

**Resumen**

En el marco del proyecto Sostaqua se ha llevado a cabo la evaluación del efecto de las aguas residuales tratadas en tres depuradoras (dos en la provincia de Barcelona y una en Andorra), sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. En cada una de ellas se evaluó mensualmente el estado ecológico aguas arriba y aguas abajo del punto de vertido, utilizando varios índices biológicos. Mientras que en el río de Andorra no se observó un efecto sobre los índices biológicos, en los ríos de la provincia de Barcelona (ríos ya perturbados y con una menor dilución del vertido) el efecto fue muy importante.

**Palabras clave:**

Agua superficial, aguas residual, macroinvertebrados, estado ecológico, índices.

**Abstract****Effect of three wastewater treatment plant effluents on stream ecological status**

Within the project Sostaqua, this work has been carried out to evaluate the impact of wastewater from three wastewater treatment plants (WWTP), two located in the metropolitan area of Barcelona and one in Andorra, on the macroinvertebrate community. In each of these three WWTP, a monthly evaluation of the ecological status upstream and downstream from the sewage point was performed using different biological indices. While in Andorra no negative effect of the effluent was observed on the biological conditions, these were very largely reduced downstream of the other two sewage plants, which can be explained by the lower discharge dilution and the intense urbanization around Barcelona metropolitan region.

**Keywords:**

Surface water, wastewater, macroinvertebrates, ecological status, index.

# Cambios en el estado ecológico de tres ríos producidos por el vertido de depuradoras

Por: **Perrée, I.**, técnica de proyecto<sup>1</sup>; **Rieradevall, M.**, profesora titular de Ecología<sup>1</sup>; **Prat, N.**, catedrático de Ecología<sup>1</sup>; **Martin, J.**, responsable de la Unitat de Plans de Control de la Direcció Qualitat de l'Aigua<sup>2</sup>; **Céspedes Sánchez, R.**, directora de proyecto e investigadora de Salud y Medioambiente<sup>2,3</sup>

**<sup>1</sup> Universidad de Barcelona**

Departamento de Ecología  
Grupo de Investigación Freshwater Ecology and Management (FEM)  
Av. Diagonal, 645 - 08028 Barcelona  
Tel.: 934 021 509 - Fax: 934 111 438  
E-mail: isaperrée@hotmail.com; mrieraDEVALL@ub.edu; nprat@ub.edu  
www.ub.edu/ecologia/

**<sup>2</sup> Aigües de Barcelona**

C/ General Batet, 5-7 - 08028 Barcelona  
Tel.: 933 124 990  
E-mail: jma@agbar.es; rcespedes@agbar.es  
www.aiguesdebarcelona.es

**<sup>3</sup> Cetaqua (Centro Tecnológico del Agua)**

Paseo de los Tilos, 3 - 08034 Barcelona  
Tel.: 933 124 800 - Fax: 933 124 801  
www.cetaqua.com

**1. Introducción**

La Directiva Marco del Agua (DMA) obliga a los Estados miembros de Europa a evaluar para cada masa de agua su estado ecológico con el objetivo de conseguir que éste sea bueno o muy bueno para el año 2015 (Directiva 2000/60/CE). Un factor clave en la regeneración del estado ecológico de los ríos son las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), las cuales deben tratar las aguas residuales para que su vertido no suponga ninguna alteración del estado ecológico del ecosistema acuático al que vierten. A pesar de los estudios detallados del estado ecológico de muchos ríos españoles, no hay tantos estudios publicados del efecto local de una misma depuradora en un río a lo largo del tiempo y en

situaciones hidrológicas diversas (González *et al.*, 1986; Martínez-Bastida *et al.*, 2006).

El Proyecto Sostaqua estudia el ciclo integral del agua y, entre otros objetivos, persigue comprender cómo influye la mejora en la calidad de los efluentes tratados influye en el estado ecológico de los ríos. En el marco del proyecto Sostaqua, el grupo de trabajo FEM de la Universidad de Barcelona (UB) lleva a cabo el estudio de los cambios del estado ecológico. Este grupo tiene una larga experiencia en el tema y, entre otras cosas, realiza un seguimiento anual de la calidad ecológica de los ríos en la provincia de Barcelona (Prat *et al.*, 1997; <http://ecobill.diba.cat/>). Como precedente también se realizó un estudio detallado de la calidad ecológica del río Congost, aguas arriba y



aguas abajo de las depuradoras a lo largo del río (Prat y Munné, 2000). En estos trabajos, para la determinación del estado ecológico se utilizan índices basados en los macroinvertebrados, ya que presentan la ventaja de ser muy sensibles a los vertidos periódicos, lo que no se detecta fácilmente con un análisis fisicoquímico clásico (Rueda *et al.*, 2002; Coimbra *et al.*, 1997).

El objetivo, por tanto, de este trabajo es testar diferentes índices basados en macroinvertebrados para analizar su sensibilidad ante las perturbaciones causadas por tres EDAR con tipos de tratamiento y grado de dilución del vertido diferente, sobre la calidad ecológica de los ríos. Para ello, se han comparado los cambios aguas arriba y abajo del vertido de las depuradoras de diversos índices unimétricos y multimétricos basados en macroinvertebrados. La utilización de los índices multimétricos, para los estudios de calidad ecológica de los ríos en España, es relativamente nueva, y no es tan común como la de los índices unimétricos (Prat y Rieradevall, 2006), aunque su uso ha sido recomendado por la Comisión Europea para establecer el estado ecológico de los ríos (Heiskanen *et al.*, 2004). La ventaja de los índices multimétricos es la integración en un único valor de varias métricas de cada punto de estudio. El estudio pretende comparar cómo varía el índice unimétrico más usado en España (IBMWP: Iberian Biological Monitoring Working Party) con respecto a los dos índices multimétricos (IMMi-L e IMMi-T: Iberian Mediterranean Multimetric Index) recientemente diseñados para los ríos mediterráneos españoles (Munné y Prat, 2009).

