO ACTUAL DE LA CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE HUMEDALES EN CHILE

Current state of conservation and restoration of wetlands in Chile

Patricio De los Ríos Escalante

Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales, Escuela de Ciencias Ambientales, Laboratorio de Ecología Aplicada y Biodiversidad, Casilla 15-D, Temuco, Chile. Núcleo de Estudios Ambientales, UCTemuco. prios@uct.cl.

RESUMEN

A lo largo del territorio continental de Chile hay numerosos humedales. En las regiones extremas están dentro del sistema de áreas protegidas del estado, mientras que en la zona central muchos de estos humedales han sido alterados principalmente por cambio de usos de suelos. El presente trabajo es una revisión de la situación actual de humedales alterados y sus perspectivas de restauración. Los antecedentes muestran que la restauración comienzan con las comunidades locales quienes han tomado conciencia del cuidado del medio ambiente, generando medidas de conservación, limpieza, construcción de senderos y sitios para el avistamiento de flora y fauna. En este trabajo se compararon estas experiencias en distintas zonas a lo largo de Chile continental.

Palabras clave: restauración, humedales, flora, fauna, educación ambiental.

ABSTRACT

In Chile there are many wetlands in continental territory, some located mainly in extreme regions are in state protected areas, whereas in central Chile, some of these wetlands has been altered due change soil uses due towns and agriculture with the consequent habitat loss. The present study is a review about altered wetlands and their restoration procedures. The antecedents show that the restoration management begins with local communities that have conscience about environmental protection, with the consequent cleaning procedures for build paths and ways for flora and fauna watching. It was compared these experiences in different zones of continental Chile.

Keywords: restoration, wetlands, flora, fauna, environmental education.

INTRODUCCIÓN

Algunos humedales del extremo norte de Chile (18-27° S) pertenecen al sistema de áreas protegidas (Jorquera-Jaramillo *et al.*, 2012). En cambio en la zona central de Chile (27-41° S), los humedales presentes están alterados considerablemente por el establecimiento de ciudades y actividad agrícola, y en algunos casos se han desecado algunos humedales con la consecuente pérdida de hábitats para la flora y fauna silvestres (Muñoz-Parra *et al.*, 2010; Cursach *et al.*, 2013). Por otro lado en la zona sur (41-53°S), hay humedales asociados a bosques siempre verdes entre los 41 y 51° S. En mayoría estos ambientes están protegidos por estar incluidos en áreas protegidas o en zonas de difícil acceso (Promis *et al.*, 2013). Pero también en casos de intervención humana, principalmente en los 53°S donde se ha reportado extracción de turba, con la consecuente alteración del ecosistema (Domínguez *et al.*, 2012). El presente trabajo es una revisión sobre del estado de algunos humedales de las diferentes regiones de Chile, con énfasis en algunos casos de restauración.

Zona norte de Chile (18-27° S)

Esta zona (Figura 1) se caracteriza por su clima desértico, y los cuerpos de agua están asociados a depósitos salinos de origen volcánico, estos sitios tuvieron mucha presión por uso para faenas industriales y domésticos, lo que causó alteraciones en la flora y fauna (Keller y Soto, 1998). En las últimas dos décadas muchos de estos sitios han sido protegidos por el estado, o se han tomado medidas de manejo en el uso de los recursos hídricos lo que ha generado un aumento de poblaciones de especies de fauna nativas en riesgo de extinción (Jorquera-Jaramillo *et al.*, 2012). No obstante faltan estudios más detallados de fauna nativa de estos sitios, ya que tenemos casos de microendemismos, principalmente de peces y anfibios, y presencia de poblaciones de aves con interés turístico que usan estos sitios como áreas de alimentación y/o nidificación (Vila *et al.*, 2006).

