

Contaminación de las aguas de escorrentía urbana en las redes separativas de aguas pluviales. Experiencias en una cuenca urbana en la ciudad de Santiago de Compostela

JOSÉ ANTA ÁLVAREZ, JUAN CAGIO VILLAR*, MARÍA BENEYTO GONZALEZ-BAYLIN, JUDITH MOLINA BURGOS, ALFREDO JACOME BURGOS, JERÓNIMO PUERTAS AGUDO Y JOAQUIN SUÁREZ LÓPEZ

Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente,
ETS de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
Universidade da Coruña

* Confederación Hidrográfica del Norte-MMA.
Oficina de A Coruña

RESUMEN

En esta comunicación se presenta una reflexión sobre la problemática que representa para una ciudad y su entorno la gestión de las aguas de escorrentía urbana, en particular la gestión de las aguas vertidas al medio receptor por sistemas de alcantarillado separativo. Si estas aguas no se controlan y/o tratan, se produce un aporte de contaminación al medio receptor tan importante que no permite alcanzar los objetivos de calidad del agua para usos básicos e impiden la recuperación de los ecosistemas.

En esta comunicación se realizará una identificación de las fuentes y se presentarán las características de los contaminantes y sedimentos movilizados por las aguas de escorrentía urbana en tiempo de lluvia, efectuando una comparación entre las redes de alcantarillado unitario y separativo.

La reflexión se apoya con en la revisión de la problemática concreta de la cuenca urbana «Fontiñas» de la ciudad de Santiago de Compostela, singular por un fuerte régimen de lluvias y por la escasa ca-

pacidad del río Sar para recibir vertidos. Se presentarán los resultados obtenidos tras la realización de dos trabajos de caracterización de aguas de escorrentía urbana acometidos por el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente de la Universidade da Coruña, analizando la movilización de las distintas fracciones de sólidos, contaminantes orgánicos y metales en la citada cuenca.

Los estudios del grupo de trabajo se iniciaron en el año 1995 con el objetivo de diseñar unas «Directrices de Gestión Integral del Saneamiento de Santiago de Compostela» en las que se estableciesen las medidas de actuación necesarias para conseguir los objetivos de calidad de forma que se obtenga la mejor relación coste/beneficio ambiental.

Todo ello llevará a la conclusión de que es necesario realizar una revisión global del sistema de saneamiento y su rediseño aplicando criterios de «gestión integral e integrada» de las aguas y de la contaminación (tanto en tiempo seco como de lluvia) y la necesidad de incorporar al sistema de saneamiento técnicas de gestión de las aguas de escorrentía urbana.

1. INTRODUCCIÓN

En 1800 sólo un 1% de la población mundial vivía en ciudades de más de 10.000 habitantes, en 1960 dicha proporción era del 20% y se prevé que en el año 2025 sea del 65%. Esta concentración de la población mundial en las ciudades provoca un progresivo aumento de la complejidad del diseño de las infraestructuras, en particular de las relacionadas con la gestión del agua en la ciudad, tales como el suministro de agua potable, gestión de las aguas residuales, drenaje de las aguas pluviales, etc., siendo cada vez mayores las inversiones requeridas para su construcción o ampliación, así como los recursos que hay que destinar para su explotación y mantenimiento.

Los primeros esfuerzos en depuración de aguas residuales se centraron en el control de los vertidos puntuales de origen urbano e industrial. Después de desarrollar sistemas de tratamiento se comprobó que la calidad de las aguas de los sistemas acuáticos no era todavía satisfactoria (1). Se observó que una gran parte del problema era originado por los vertidos intermitentes que se producían durante y después de las lluvias desde los alcantarillados unitarios de los núcleos urbanos. Estos tipos de vertidos se han denominado alivios de tormenta, descargas de sistemas unitarios (DSU) o reboses de alcantarillado unitario (RAU) (CSO, «combined sewer overflow», en la bibliografía anglosajona). Entre las medidas que se pusieron en marcha para evitar estos reboses están la construcción de sistemas de control y tratamiento de reboses (SCTR), como pueden ser los depósitos de tormenta, en sus múltiples variantes, o la estrategia de conducir mayores caudales hacia la EDAR (caudal máximo de 5 a 10 veces el caudal medio de tiempo seco), con un sobredimensionamiento de algunas de las etapas de la misma. Otra estrategia que claramente ayudaría a reducir los RAU es la construcción de redes separativas.