## 2. Lugares de estudio

El estudio ha sido llevado a cabo aguas arriba y aguas abajo de tres EDAR (en una de ellas, además, hay una estación de tratamiento de agua potable o ETAP), en tres cuencas hidrográficas distintas (Figura 1). Una de las depuradoras y la potabi-

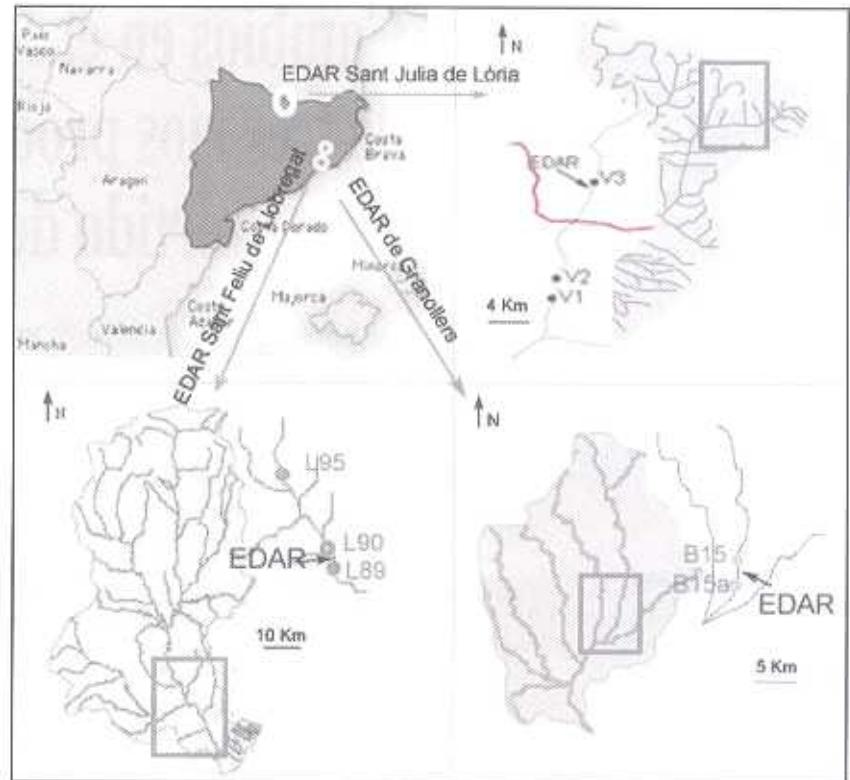


Figura 1. Mapa de localización de los puntos de muestreo.

lizadora se encuentran cerca de la desembocadura del río Llobregat, otra en la parte media del río Congost (cuenca del río Besòs), ambas en las cuencas internas de Cataluña, y la tercera depuradora estudiada está en la cabecera del río Valira (Andorra). Las tres depuradoras son grandes y tratan una cantidad importante de agua residual aunque vierten a ríos de características muy diferentes.

La EDAR de Sant Felu de Llobregat (500.000 he) y la ETAP de Sant Joan Despí se encuentran en el tramo final del río Llobregat (cuenca del Llobregat), a pocos kilómetros de la desembocadura. Es un río que tradicionalmente ha sido aprovechado para un uso industrial, agrícola y de consumo, a lo largo de los 170 km de su cuenca (4.948 km<sup>2</sup>). En el tramo final, el río muestra una conductividad muy elevada por los residuos de las minas de potasa (Barata *et al.*, 2005) y los múltiples vertidos de las EDAR de los municipios ribereños y de las aguas pluviales de carreteras y municipios. Por ello, la calidad del agua antes de la

depuradora y de la potabilizadora es baja, tal como se demuestra en diferentes estudios (Prat *et al.*, 2007).

El objetivo en este caso era saber hasta qué punto las mejoras realizadas en los últimos años en la depuradora y en la propia potabilizadora (que antes vertía los fangos aguas abajo) o en la captación de colectores y en la reutilización de las aguas de la depuradora del Prat del Llobregat podían haber inducido una mejora de la calidad biológica del río. Como punto de referencia para ver una posible regeneración de la calidad ecológica del río se tomó una muestra en un punto del cauce situado aguas arriba (punto L95, Figura 1), no afectado por los vertidos de la región metropolitana de Barcelona, donde la calidad ecológica es algo mejor (Prat y Rieradevall, 2006).

También se seleccionó la EDAR de Granollers (134.167 he), puesta en marcha en 1992, y que tiene un tratamiento secundario. Durante el período del estudio ha estado en obras para mejorar el tratamiento secundario y para poner en marcha



un tratamiento terciario con el propósito de mejorar la calidad del río. El río Congost (cuena del Besòs) es un río mediterráneo de caudal variable, afluente del Besòs, de 41 km de longitud y con una cuena de 225 km<sup>2</sup>, y tiene un caudal y una calidad muy condicionada a los vertidos de las depuradoras a lo largo del río (Prat y Munné, 2000).

La tercera depuradora se sitúa en Andorra: la EDAR de Sant Julià de Lòria (100.000 he), en el río Valira (Cuena del Segre), inaugurada en 2004 y que tiene un tratamiento secundario biológico sin decantación primaria. El Valira es un río pirenaico, afluente del Segre, de 44 km de longitud y con una cuena de 591.6 km<sup>2</sup>. En el tramo estudiado, como hay una perturbación importante del caudal debido a los efectos de una derivación hidroeléctrica, se incluyó también un tercer punto de muestreo para tener datos con y sin esta perturbación (Figura 1).

### 3. Metodología

Se han tomado muestras de agua y de macroinvertebrados mensualmente durante un año (entre diciembre 2007 y diciembre 2008). El protocolo de toma de muestras y de evaluación se ha diseñado específicamente para el proyecto Sostaqua, usando un método cuantitativo mediante una red Surber (30\*30 cm, y de malla de 500 µm). Este protocolo ha sido modificado a partir del protocolo utilizado en Francia para los estudios de estado ecológico (Aenor, 2008). El protocolo exige que antes de la toma de muestras de macroinvertebrados se identifiquen los sustratos presentes en el río, entre 11 categorías predeterminadas en un tramo de unos 100 m lineales. Después se dividen los sustratos en dos grupos, los marginales (que ocupan menos del 5% del tramo estudiado) y los dominantes (que ocupan más del 5% de la superficie). Una vez realizada esta caracterización, se toman ocho muestras Surber en los hábitats dominantes y cuatro Surber en los hábitats marginales de acuer-

do con el orden de los sustratos. Tanto unos como otros se integran en una sola muestra combinada. Este protocolo adaptado a los ríos estudiados se ha denominado protocolo MIQU (Prat *et al.*, en preparación).

En el laboratorio y con la ayuda de una lupa estereoscópica, los macroinvertebrados de la muestra combinada se han contado e identificado a nivel taxonómico de familia con una guía especializada (Tachet *et al.*, 2000). A partir de estos datos, se ha calculado la densidad de cada familia (individuos/m<sup>2</sup>), teniendo en cuenta el porcentaje relativo de cada hábitat (dominante o marginal), y se han calculado diversas métricas de calidad biológica del agua con el programa MAQBIR. Este programa (Munné, 2009) es una base de datos que calcula diferentes índices biológicos unimétricos y multimétricos a partir de los datos de presencia y ausencia y de densidad de cada familia de macroinvertebrados, así como calcula su EQR (Ecological Quality Radio) de acuerdo con los valores de referencia para cada uno de los tipos de río estudiados, tal como especifica la DMA. El programa presenta un informe para cada punto con los valores de los índices (valor bruto, valor de referencia del río y EQR).