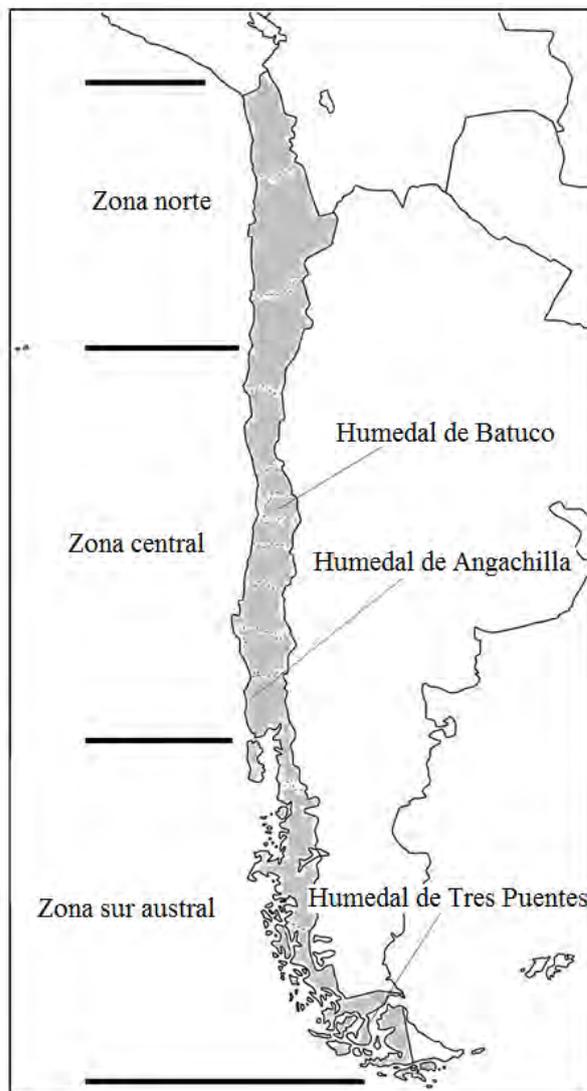


Figura 1. Mapa de las zonas de Chile y los humedales mencionados en el presente estudio.

Zona central de Chile (27-41° S)

Esta corresponde a la zona (Figura 1) más poblada, donde en estos territorios se han emplazado la mayoría de las ciudades y zonas agrícolas debido a su clima mediterráneo y presencia de ríos de curso medianamente regular (Luebert y Plitscoff, 2006). Por otro lado, en estos humedales se han introducido especies de vertebrados acuáticos principalmente peces como *Cyprinus carpio*, *Carassius auratus*, *Cichlassoma facetum* y *Gambusia affinis*, y anfibios como *Xenopus laevis* los cuales han generado alteraciones en la flora y fauna del lugar (Vila *et al.*, 2006; Figueroa *et al.*, 2009). Los casos más conocidos son la introducción de los genero *Gambusia affinis*, como control biológico de mosquitos, pero que tiene la desventaja de ser un depredador activo sobre fauna nativa (Parra y Correa-Araneda, 2013).

En la actualidad, se han hecho estudios sobre manejo de estos humedales siendo la primera etapa, siendo el caso clásico la zona costera de la región de la Araucanía (39° S). Estos humedales se caracterizaron, considerando su localización natural, siendo clasificados como estuarino, palustre, ribereño y de marisma, y después el grado de alteración de éstos, lo que se debe principalmente a la actividad agrícola (Peña-Cortes *et al.*, 2006). Otro caso interesante sucedió con el humedal del río Cruces, el cual presentó un evento de disminución de sus poblaciones de cisnes de cuello negro en 2004. Esto generó conciencia de valoración del uso de estos cuerpos de agua, generando metodologías de evaluación de este basándose en características de flora y fauna nativas, así como accesibilidad (Muñoz-Pedrerros *et al.*, 2013).

No obstante, la zona central de Chile en general tiene conflictos de usos de territorio debido al emplazamiento de centros urbanos y zonas agrícolas lo cual recién en esta última década se ha tomado conciencia del uso racional del territorio con el fin de tener un adecuado manejo de los cuerpos de agua asociados (Cursach *et al.*, 2012). Como ejemplo de estos tendríamos los humedales de la zona costera de la región de la Araucanía (Peña-Cortes *et al.*, 2006), además la zona de Colchagua en los 34° S, donde se ha recalado el rol de la participación de organizaciones públicas y privadas en el uso sustentable del territorio (Muñoz-Parra *et al.*, 2010).