Las redes separativas vierten, tradicionalmente en España, directamente al medio receptor las aguas de lluvia, en principio supuestamente limpias, siempre y cuando no existieran conexiones ilegales de otros tipos de aguas. Sin embargo la experiencia y los estudios de contaminación demuestran una influencia muy negativa de los puntos de vertido de las redes separativas en el medio receptor.

La concentración de actividades humanas genera deposición de polvo, suciedad, arenas, materia orgánica, nutrientes, metales pesados, tóxicos y contaminación bacteriológica sobre las superficies del medio urbano. Estos materiales son lavados y arrastrados por la escorrentía superficial, y al final acaba aumentando la contaminación de las aguas receptoras. Se pueden producir impactos sobre los medios acuáticos tanto de tipo agudo (concentraciones elevadas) como de tipo crónico (acumulación de metales o nutrientes, por ejemplo).

Una visión integrada de la gestión del sistema, que minimice los impactos y permita alcanzar los objetivos de la calidad del agua ya fijados, nos obligará a desarrollar una estrategia de control total de la contaminación.

Actualmente, se admite que el control de estas aguas debe realizarse bajo el principio de la «Gestión Integral e Integrada» de los sistemas de saneamiento y drenaje, aplicando siempre las que son definidas como «técnicas de gestión de la escorrentía urbana» (TGEU; BMP-Best Management Practices). Para poner en práctica estas medidas se necesita tener un buen conocimiento de los siguientes puntos:

- Objetivos de calidad del agua en el medio receptor.
- Medida y análisis de las lluvias.

- Caracterización de las aguas de escorrentía (caudales, concentraciones, distribución granulométrica de los sólidos).
- Modelos de transformación de lluvia-escorrentía de las cuencas de drenaje.
- Modelos de la red de drenaje, tanto en cantidad como en contaminación.
- Conocimiento de las diferentes TGEU y criterios para su utilización en función de las características y problemáticas locales.

2. CARACTERÍSTICAS DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA

Son muy diversas las causas de la contaminación de la escorrentía superficial urbana. La lluvia y la nieve atrapan contaminantes presentes en la atmósfera en su caída; una primera fracción de la misma se emplea en mojar las superficies, otra se evapora y otra queda atrapada en huecos y depresiones del terreno. Si sigue lloviendo, el agua se moviliza hacia los puntos de recogida, drenando las superficies y, a su vez, limpiando y transportando en disolución o en suspensión los contaminantes acumulados hacia la red de saneamiento.

El primer intento serio de identificar las fuentes de contaminación de la escorrentía urbana fue en el trabajo de la «*American Public Works Association*» realizado en la ciudad de Chicago en 1969 (2). El objetivo del estudio fue el de identificar y cuantificar las fuentes de contaminación de la escorrentía urbana. Las conclusiones fueron que las principales fuentes eran los sedimentos y materias acumuladas en la superficie de las calles, contaminantes de las zonas verdes, sustancias depositas por el viento, las sustancias químicas empleadas para derretir el hielo y las sustancias lavadas de los vehículos. El estudio también indica que la fracción acumulada en las calles es la más importante en términos cuantitativos, y además la más fácil de gestionar o reducir.