Entre todas las métricas e índices unimétricos que pueden calcularse con el programa MAQBIR se han utilizado los siguientes: el IBMWP (suma la puntuación atribuida a cada familia de macroinvertebrados presente en la muestra según su tolerancia a la contaminación), el número de familias de efemerópteros, plecópteros y tricópteros (EPT) (órdenes que contienen las familias más sensibles a las perturbaciones de los ecosistemas acuáticos) y el número total de familias encontradas en la muestra (S). Entre los índices multimétricos se ha seleccionado uno que utiliza datos cualitativos (IMMi-L) y otro que usa los cuantitativos (IMMi-T), que son una combinación entre tres y cuatro métricas diferentes (Tabla 1).

| Índices | Combinación de métricas | Peso de cada métrica |
|---------|-------------------------|----------------------|
| IMMi-L  | Num. fam                | 0,15                 |
|         | EPT                     | 0,25                 |
|         | IASPT                   | 0,35                 |
|         | % sel EPTCD             | 0,25                 |
| IMMi-T  | Num. fam                | 0,2                  |
|         | EPT                     | 0,2                  |
|         | IASPT                   | 0,4                  |
|         | Log (sol EPTCD+1)       | 0,2                  |

Tabla 1. Características de los índices multimétricos utilizados en este estudio.

Asimismo, y para cada punto, se han medido *in situ* y mensualmente los parámetros fisicoquímicos siguientes: oxígeno, conductividad, temperatura y pH. También se ha recogido una muestra de agua que ha sido analizada por los laboratorios de cada depuradora correspondiente para los siguientes parámetros: conductividad, amonio, fósforo, nitrato y nitrito. El caudal se ha estimado con un velocímetro en la sección más corta del río excepto en los meses de crecida, cuando no era posible realizar transectos en el río.

También se ha valorado la calidad del bosque de ribera (QBR, Munné *et al.*, 2003) y la calidad del hábitat fluvial (IHF, Pardo *et al.*, 2004). El índice QBR ha sido evaluado a partir de la observación a lo largo de 100 m lineales del río. Este índice consta de 4 partes: grado de cubierta de la zona de ribera, estructura de la cubierta, calidad de la cubierta y grado de naturalidad del canal fluvial. La calidad del bosque de ribera se ha determinado una sola vez, en primavera, cuando el crecimiento vegetal llega a su máximo. El índice IHF, indicador hidromorfológico del río, se evalúa según los criterios siguientes: inclusión en rápidos-sedimentación en pozas, frecuencia de rápidos, composición del sustrato, regímenes de velocidad/profundidad, porcentaje de sombra en el cauce, elementos hetero-



geneidad, cobertura de vegetación acuática. El índice del hábitat fluvial se ha determinado en todos los puntos de muestreo durante el primer día de trabajo de campo, y se ha verificado en los meses siguientes.

Para detalles de estos índices y sus aplicaciones véase Jáimez-Cuellar *et al.*, 2004.

## 4. Resultados

### 4.1. En el río Llobregat

La calidad del agua es muy diferente entre los dos puntos de la zona baja (L89 y L90) y el punto aguas arriba (L95). El número total de familias de macroinvertebrados (S) disminuye de aguas arriba a aguas abajo (Tabla 2). En los puntos situados en el tramo dentro de la región metropolitana de Barcelona, el promedio de familias encontradas es inferior a 7. La variabilidad del índice en el último punto situado aguas abajo de la ETAP es muy elevada. El índice EPT (Tabla 2) muestra valores muy bajos en el punto aguas abajo de la EDAR y de la ETAP (valor EQR < 0,08) hasta abril 2008, periodo en el que se encuentra ocasionalmente una familia de efemérottero. Finalmente, el índice IBMWP da valores muy bajos. Su promedio de todo el periodo de es-

tudio indica una calidad biológica del agua 'deficiente' en los tres puntos de muestreo con una disminución de los valores en la región metropolitana de Barcelona (Figura 2a).

Los índices multimétricos cuantitativos (IMMI-T) y cualitativos (IMMI-L) también decrecen de aguas arriba a aguas abajo (Figura 3 y Tabla 2). Estos índices dan un mismo nivel 'deficiente' (Tabla 3) para los dos puntos aguas arriba de la EDAR y de la ETAP (uno dentro la región metropolitana, y otro fuera de esta región) y un nivel 'malo' para el punto aguas abajo. El índice de la calidad del bosque de ribera QBR da valores bajos en el tramo inferior del río (aguas arriba y abajo de la ETAP, respectivamente: 0 y 5), indicando una fuerte degradación del bosque de ribera (Tabla 2), mientras el valor de IHF es intermedio.

Los principales parámetros físico-químicos (Tabla 4) muestran un nivel muy elevado de conductividad (> 1.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y elevado de nitritos (> 0,1 mg/l) y fosfatos (> 0,3 mg/l) en los tres puntos. Para la mayoría de parámetros (particularmente nitrito, amonio y fosfato), la calidad del agua decrece aguas abajo de la ETAP, punto en el cual hay una disminución considerable de caudal debido a la captación de agua por la

ETAP, y un aumento de la contaminación debido al bypass de aguas diversas (incluye vertidos de la EDAR, aguas de la riera de Rubí y del río Anoia que vierten después de la ETAP). Sólo en los meses con caudal algo más elevado (las crecidas de junio y noviembre) el valor se iguala un poco entre puntos, pero siempre dentro de los niveles de calidad mala o muy mala.

### 4.2. En el río Congost

Se observa una disminución de todos los índices biológicos estudiados del punto aguas arriba al punto aguas abajo de la EDAR, aunque la calidad aguas arriba tampoco es muy buena. En los dos puntos, el número de familias de macroinvertebrados es bajo (Tabla 2), aunque es más variable en el punto aguas abajo. El índice EPT también tiene la misma tendencia, pero con valores de EQR todavía más bajos (Tabla 2). Después de la primera crecida (Figura 2b), a partir del mes de junio, hay un aumento considerable del índice IBMWP en los dos puntos, pero su promedio de todo el año indica un nivel de calidad biológica del agua 'moderado' aguas arriba de la EDAR (49,7) y 'deficiente' aguas abajo (27,9).