En esta zona tenemos dos casos emblemáticos de restauración de humedales, a) el humedal de Batuco en la zona cercana a Santiago de Chile en los 33° S (Figura 2). Este sitio estuvo severamente amenazado por extracción de agua para faenas industriales, uso como vertedero ilegal de desperdicios, caza ilegal y emplazamientos urbanos e industriales, pero las comunidades locales lograron un acuerdo con los dueños del territorio logrando despejar de desperdicios, tomar medidas de protección legal, armar senderos para el avistamiento de flora y fauna nativas lo que ha generado que este sitio tenga actualmente interés turístico (Fox, 2011). B) El segundo caso correspondió al humedal de Angachilla (Figura 3), localizado en la ciudad de Valdivia (39° S). Este humedal es parte de una serie de humedales urbanos en los cuales por el crecimiento de la ciudad se vieron alterados ya sea desecándolos o transformándolos en vertederos clandestinos, en este caso los vecinos lograron organizarse, cerrar el terreno, limpiar de desperdicios y después en una segunda etapa armaron senderos para avistamiento de flora y fauna dándole valor a la ciudad (Skewes *et al.*, 2011).

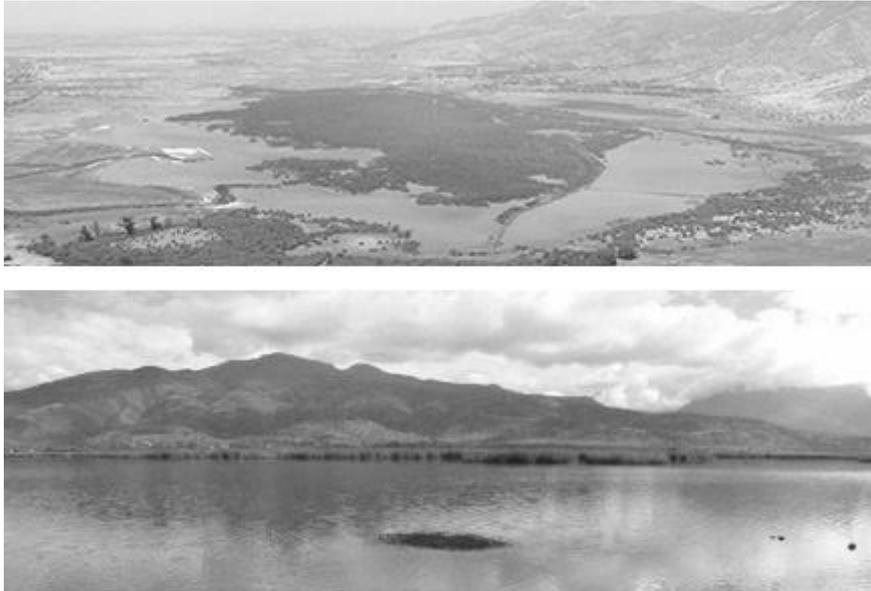


Figura 2. Fotografía del humedal de Batuco (fuente: www.humedaldebato.co)



Figura 3. Fotografía del humedal de Angachilla
(Fuente: <http://rnuvaldivia.wordpress.com/reservas/humedal-angachilla/>)

Zona sur austral de Chile (41-53°S)

En la zona austral los humedales están asociados a bosques siempre verdes principalmente entre los 40 y 46 °S (Correa-Araneda *et al.*, 2011; Promis *et al.*, 2013). Estos sitios se encuentran relativamente protegidos por encontrarse en zonas de bosques nativos protegidas por el estado o en zonas de difícil acceso (Promis *et al.*, 2013), por lo que su alteración antrópica es baja o casi nula. No obstante en la región de Magallanes entre los 51 y 53° S, hay lagunas y humedales asociados a parques nacionales como por ejemplo el Parque Nacional Torres del Paine (Lubert y Plitscoff, 2006). A pesar de lo poco poblado de esa zona, ha habido casos de intervención de humedales el caso más emblemático es la extracción de turba como combustible lo que daña la composición de fauna nativa del entorno ya que esta es desplazada por especies exóticas o no tiene hábitat suficiente para su sustento (Domínguez *et al.*, 2012). Un caso interesante es el del humedal de Tres puentes (Figura 4), localizado en la periferia de la ciudad de Punta Arenas (53° S), el cual fue por mucho tiempo utilizado como vertedero y en sus alrededores hubo actividad industrial, pero por un movimiento ciudadano se delimitó

parte de este, se limpió de desperdicios, y se instalaron zonas para el avistamiento de aves acuáticas lo cual es una fuente de ingresos para el turismo local (Kush *et al.*, 2008).