En 1972, el estudio de la EPA —la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU.— «*Water Pollution Aspects of Street Contaminants*» de Sartor & Boyd (3) se convertirá en el marco de referencia de las investigaciones relacionadas con la contaminación de las aguas de escorrentía urbana. En el estudio se tomaron muestras de la acumulación de sólidos totales en las calles de 8 ciudades estadounidenses, caracterizando sus propiedades físicas y químicas.

Además de la fracción deposita en las calles identificaron como fuentes las partículas depositas por el viento, en concreto las fracciones más finas. Existe transporte eólico de partículas hacia zonas en las que condiciones hidrodinámicas facilitan su movilización durante los episodios de lluvia. Estas partículas provienen de emisiones atmosféricas industriales, obras, zonas abiertas y expuestas a la erosión, el tráfico de automóviles,... Una fracción son de naturaleza inorgánica no reactiva, por lo que sólo incrementan la turbidez y las cargas de sólidos movilizadas, sin embargo otras si que pueden interactuar elevando la demanda de oxígeno, incremento las cargas de nutrientes o de metales pesados, incrementando la toxicidad de los pesticidas,... Otras fuentes identificadas por el estudio de Sartor y Boyd fueron la vegetación, la escorrentía de zonas permeables, las deposiciones de pájaros y animales, etc.

Las fuentes de contaminación de la escorrentía urbana en función de su origen son las siguientes:

- Contaminación atmosférica.
- Contaminación presente en la superficie de la cuenca:
 - Residuos animales.
 - Basura y residuos.
 - Tráfico rodado.
 - Erosión de los pavimentos.
 - Desgaste de fachadas y la corrosión de cubiertas y tejados.
 - Actividades agrícolas y de jardinería.
 - Uso de sal para el deshielo de la nieve.
 - Superficies no protegidas.
 - Terrenos con obras.

Una de las fuentes de contaminación más importantes, como ha quedado patente es el tráfico rodado. El plomo y el zinc son los metales pesados más abundantes en la escorrentía urbana. Se ha demostrado que el zinc presente en los neumáticos de los vehículos es una significativa fuente de este metal en la escorrentía urbana. Otras fuentes menos importantes son el desgaste de frenos y las emisiones de los motores. El plomo se asocia principalmente a las emisiones de los vehículos y está fuertemente vinculado a las partículas finas. Otras fuentes de contaminación debidas al tráfico son el goteo y fugas de aceites y lubricantes, y del uso y deterioro de los vehículos pueden generarse también residuos de plástico y vidrio. Otros metales como el hierro, el bario o el cesio están asociados también a las partículas de desgaste de frenos. Hontoria, 1985 (4), indica que en zonas habituales de frenada, como un semáforo, la concentración de zinc es hasta 9 veces superior a lo normal.

Uno de los trabajos más trascendentes en el desarrollo del conocimiento fue el «*National Urban Runoff Program*» de la US-EPA (1978-1983). El NURP (5) abarcó 28 proyectos dentro de los Estados Unidos, en los cuales se recopilaron y procesaron estadísticamente datos de precipitación, uso de cuencas, caracterización de fuentes y de la escorrentía urbana. Las principales conclusiones relativas a la contaminación de las aguas de escorrentía urbana se exponen a continuación:

- La concentración media de sólidos en suspensión totales (en adelante SST) presente en un aguacero varía en un rango de 3 a 5 veces sobre la concentración media. Aparentemente, la variación en la concentración media entre lluvias puede ser significativa, pero no fuera de lo normal dentro de este tipo de sucesos aleatorios.
- Para constituyentes diferentes a los SST la variación sobre la concentración media es de 2 a 3 veces.
- Los metales pesados constituyen el principal de los contaminantes presentes en las aguas de escorrentía urbana. Los límites de contaminación aguda y crónica para agua dulce son sobrepasados habitualmente para el Cu (47% y 82%) y el Pb (23% y 94%). También el Zn y el Cd sobrepasan el límite crónico en 77% y 48% respectivamente, siendo éstos 120 mg/l para el Zn y 2,2 mg/l para el Cd.
- Los nutrientes (N y P) se suelen presentar en cantidades moderadas.
- Aunque algunas ciudades mostraron valores de la concentración media superiores o inferiores a los de la media nacional estadounidense, para uno o varios constituyentes, no se apreciaron correlaciones geográficas en el estudio.
- El tipo de uso del suelo no proporciona una base estadística suficiente para predecir diferencias en la concentración media.
- No se obtuvo correlación entre concentraciones medias y volúmenes de escorrentía, indicando que, en general, ambos factores son independientes.