Los índices multimétricos indican valores del EQR un poco más ele-

Tabla 2

| Planta/Índice                | IHF | QBR | S                | EPT              | IBMWP            | IMMI-L           | IMMI-T           |
|------------------------------|-----|-----|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| EDAR Granollers              |     |     | Ref. 33          | Ref. 10          | Ref. 164         |                  |                  |
| B15                          | 47  | 10  | 0,42 $\pm$ 0,063 | 0,32 $\pm$ 0,078 | 0,30 $\pm$ 0,074 | 0,32 $\pm$ 0,087 | 0,34 $\pm$ 0,089 |
| B15a                         | 41  | 10  | 0,26 $\pm$ 0,105 | 0,21 $\pm$ 0,099 | 0,17 $\pm$ 0,082 | 0,21 $\pm$ 0,079 | 0,23 $\pm$ 0,087 |
| EDAR Sant Feliu de Llobregat |     |     | Ref. 36          | Ref. 12          | Ref. 183         |                  |                  |
| L95                          | 49  | 65  | 0,36 $\pm$ 0,069 | 0,36 $\pm$ 0,078 | 0,26 $\pm$ 0,069 | 0,39 $\pm$ 0,082 | 0,39 $\pm$ 0,064 |
| L90                          | 37  | 0   | 0,19 $\pm$ 0,054 | 0,23 $\pm$ 0,051 | 0,11 $\pm$ 0,052 | 0,23 $\pm$ 0,131 | 0,23 $\pm$ 0,121 |
| L89                          | 48  | 5   | 0,18 $\pm$ 0,099 | 0,14 $\pm$ 0,105 | 0,12 $\pm$ 0,101 | 0,17 $\pm$ 0,168 | 0,17 $\pm$ 0,156 |
| EDAR Sant Julia de Loria     |     |     | Ref. 27          | Ref. 14          | Ref. 157         |                  |                  |
| V3                           | 51  | 5   | 0,55 $\pm$ 0,111 | 0,34 $\pm$ 0,162 | 0,43 $\pm$ 0,137 | 0,49 $\pm$ 0,175 | 0,49 $\pm$ 0,167 |
| V2                           | 54  | 80  | 0,70 $\pm$ 0,135 | 0,55 $\pm$ 0,105 | 0,60 $\pm$ 0,117 | 0,68 $\pm$ 0,148 | 0,63 $\pm$ 0,115 |
| V1                           | 64  | 100 | 0,54 $\pm$ 0,120 | 0,37 $\pm$ 0,094 | 0,44 $\pm$ 0,104 | 0,53 $\pm$ 0,094 | 0,52 $\pm$ 0,104 |

Tabla 2. Valor promedio anual y desviación típica de las métricas utilizadas para valorar el estado ecológico de los tres ríos estudiados. Los valores (excepto para el IHF y el QBR) están expresadas en EQR (Ecological Quality Ratio), resultado de dividir el valor de la métrica por el de referencia (European Commission, 2005; Heiskanen *et al.*, 2004).

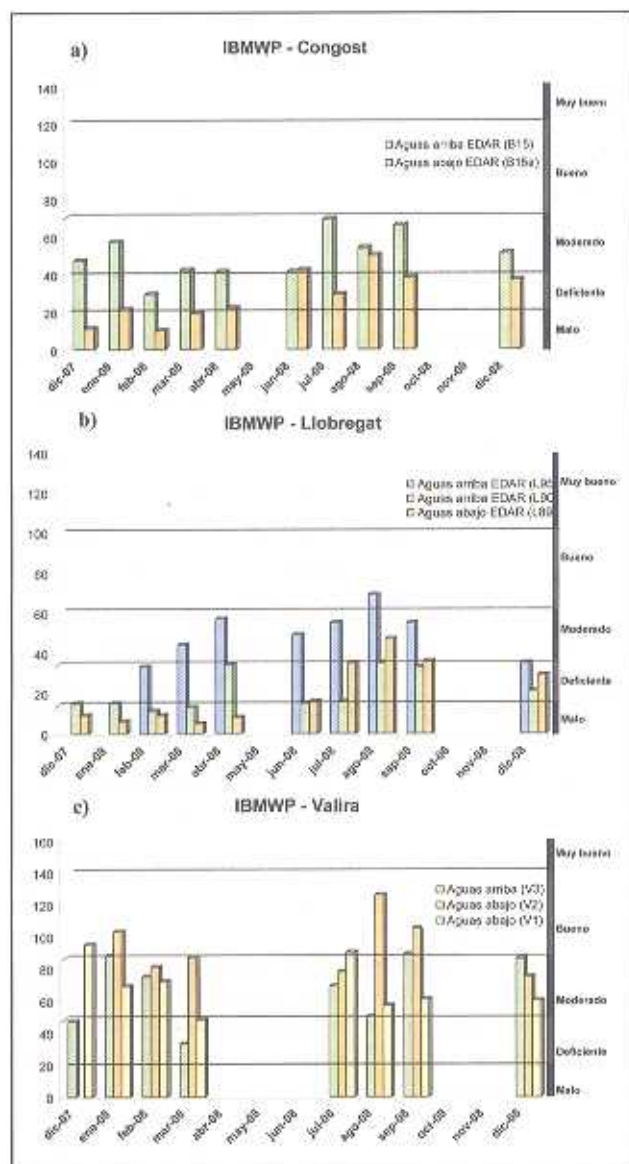


Figura 2. Evolución del índice IBMWP durante el año de muestreo en los ríos Congost (a), Llobregat (b) y Valira (c). En mayo no se tomaron muestras por las crecidas en todos los ríos. En el río Valira tampoco fue posible muestrear durante los meses de abril y junio.

vados para los datos cuantitativos que para los datos cualitativos. El gráfico de IMMi-L (Figura 3a) muestra una tendencia similar que el IBMWP aunque el IMMi-L indica un nivel más bajo de calidad biológica del agua, 'deficiente' tanto en el punto aguas arriba de la EDAR como aguas abajo (Tabla 3).

En ambos puntos de muestreo del río Congost se han obtenido valores muy bajos de la calidad del bosque de ribera aguas arriba y aguas abajo (QBR = 10) (Tabla 2). Por otro parte, los parámetros fisicoquímicos

(Tabla 4) muestran valores relativamente elevados (Tabla 1) tanto aguas arriba como especialmente aguas abajo de la depuradora de Granollers, pero después de la EDAR hay un aumento muy importante de las concentraciones de amonio (> 21 mg/l), nitrito (> 3 mg/l) y fosfato (> 9 mg/l).