Figura 4. Humedal de Tres Puentes (fuente:

<http://llanurasdelapatagonia.blogspot.com/2012/10/limpieza-del-humedal-de-tres-puentes.html>)

CONCLUSIONES Y TENDENCIAS A FUTURO

La literatura científica actual en Chile es restringida en casos de restauración de humedales (Kush *et al.*, 2008; Fox, 2011; Skewes *et al.*, 2011; Cursach *et al.*, 2012) , y lo más probable que existan experiencias similares no debidamente publicadas en literatura científica. Se podría concluir que en Chile estamos en etapa de evaluación de los humedales intervenidos, principalmente en la zona central del país, donde tenemos la mayor presión por intervención antropogénica. Los tres reportes publicados en literatura científica que son Batuco, Angachilla y Tres Puentes tienen en común que su restauración comenzó como una inquietud de los grupos sociales asociados principalmente vecinos, quienes han conseguido apoyo de instancias públicas y privadas. Esta revisión invita a que se publiquen más reportes similares para que puedan servir a la comunidad.

BIBLIOGRAFIA

- Correa-Araneda F; J Urrutia y R Figueroa, 2011. Estado del conocimiento y principales amenazas de los humedales boscosos de agua dulce de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 84(3): 325-340.
- Cursach JA; JR Rau; CN Tobar y JA Ojeda, 2012. Estado actual del desarrollo de la ecología urbana en grandes ciudades del sur de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande* 52: 57-70.
- Domínguez E; N Bahamonde y C Muñoz-Escobar, 2012. Efectos de la extracción de turba sobre la composición y estructura de una turbera de *Sphagnum* explotada y abandonada hace 20 años. *Anales del Instituto de la Patagonia* 40(2): 37-45.
- Figueroa R; ML Suarez; A Andreu; VH Ruiz y MR Vidal-Abarca, 2009. Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile central. *Gayana* 73(1): 76-94.

- Fox O. 2011. *Pre-humedal laguna de Batuco. Proyecto de restauración ecológica del humedal laguna de Batuco, región metropolitana, Santiago de Chile*. Tesis de magister presentada al Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales de la Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile, 106 p.
- Jorquera-Jaramillo C; JM Alonso Vega; J Aburto; K Martínez Tillería; MF León; MA Pérez; CF Gaymer y F Squeo. 2012. Conservación de la biodiversidad en Chile: nuevos desafíos y oportunidades en ecosistemas terrestres y marinos costeros. *Revista Chilena de Historia Natural* 85(3): 267-280.
- Keller B y D Soto, 1998. Hydrogeologic influences on the preservation of *Orestias ascotanensis* at Salar de Ascotán, northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 71(2): 147-156
- Kush A; J Cárcamo, y H Gomez, 2008. Aves acuáticas en el humedal urbano de tres puentes, Punta Arenas (53° S), Chile Austral. *Anales del Instituto de la Patagonia* 36(2): 45-51.
- Luebert F y P. Plitsoff, 2006. *Sinópsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 316 p.
- Muñoz-Pedrerros A; J Moncada-Herrera, y L Gómez-Cea, 2012. Evaluación del paisaje visual en humedales del río Cruces, sitio Ramsar de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 85(1): 73-88.
- Muñoz Parra C; MA Dziekoski Ruchart; G Soto Villalón y N Lamilla, 2010. Hábitat y ordenamiento territorial. El caso de la provincia de Colchagua. *Revista INVI* 25(70): 119-149.
- Parra Coloma L y F Correa-Araneda, 2013. Presencia de *Gambusia affinis* (Baird y Girard, 1853) en un humedal boscoso del sur de Chile. Posibles implicancias sobre la fauna local de invertebrados. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research* 1(2): 85.89.
- Peña-Cortes F; P Gutiérrez; G Rebolledo; M Escalona; E Hauenstein; C Beltrán; R Schlatter y J Tapia. 2006. Determinación del nivel de antropización de humedales como criterio para la planificación de la cuenca del lago Budi, IX región de la Araucanía, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande* 36: 75-91.
- Promis A; G Begh; MT Serra y G Cruz, 2013. Descripción de la flora vascular en el sotobosque de un bosque pantanoso y de una pradera antropogénica húmeda de *Juncus procerus* en el valle del río Cisnes, región de Aysén, Chile. *Gayana Botánica* 70(1): 164-169.
- Skewes JC; R Rehbein y C Mancilla, 2012. Ciudadanía y sustentabilidad ambiental en la ciudad: la recuperación del humedal Angachilla y la organización local en la villa Claro de Luna, Valdivia, Chile. *EURE*, 38(113): 127-145.
- Vila I; A Veloso; R Schlatter y C Ramirez, 2006 (Eds). *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, 186 p.