3. ESTUDIO DE LA CONTAMINACIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA DE LA SUBCUENCA DE FONTIÑAS

3.1. Características de la subcuenca

La cuenca separativa estudiada ha sido la denominada «Fontiñas», perteneciente al sistema de saneamiento y drenaje de la ciudad de Santiago de Compostela. La ciudad de Santiago, capital de Galicia, cuenta con una población del orden de 100.000 habitantes. El sistema de saneamiento y drenaje de la ciudad posee dos vertientes bien diferenciadas, una que drena hacia el río Sarela y la otra al río Sar. El primero desemboca en el segundo aguas abajo del casco urbano de Santiago.

«Fontiñas» es una subcuenca urbanizada hace unos diez años, de tipo residencial y comercial, con un nivel de actividad bajo-medio. Siguiendo la tendencia que actualmente se desarrolla en los nuevos polígonos residenciales, la cuenca posee un sistema de saneamiento separativo. Así, las aguas de pluviales se vierten al río Sar, a la altura del Multiusos Fontes do Sar, situado en las cercanías de las Piscinas Municipales del Sar. La cuenca tiene una superficie aproximada de 55 ha, con un 70% edificado y el 30% restante destinado a zonas verdes en forma de parques y jardines. La población estimada es del orden de 10.000 habitantes, por tanto, la densidad de población es del orden de 225 hab/ha. Posee una pendiente media acusada, del orden del 6%, por lo se generan hidrogramas apuntados en la sección de control, con un tiempo de concentración alrededor de los 25 minutos (6).

En cuanto a la tipología de las principales superficies, los tejados son de teja común y las calles son de firmes bituminosos, además, existen bandas de césped en muchas de las calles. En las fotografías siguientes se puede observar la tipología de la cuenca.

3.2. Metodología

La metodología seguida para el estudio de la contaminación de la escorrentía de la subcuenca de Fontiñas ha sido la siguiente:

- a) Caracterización de campo:
 - a1) Establecimiento de una sección de control con medida en la misma de caudales (SIGMA950 área-velocidad) y parámetros de contaminación (pH, Cd, Turbidez, T^m) mediante sonda multiparamétrica en continuo (YSI 6920).
 - a2) Colocación de un tomamuestras automático (SIGMA 900) que se puede activar por alarma de nivel. 24 muestras posibles con intervalos diferentes de captura.
 - a3) Registro de precipitaciones en pluviómetro integrador propio.
- b) Trabajo de laboratorio y gabinete.
 - b1) Análisis de caudales y de precipitaciones registradas. Estudio de tendencias.
 - b2) Realización de determinaciones analíticas (pH, conductividad, turbidez, ST, SS y SD y sus fracciones fijas y volátiles, DBO₅, DQO, CT, CI, COT, NTK, amonio, Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg, totales y sus fracciones disueltas y particuladas).
 - b3) Caracterización granulométrica de sólidos en suspensión.

- b4) Parametrización de sucesos caracterizados (concentraciones medias de suceso, CMS, concentraciones máximas, masas movilizadas, flujos máxicos, curvas de movilización normalizada,...).
- b5) Tratamiento estadístico de valores muestrales y de parámetros de suceso.
- b6) Modelización con el SWMM de la subcuenca de saneamiento en caudales y en contaminación (calibración, validación).
- b7) Análisis de técnicas de gestión de la escorrentía urbana más apropiadas.