#### 4.3. En el río Valira (Andorra)

Los valores de los índices biológicos son más altos en el punto intermedio, situado justo aguas abajo de la EDAR (Tabla 2). El punto aguas

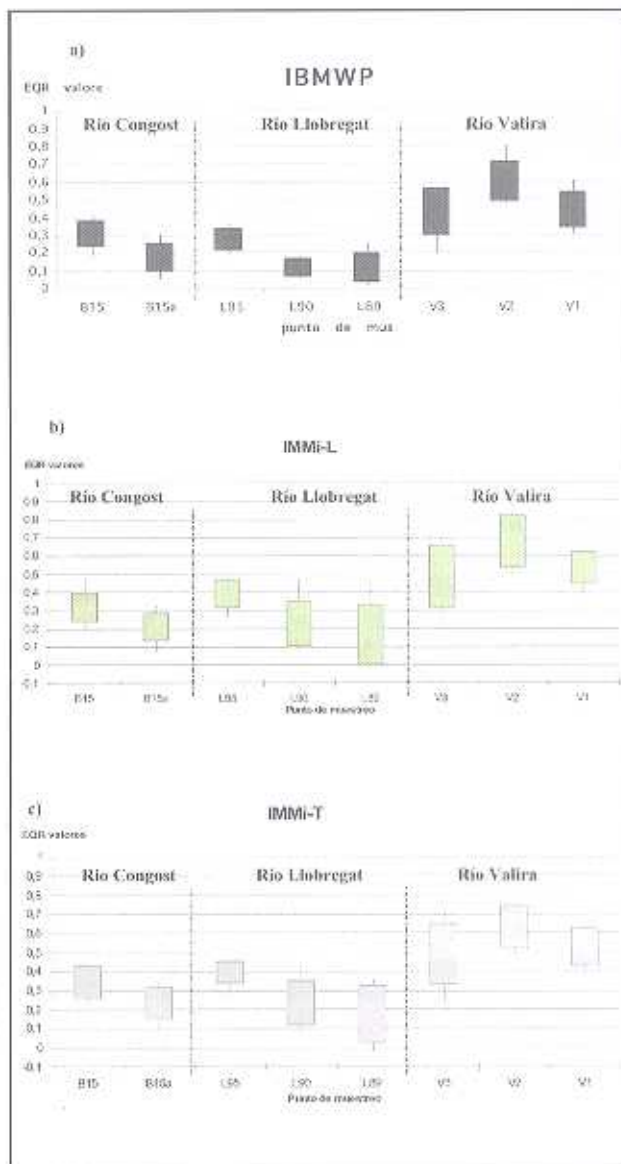


Figura 3. Comparación de los valores de promedio y su variabilidad en el periodo de muestreo para los índices IBMWP (a), IMMi-L (b) e IMMi-T (c) en los puntos estudiados de los ríos Congost (B), Llobregat (L) y Valira (V).

arriba de la EDAR y el tercer punto, situado más aguas abajo, presentan valores de los índices similares.

El promedio del EQR del número de familias encontradas en el punto justo aguas abajo de la EDAR es de 0,7, mientras que en los dos puntos antes y después el valor es de 0,55 y 0,54, respectivamente. El valor del índice EPT (Tabla 2) es menor en el punto aguas arriba de la EDAR (0,34) y aumenta también en el punto justo después de la EDAR (0,55). En el punto más aguas abajo, el índice disminuye de nuevo. El valor



Tabla 3

| PM   | IBMWP      | IMMI-L     | IMMI-T     |
|------|------------|------------|------------|
| B15  | Moderado   | Deficiente | Deficiente |
| B15a | Deficiente | Deficiente | Deficiente |
| L95  | Deficiente | Deficiente | Deficiente |
| L90  | Deficiente | Deficiente | Deficiente |
| L89  | Deficiente | Malo       | Malo       |
| V3   | Moderado   | Deficiente | Deficiente |
| V2   | Buena      | Moderado   | Moderado   |
| V1   | Moderado   | Moderado   | Moderado   |

Tabla 3. Nivel medio de calidad de cada punto de muestreo (PM) indicado por el índice unimétrico IBMWP, el índice multimétrico cualitativo (IMMI-L) y el cuantitativo (IMMI-T) según Munné y Prat, 2009.

del índice IBMWP (Figura 2c y Tabla 2) muestra un nivel de calidad biológica del agua 'moderado' para el punto aguas arriba de la EDAR y el punto más aguas abajo (Tabla 3), con un valor todavía más bajo en el primer punto, mientras que en el punto justo aguas abajo de la EDAR tiene un nivel de calidad 'bueno'.

Los índices multimétricos cuantitativos y cualitativos tienen valores

similares en el punto aguas arriba de la EDAR y dan un nivel de calidad biológica del agua 'deficiente' (Tabla 3). La variabilidad de estos índices en este punto refleja la dificultad de muestrear según la variación de caudal, aspecto muy importante en este río no regulado en el que se produjeron fuertes avenidas en la primavera de 2008 (Figura 4). Para los dos puntos después de la EDAR, los valores de los índices multimétricos (siendo casi similares entre ellos) bajan aguas abajo pero dan un mismo nivel de calidad: 'moderado'.

El índice QBR muestra una buena calidad del bosque de ribera para los puntos localizados aguas abajo de la EDAR (Tabla 2), mientras que en el punto aguas arriba (situada en la ciudad de Sant Julià de Lòria) el río está totalmente canalizado y el bosque de ribera está muy degradado (QBR = 5).

La calidad fisicoquímica (Tabla 4) del agua es mucho mejor que en los otros dos ríos analizados en la región metropolitana de Barcelona (excepto por el fosfato > 5 mg/l). El

análisis del agua muestra una contaminación moderada en todos los puntos, siendo el posterior a la depuradora el que presenta la mejor calidad del agua (Tabla 2). En este punto, la mejora de la calidad del bosque de ribera (QBR = 80), añadido a la disminución de concentraciones de los parámetros químicos, conlleva una comunidad de macroinvertebrados más rica y más diversificada y una calidad biológica mejor medida con los diferentes índices.

## 5. Discusión

El efecto de la depuración de las aguas sobre la calidad ecológica de los ríos depende tanto de la eficiencia de la depuradora como de las características del medio receptor, esencialmente de su capacidad de dilución (Gasith y Rech, 1999; Poch, 1999; Estevan y Prat, 2006; Oscoz *et al.*, 2006; y Canobbio *et al.*, 2008).

En los tres ríos estudiados se observa claramente esta situación. El efecto en el ecosistema fluvial de dos depuradoras que tratan caudales similares (Sant Julià de Lòria y Gra-