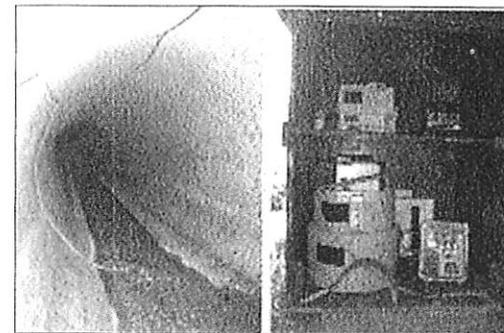


Figura 1. Sección de control «Fontiñas». Colector 1.500 mm de diámetro e instrumentación de medición de caudal y toma de muestras.

3.3. Resultados

A continuación se presentan los principales resultados obtenidos en la caracterización de la contaminación de las aguas de escorrentía referentes concentraciones medias y a concentraciones máximas.

Como ejemplo de la forma en que se llega a caracterizar un suceso de lluvia en la sección de control, es decir, en el punto de desagüe de la red separativa de Fontiñas, se presenta en la gráfica siguiente un hidrograma con su polutograma de sólidos en suspensión asociado.

Los puntos de la gráfica representan los valores de concentración de SS de las muestras tomadas mediante el sistema discreto (tomamuestras automático) y la línea gris continua representa el registro sólidos en suspensión, pero obtenido a partir de la turbidez medida con la sonda multiparamétrica (se obtuvieron correlaciones superiores al 90%). En negro se presenta el caudal circulante durante el suceso. Se puede observar cómo en el hidrograma hay tres puntas; en las dos primeras hay una movilización de sólidos muy importante, más fuerte en la segunda punta de caudal, mucho más energética y con disponibilidad de carga de contaminación en la superficie de la subcuenca de Fontiñas (las primeras aguas no habían agotado la contaminación disponible en la superficie). Sin embargo, la tercera punta de caudal, más intensa pero menor que la primera, apenas moviliza ya masa de sólidos, la superficie de la cuenca ha agotado la disponibilidad; la subcuenca de Fontiñas ha sido lavada ya en esos momentos.

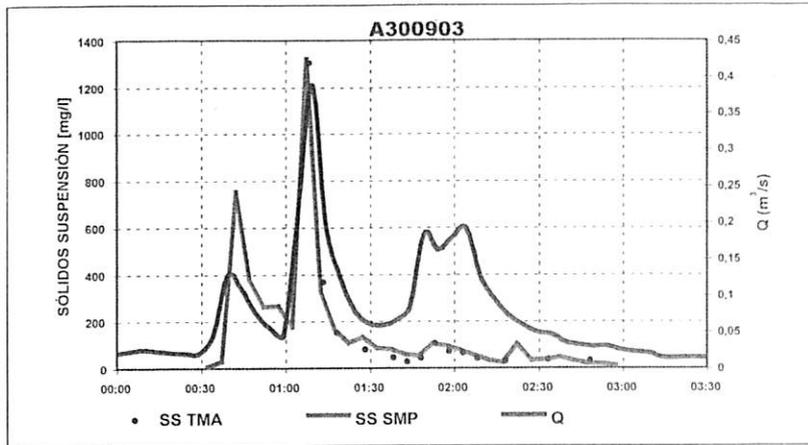


Figura 2. Polutograma de SST del suceso A300903.

A continuación se presentan dos tablas resumen con los valores máximos de los contaminantes analizados correspondientes a los catorce sucesos de lluvia muestreados en la cuenca de Fontiñas.

Tabla 1. Concentraciones máximas de los contaminantes en los sucesos muestreados.