Tabla 4

| EDAR  | Llobregat |          |        |       |       | Valira |         |       |       |        | Congost |          |        |       |       |
|---|-----------|----------|--------|-------|-------|--------|---------|-------|-------|--------|---------|----------|--------|-------|-------|
|   | PE        | Promed.  | Desv.  | Min.  | Máx.  | PE     | Promed. | Desv. | Min.  | Máx.   | PE      | Promed.  | Desv.  | Min.  | Máx.  |
| Amonio (mg NH <sub>4</sub> /l)                | L95       | 0,48     | 0,251  | 0,17  | 0,77  | V3     | 0,60    | 0,337 | 0,22  | 1,12   | B15     | 0,76     | 0,403  | 0,2   | 1,6   |
|   | L90       | 1,23     | 0,996  | 0,196 | 2,97  | V2     | 0,68    | 0,547 | 0,11  | 1,7    | B15a    | 21,95    | 16,424 | 3,1   | 44,1  |
|   | L89       | 16,03    | 14,516 | 1,11  | 55,84 | V1     | 0,64    | 0,458 | 0,22  | 1,34   |         |          |        |       |       |
| Conductividad (µS/cm)                         | L95       | 1.496,70 | 264,18 | 1.027 | 1.888 | V3     | 220,65  | 37,79 | 145,6 | 256    | B15     | 1.124,40 | 294,35 | 615   | 1437  |
|   | L90       | 1.727,82 | 315,57 | 1.105 | 2.058 | V2     | 287,61  | 61,85 | 193,6 | 338    | B15a    | 1.582,30 | 200,12 | 1.307 | 1.863 |
|   | L89       | 2.460,64 | 688,58 | 1.337 | 3.272 | V1     | 226,45  | 71,81 | 117,5 | 314    |         |          |        |       |       |
| Nitrito (mg NO <sub>2</sub> /l)               | L95       | 6,80     | 3,206  | 4,05  | 14,4  | V3     | 0,88    | 0,194 | 0,7   | 1,2    | B15     | 20,27    | 11,811 | 7,1   | 41,9  |
|   | L90       | 10,66    | 3,503  | 5,54  | 15,4  | V2     | 1,13    | 0,221 | 1     | 1,6    | B15a    | 26,90    | 21,884 | 1,9   | 66    |
|   | L89       | 10,56    | 3,825  | 5,38  | 18,1  | V1     | 0,87    | 0,393 | 0,22  | 1,4    |         |          |        |       |       |
| Nitrito (mg NO <sub>3</sub> /l)               | L95       | 0,15     | 0,047  | 0,06  | 0,19  | V3     | 0,03    | 0,008 | 0,02  | 0,04   | B15     | 0,18     |        | 0,18  | 0,18  |
|   | L90       | 0,43     | 0,194  | 0,16  | 0,74  | V2     | 0,02    | 0,013 | 0,01  | 0,04   | B15a    | 3,19     | 2,154  | 1,84  | 7     |
|   | L89       | 1,41     | 0,872  | 0,33  | 3,59  | V1     | 0,02    | 0,010 | 0,01  | 0,04   |         |          |        |       |       |
| Fosfato (mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /l) | L95       | 0,37     | 0,126  | 0,169 | 0,551 | V3     | 0,58    | 0,558 | 0,1   | 1,5625 | B15     | 1,73     | 0,519  | 1,1   | 2,7   |
|   | L90       | 0,47     | 0,118  | 0,305 | 0,667 | V2     | 0,56    | 0,468 | 0,1   | 1,4    | B15a    | 9,01     | 5,883  | 1,9   | 15,7  |
|   | L89       | 1,63     | 0,906  | 0,065 | 2,962 | V1     | 0,62    | 0,547 | 0,1   | 1,5625 |         |          |        |       |       |

Tabla 4. Promedia anual, desviación física, valor mínimo y valor máximo de los parámetros químicos en los puntos estudiados (PE) en las tres depuradoras incluidas en este trabajo.



nollers) difiere manifiestamente dependiendo del caudal receptor. Cuando el caudal receptor es elevado, como en el río Valira, con un caudal medio mensual de 4.600 l/s antes de la EDAR (vertido medio de 350 l/s), el efecto de la dilución permite que la calidad del agua no varíe o sea incluso superior aguas abajo que aguas arriba de la EDAR. Cuando el caudal del río previo a la EDAR es muy bajo, como en el caso del río Congost, con un caudal medio mensual de 75 l/s antes de la EDAR (vertido medio de 330 l/s), el efecto de los vertidos sobre los índices biológicos utilizados es demoledor, con calidades biológicas muy malas independientemente del índice usado.

Un factor clave para impedir la recuperación de la calidad biológica son las elevadas concentraciones de amonio de las depuradoras estudiadas, lo que sucede en las dos depuradoras de la región metropolitana de Barcelona, donde los valores de amonio por sí mismos suponen una toxicidad elevada del agua para la mayoría de organismos tal como ha sido señalado repetidamente en otros estudios (Morris *et al.*, 1992; Monda *et al.*, 1995; o Garric *et al.*, 1996). Esto, unido al bajo caudal del río antes de la depuradora, hace que en el caso de Granollers sea imposible la recuperación efectiva del río. En el caso del Llobregat, a pesar del mayor caudal del río, la situación es similar en caudal de base.

El efecto de las condiciones hidrológicas del río a lo largo del año se observa en las variaciones de los cambios de los índices biológicos a lo largo del tiempo. Como resultado de las crecidas (que se produjeron especialmente en junio y noviembre en la zona metropolitana de Barcelona) la dilución que se produce repercute en una ligera mejoría de la calidad ecológica de los ríos Congost y Llobregat, ya que los índices biológicos aumentan después de estos períodos. Estas crecidas ponen de manifiesto, de nuevo, la falta de dilución como factor clave para la recuperación de la calidad del agua

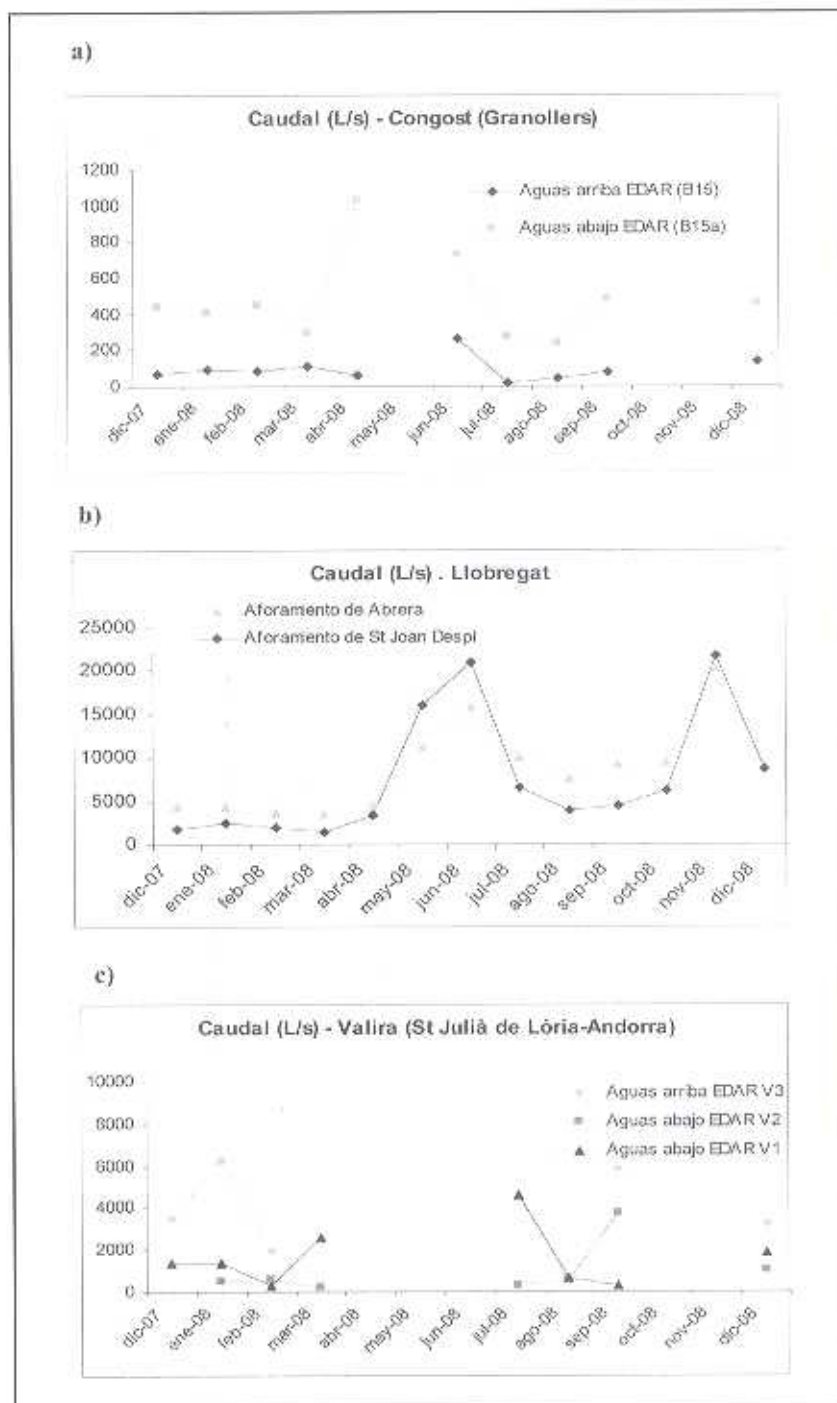


Figura 4. Variación del caudal en los tres ríos estudiados: a) río Congost, valores medidos en el momento de muestreo; b) río Llobregat, valores procedentes del aforamiento en Sant Joan Despí; y c) río Valira, valores medidos en el momento de muestreo.

después de las depuradoras (Prat y Munné, 2000). De todas formas, en ambos ríos nunca se llega a una buena calidad, como mucho se pasa de estado 'peor' a 'deficiente' o se llega en algún instante a 'moderado'. Los organismos que colonizan el río, provenientes de las partes superiores

de mejor calidad, no pueden persistir en el mismo en condiciones de caudal base, por lo que pasados los momentos de crecida la situación vuelve rápidamente a niveles de calidad muy bajos.

Además, hay que tener presente la calidad del agua del río antes de



los vertidos, ya que a menudo presentan síntomas de degradación debido a otros impactos antrópicos, como es el caso del río Llobregat, que tiene una calidad del agua 'deficiente' antes de la EDAR y de la ETAP. En el río Llobregat, con una salinidad elevada (Prat y Rieradevall, 2006) y en el Congost, cuyas aguas provienen principalmente de depuradoras desde su mismo inicio (Munné y Prat, 2000), la calidad biológica es ya deficiente o moderada antes de la depuradora, por lo que es casi imposible que con los vertidos de las EDAR y sus calidades actuales el río pueda mejorar.

De los índices utilizados, los multimétricos son los que muestran un nivel de calidad del agua peor en los puntos muestreados. Por tanto, aparecen como más sensibles que los índices unimétricos para detectar la perturbación de los ríos más antropizados (Munné y Prat, 2009), puesto que la combinación de varios índices unimétricos los hace más propensos a detectar diferentes tipos de alteraciones. De todas formas, en las condiciones en las que se encuentra el medio receptor de las partes bajas del río Llobregat y del río Congost, todos los índices dan una caracterización similar.

## 6. Conclusiones

La solución a este problema es evidentemente compleja. Como se observa con los datos de Andorra, la depuración biológica de las aguas supone devolver al río una buena condición biológica (incluso mejorada respecto al tramo estudiado antes de la EDAR) si la dilución por parte del río es suficiente para poder compensar los aportes de materia orgánica y de amonio por parte de la depuradora. Los efectos de la posible eutrofización de las aguas quedan también diluidos o, por lo menos, no se aprecian con los indicadores utilizados.

En el caso del bajo Llobregat, a pesar de que el río tiene un caudal de base algo más elevado, gran parte del mismo es utilizado por la potabilizadora del Llobregat. De todas

formas, la calidad biológica del río en el punto de control (La Puda, L95) nunca ha sido muy buena, pero la captación del agua por la ETAP y los aportes que se dan aguas abajo de la misma todavía degradan más la calidad biológica del río. Es evidente que en este caso una menor captación de agua (o más aportaciones de caudal) combinado con una mejor depuración de los efluentes actuales (menos amonio, disminución de la salinidad) podría, por lo menos, conservar la calidad de las aguas en el punto que se ha tomado de referencia (que sin embargo no llega a buena calidad).

En el caso del río Congost la relación de aportes de la depuradora frente al caudal del río hacen casi imposible la recuperación de la calidad biológica del río si no se realiza un proceso de depuración de las aguas muy completo que implicaría unos vertidos de amonio y de  $\text{DBO}_5$  inferiores a 0,5 y 5 mg/l, respectivamente.

Los tres casos estudiados muestran claramente lo importante que es tener en cuenta el medio receptor cuando se diseñan las depuradoras y la necesidad de nuevas estrategias de depuración y de gestión de las aguas de las cuencas frente a la obligatoriedad de recuperar el buen estado ecológico de los ríos tal como lo demanda la DMA. Los índices biológicos multimétricos se muestran como una buena herramienta de trabajo para estos fines.

## 7. Agradecimientos

A los miembros del grupo Freshwater Ecology and Management (FEM) y muy especialmente a Pau Fortuño por su ayuda y colaboración en los muestreos. A Ángel Freixo (EDAR Granollers), Edmon Guerrero (EDAR de Sant Julià de Lòria) y al personal del laboratorio de Collblanc (Barcelona) de Agbar que realizan los análisis fisicoquímicos de las aguas. Este trabajo forma parte del Proyecto Sostaqua, liderado por Agbar y subvencionado por el CDTI a través del programa Ingenio 2010 mediante la convocatoria Cenit 2007.