Código de suceso	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	SDT (mg/l)	SDV (mg/l)	ST (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	COT (mg/l)	Turbidez (NTU)	Conduc. (s/cm)
C090299	392	—	290	—	628	—	—	8	—	—
C250399	656	—	334	—	990	295	—	22	365	210
C040599	634	—	254	—	864	—	—	36	270	320
C270699	1.060	—	198	—	1.128	—	—	6	175	250
C050899*	3.526	—	216	—	3.702	—	—	20	365	344
C191299	84	—	161	—	245	—	—	8	—	335
C010200	392	—	140	—	507	—	—	9	—	280
C100200	94	—	121	—	211	—	—	4	—	257
A170403	156	36	206	50	362	92	—	—	108	230
A260703*	656	140	552	130	1.208	187	80	—	590	226
A250803*	875	240	245	81	1.120	380	205	—	260	260
A280803*	316	68	300	43	474	111	—	—	124	160
A080903*	1.062	208	240	88	1.214	213	100	—	505	189
A300903*	1.307	210	851	86	1.456	208	65	—	755	178
Valor medio	801	150	293	80	1.008	212	113	14	352	249
Desviación estándar	872	84	192	31	873	100	63	11	211	59

* En estos sucesos se estaban realizando obras en la cuenca que pudieron afectar a la cantidad de contaminantes movilizados.

Tabla 2. Valores mínimo, medio y máximo de las concentraciones medias de suceso (CMS) de carbono y metales pesados (7)

Contaminante	CMS (10 sucesos de lluvia)			
	Mínimo	Medio	Máximo	Desviación standard S
Cinorg (mg/l)	3	5,48	9	4,8 (10)
Corg (mg/l)	2	6,9	21	5,3 (10)
COT (mg/l)	7,16	12,5	26,06	5,6 (10)
Al (mg/l)	3	8	21	5,9 (10)
Mn (mg/l)	109	299	752	208,0 (10)
Fe (mg/l)	4	12,9	40	11,1 (10)
Ni (mg/l)	13	24	46	10,9 (10)
Cu (mg/l)	35	79,2	159	50,7 (10)
Zn (mg/l)	136	225,1	442	102,8 (10)
Cd (mg/l)	0,29	0,4	0,6	0,1 (5)
Pb (mg/l)	12,9	57,5	280,5	80,9 (10)
Hg (mg/l)	0,4	0,65	0,9	0,4 (2)

() N.º de valores.

Uno de los análisis estadísticos que se ha realizado con los valores de concentraciones y con los parámetros de los sucesos ha sido el obtener las funciones de distribución de probabilidad. El ajuste de los valores se realiza por el método de máxima verosimilitud, y se utiliza como parámetro de bondad de ajuste el estadístico de Anderson-Darling, insesgado (adj.) respecto del número de puntos utilizados. Existe un mejor ajuste cuanto menor es el valor del estadístico. Un número inferior a 1.5 indica un ajuste con cierto nivel de significancia. Un número por encima de 2 es claramente un mal ajuste.

Se analizaron todos los registros y parámetros realizando un test con cuatro familias de funciones: la lognormal, muy referenciada en la bibliografía, la exponencial (también muy referenciada), normal (que cabe esperar que funcione bien en cuencas muy grandes, con muchos procesos superpuestos, como justifica el teorema del límite central), y la logística (menos referenciada). La función con la que se han obtenido ajustes significativos es la lognormal.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- (1) ELLIS, J. B. (1991). *Measures for control and treatment of urban runoff quality*, Rep. DT3PL/FV/JB, Agence de léau Seine-Normandie.
- (2) SUTHERLAND, R. C. y JELEN, S. L. (2003). «Stormwater quality modelling improvements needed for SWMM», capítulo 13, en *Practical Modeling of Urban Water Systems*, Mono 11, pp 253-289. CHI.
- (3) SARTOR, J. D. y BOYD, G. B. (1972). *Water pollution aspects of street surface contaminants*, Office of research and monitoring, US Environmental Protection Agency. NTIS, Washington DC, pp 236. ISBN: EPA-R2-72-081.
- (4) HONTORIA, E. J. (1985). *Evaluación de la contaminación por escorrentía superficial urbana*, Tesis doctoral, UPM Madrid.
- (5) US-EPA (1983). *Results of the Nationwide Urban Runoff Program*, vol. 1, Final Report, NTIS PB84-185552, Water Planning Division, Washington, DC.
- (6) CAGIAO, J. (2002). *Estudio del funcionamiento hidráulico y de la movilización de la contaminación durante sucesos de lluvia de una cuenca unitaria y una separativa en el noroeste de España*, Tesis doctoral. Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, UdC A Coruña.
- (7) SUÁREZ, J., PUERTAS, J., CAGIAO, J., BENEYTO, M. y DIAZ-FIERROS, F. (2002); «A quantitative análisis of the surface removal of pollutants in a separative urban catchment», International Conference on Diffuse Pollution. 30-septiembre a 4 de octubre de 2002. International Water Association (IWA), Netherlands Association on Water Management (NVA), AQUATECH 2002. Sección 4-2, 133-140.
- (8) MARSALIK, J. y SCHROETER, H. O. (1989). «Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from the Canadian Great Lakes Basin», *J. Water Poll. Res. Canada*, 23, pp. 360-378.
- (10) ELLIS, J. B. (1989). «Urban Discharges and Receiving Water Quality Impacts», *Adv. Wat. Poll. Control*, 7, Pergamon Press, Oxford.
- (11) NOVOTNY, V. y OLEM, H. (1994). *Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution*, Van Nostrand Reinhold. ISBN 0-442-00559-8.
- (12) METCALF & EDDY (1991). *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, Reuse*, tercera edición, McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series. ISBN 0-07-100824-1.

Se agradece la colaboración prestada a: AQUAGEST GALICIA, S. A., Concello de Santiago de Compostela, CICYT HID98-0286, CICYT HID99-0310 y los Servicio General de Apoyo a la Investigación (SXAIN) de la UdC.

La estimación de caudales ecológicos mediante una aproximación metodológica integradora

HUGO LUCAS*, JOSÉ A. JUANES*, CÉSAR ÁLVAREZ*, ANDRÉS GARCÍA*, ARACELI PUENTE*, JOSÉ A. REVILLA*, INARI URRIZALKI**, JAVIER CASTIELLA***, CÉSAR PÉREZ*** Y BEGOÑA MONTON***

* Grupo de Emisarios Submarinos e Hidráulica Ambiental, Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Universidad de Cantabria.

** EKOLUR, Asesoría Ambiental, S. L. L.

*** Departamento de Medio Ambiente,

Ordenación del Territorio y Vivienda del Gobierno de Navarra.

RESUMEN

La entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) supone una modificación conceptual significativa en la gestión de la calidad de los sistemas acuáticos, cuya expresión última se plasmará en los Planes Hidrológicos que cada Demarcación Hidrográfica desarrolle a medio plazo. La definición de los regímenes de caudales ecológicos de los sistemas fluviales representa uno de los aspectos que deberán ser contemplados en dichos Planes; sin embargo, actualmente no existe una uniformidad de criterios técnicos sobre la idoneidad de las metodologías disponibles para el cálculo de dicho caudales, utilizándose aproximaciones de tipo hidráulico (Montana, perímetro mojado), hidrológico (QBM) o biológico (IFIM, BENHFOR), cuyos resultados se ven siempre sometidos a críticas sobre su validez y representatividad de la funcionalidad del conjunto del ecosistema. Por ello, cualquier procedimiento de estimación de caudales que se proponga debe tener en cuenta el nuevo concepto de «calidad ecológica» de las masas de agua continentales, en el que se integran las valoraciones de los diferentes componentes del medio. Como consecuencia de todo ello, en el presente trabajo se describe un procedimiento de estimación de regímenes de caudales que combina distintas técnicas de cálculo de caudales existentes. Los resultados de su aplicación a