## 8. Bibliografía

- [1] Alba Torcedor, J.; Jáimez Cuéllar, P.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Bonada, N.; Casas, J.; Mellado, A.M.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Robles, S.; Sáliz Cantero, C.E.; Sánchez Ortega, A.; Suárez, M.L.; Toro, M.; Vidal Abarca, M.R.; Vivas, S.; Zamora Muñoz, C. (2002). 'Caracterización del estado ecológico de los ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP)'. *Limnetica*, núm. 21 (3-4), págs. 175-185.
- [2] Association Française de Normalisation-AFNOR (2008). 'Qualité de l'eau - Guide de prélèvement pour le suivi de la qualité des eaux dans l'environnement - Partie 1: prélèvement d'eau superficielle'. Norme NF T: 90-523-1.
- [3] Barata, C.; Lekumberri, I.; Vila Escalé, M.; Prat, N.; Porte, C. (2005). 'Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the trichoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Llobregat river basin (NE Spain)'. *Aquatic Toxicology*, núm. 74, págs. 3-19.
- [4] Canobbio, S.; Mezzanotte, V.; Sanfilippo, U.; Benvenuto, F. (2008). 'Effect of Multiple Stressors on Water Quality and Macroinvertebrate Assemblages in an Effluent-Dominated Stream'. *Water Air Soil Pollut.* núm. 198, págs. 359-371.
- [5] Coimbra, C.N.; Graça, M.A.S.; Cortes, R.M. (1997). 'The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river'. *Environmental Pollution*, núm. 94 (3), págs. 301-307.
- [6] European Commission (2005). 'Common Implementation Strategy for the water Framework Directive (2000/60/CE)'. Guidance Document No. 14. Guidance on the Intercalibration Process 2004-2006. 26 págs.
- [7] Estevan, A.; Prat, N. (2006). 'Alternativas para la gestión del



- agua en Cataluña. Una visión desde la perspectiva de la nueva cultura del agua'. Fundación Nueva Cultura del Agua, 213 págs.
- [8] Garric, J.; Völat, B.; Nguyen, D.K.; Bray, M.; Migeon, B.; Kosmala, A. (1996). 'Ecotoxicological and chemical characterization of municipal wastewater treatment plant effluents'. *Water Sci. Technol.*, núm. 33, págs. 83-91.
- [9] Gasith, A.; Resh, V.H. (1999). 'Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable'. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, núm. 30, págs. 51-81.
- [10] González Álvarez-Buylla, F.; Miranda Braga, A.; Alonso Fernández, J.R.; Abella García, M.A. (1986). 'Estudio comparativo de la calidad del agua en dos ríos asturianos'. *Limnetica*, núm. 2, págs. 217-223.
- [11] Heiskanen, A.S.; Van de Bund, A.; Cardoso, C.; Noges, P. (2004). 'Towards good of ecological status of surface waters in Europe - interpretation and harmonisation of the concept'. *Water Science and Technology*, núm. 49, págs. 169-177.
- [12] Jáimez Cuellar, P.; Vivas, S.; Bonada, N.; Robles, S.; Mellado, A.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Casas, J.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Sáinz Cantero, C.E.; Sánchez Ortega, A.; Suárez, M.L.; Toro, M.; Vidal Abarca, M.R.; Zamora Muñoz, C.; Alba Tercedor, J. (2002). 'Protocolo GUADALMED (PRECE)'. *Limnetica*, núm. 21 (3-4), págs. 187-204.
- [13] Martínez Bastida, J.J.; Arauzo, M.; Valladolid, M. (2006). 'Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja, España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos'. *Limnetica*, núm. 25 (3), págs. 733-744.
- [14] Monda, D.P.; Galat, D.L.; Finger, S.E. (1995). 'Evaluating ammonia toxicity in sewage affluent to stream macroinvertebrates. I. A multi-level approach'. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, núm. 28, págs. 378-384.
- [15] Morris, T.; Fare, G.; Spadone, J. (1992). 'Toxicity reduction evaluation at the Linden Roselle Sewerage authority wastewater treatment plant'. *Water Environ. Technol.*, núm. 5, págs. 8-16.
- [16] Munné, A.; Prat, N.; Solà, C.; Bonada, N.; Rieradevall, M. (2003). 'A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index'. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, núm. 13, págs. 147-163.
- [17] Munne, A.; Prat, N. (2009). 'Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers. An intercalibration approach with the IBMWP index'. *Hydrobiología*, núm. 628, págs. 203-205.
- [18] Munne, A. (2009). 'Anàlisi de mètriques d'avaluació de la qualitat de l'aigua mitjançant l'ús de macroinvertebrats com a bioindicadors i la seva resposta a les alteracions antròpiques i a la tipologia fluvial en ecosistemes Mediterranis'. Tesis doctoral.
- [19] Tachet, H.; Richoux, P.; Bournaud, N.; Usseglio-Polatera, P. (2000). 'Invertébrés d'eau douce'. *Systématique, biologie, écologie*, CNRS Editions, Paris.
- [20] Pardo, I.; Álvarez, M.; Casas, J.; Moreno, J.L.; Vivas, S.; Bonada, N.; Alba Tercedor, J.; Jáimez Cuellar, P.; Moyà, G.; Prat, N.; Robles, S.; Suárez, M.L.; Toro, M.; Vidal Abarca, M.R. (2002). 'El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat'. *Limnetica*, núm. 21 (3-4), págs. 115-133.
- [21] Poch, M. (1999). 'Las calidades del agua'. Rubes Editorial S.L., Barcelona, 158 págs.
- [22] Prat, N.; Rieradevall, M.; Munné, A.; Solà, C.; Chacón, G. (1997a). 'La qualitat ecològica del Besòs i el Llobregat'. Informe 1996. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient (Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius; 2), 153 págs.
- [23] Prat, N.; Munné, A. (2000). 'Water use and quality and stream flow in a mediterranean stream'. *Research note*, núm. 34(15), págs. 3876-3881.
- [24] Prat, N.; Rieradevall, M. (2006). '25-Years of biomonitoring in two Mediterranean streams (Llobregat and Besos basins, NE Spain)'. *Limnetica*, núm. 25 (1-2), págs. 541-550.
- [25] Prat, N.; Ríos, B.; Fortuno, P.; Cid, N.; Jubany, J.; Miralles, M.; Ordeix, M.; Ortiz, J.; Acosta, R.; Barata, C.; Bretxa, E.; Canedo, M.; Crosas, X.; Murria, C.; Punti, T.; Roura, M.; Vila Escala, M.; Rieradevall, M.; Vegas, T. (2007). 'La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs i el Foix'. Informe 2005. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient (Estudis de la qualitat ecològica dels rius, 15).
- [26] Rueda; Camacho, A.; Mezquita, F.; Hernández, R.; Roca, J.R. (2002). 'Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a mediterranean stream'. *Water, Air and Soil Pollution*, núm. 140, págs. 425-444.
- [27] UE (2000). 'Directiva 2000/60/CE de 23-X-2000'. Marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- [28] [www.diba.es/mediambient/protocol.asp](http://www.diba.es/mediambient/protocol.asp). Páginas web de la Diputación de Barcelona que recoge el protocolo ECOSTRIMED.
- [29] <http://ecobill.diba.cat/>. Páginas web de la Diputación de Barcelona: Programa de la calidad ecológica de los ríos de Cataluña.