

CONTAMINACION FLUVIAL OCASIONADA POR NUCLEOS URBANOS DE LA COMUNIDAD DE CASTILLA Y LEÓN.*

M. C. Fernández Aláez, E. Luis Calabulg y M. Fernández Aláez.
 Área de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de León.

RESUMEN

Por medio de un análisis de Componentes Principales se evalúa el impacto ecológico que sobre la calidad de las aguas de los ríos de la Comunidad de Castilla y León ocasionan los núcleos urbanos de más de 15.000 habitantes. El primer componente obtenido en el análisis establece una diferenciación de los ríos en base a su nivel de mineralización, mientras que el segundo controla el desplazamiento relativo de las tres muestras asociadas a cada núcleo de población condicionado por su grado de contaminación. A través de un análisis de regresión lineal múltiple se deduce la dependencia simultánea de la distancia química entre las dos primeras estaciones de muestreo con respecto al caudal y al número de habitantes.

INTRODUCCION

Cualquier modificación del agua capaz de producir un desplazamiento en la estructura o en la función del ecosistema debe ser contemplada como una degradación de la integridad ecológica (Cairns, 1978). En los cursos fluviales esta degradación ha alcanzado en nuestros días unos niveles alarmantes y ha venido desencadenada por el creciente desarrollo de las sociedades modernas y el movimiento de concentración de la población humana hacia las ciudades industriales. En este sentido, ha de suponerse que debe existir una correspondencia entre la magnitud del impacto ocasionado y el grado de concentración humana existente en los núcleos de población, de forma que será posible establecer una relación entre el nivel y el tipo de contaminación en el agua y las características del centro urbano, industrial, comercial, etc.

De acuerdo con estas ideas generales, se planteó como objetivo fundamental en este estudio el llevar a cabo una primera aproximación al análisis del deterioro de la calidad del agua en los ríos de la Comunidad de Castilla y León, por efecto de los núcleos urbanos con una población superior a 15.000 habitantes.

*Este trabajo ha sido subvencionado por la Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León.

AREA DE ESTUDIO Y METODOLOGIA

Existen en la Comunidad de Castilla y León 14 poblaciones con más de 15.000 habitantes y que además están situadas en las márgenes de un río. En la tabla 1 se recogen dichas poblaciones, así como el número de habitantes de cada una de ellas. Se especifican además los ríos que las atraviesan y el caudal medio de los mismos correspondiente al mes en que se efectuó el muestreo, y registrado en la estación de aforo más próxima a los puntos de recogida del agua.

Tabla 1.- Relación de las poblaciones seleccionadas y ríos que se encuentran afectados por ellas. Se incluyen datos demográficos y de caudal.

POBLACION	NºHABITANTES	RIO	CAUDAL(m ³ /s)
Aranda de Duero	28 242	Duero	5,02
Avila	44 618	Adaja	0,23
Béjar	17 151	Cuerpo de Hombre	1,36
Burgos	163 910	Ariazón	6,34
Ciudad Rodrigo	14 862	Agueda	-
León	137 414	Bernesga	1,05
Miranda de Ebro	36 667	Ebro	14,90
Palencia	76 707	Carrión	3,40
Ponferrada	58 544	Sil	0,01
Salamanca	166 615	Tormes	18,76
Segovia	55 496	Eresma	0,54
Soria	32 490	Duero	7,44
Valladolid	341 194	Pisuerga	11,50
Zamora	63 051	Duero	21,60

En cada caso se fijaron tres estaciones de muestreo distribuidas en torno a los núcleos de población. La primera de ellas se situó antes de la entrada en el río de los efluentes urbanos e industriales; la segunda, aguas abajo de las ciudades, con el fin de recoger el efecto sobre el río de las actividades desarrolladas en las mismas; y la tercera se separó de la anterior por una distancia variable, entre 6 y 10 km. Los 42 puntos seleccionados de esta forma se muestrearon durante el mes de Junio de 1987.

De forma inmediata se midieron la temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto y conductividad; y posteriormente en el laboratorio se analizaron los siguientes parámetros: cloruros, amoníaco, nitratos, sodio y potasio, utilizando electrodos selectivos; alcalinidad, sólidos en suspensión totales, sulfatos, fosfatos, nitritos, silicatos, demanda química de oxígeno, calcio y magnesio,

siguiendo básicamente las técnicas descritas en Standard Methods (1980), Margalef et al. (1976) y Rodier (1981).

La evaluación conjunta de los datos obtenidos en la fase experimental se llevó a cabo utilizando un análisis de Componentes Principales, integrado en el paquete de programas BMDP. Con objeto de estabilizar la varianza se realizó previamente una estandarización de los mismos, utilizando la transformación $\log(x+0,001)$ (Ibañez, 1971, Estrada, 1975, Flos, 1979)

RESULTADOS Y DISCUSION

Los tres primeros ejes que resultan del análisis de Componentes Principales explican el 68,82% de la varianza total, apareciendo fuertemente correlacionados en un mismo sentido con el componente I (35,04%) el calcio, la conductividad, sulfatos y alcalinidad. No existe, sin embargo, ninguna variable que defina el extremo negativo de este eje. Por el contrario, y con relación al segundo eje (22,46%), la posición de las variables pone de manifiesto una marcada polaridad, puesto que en el extremo positivo se sitúan los fosfatos, DQO y amoníaco, en clara oposición al oxígeno disuelto (fig. 1). El tercer componente (11,32%) expresa fundamentalmente la relación inversa que existe entre la temperatura del agua y la solubilidad del oxígeno. La oposición entre silicatos y oxígeno no tiene más significado que la coincidencia de aguas poco oxigenadas con una elevada concentración de silicatos.

La distribución de las variables en el plano correspondiente a los dos primeros componentes permite asociar el eje I a un gradiente de mineralización mientras que el II condiciona una ordenación de las muestras tomando como referencia su nivel de contaminación. Tal disposición de las variables lleva consigo una ordenación de las muestras en la que se pueden señalar como más significativos los siguientes aspectos: La mayor diferenciación entre los distintos ríos analizados se establece antes de que éstos se vean afectados por los núcleos de población y se realiza a lo largo del primer componente en función de su nivel de mineralización (fig. 1). Esto último está asociado en gran medida a la composición litológica del área drenada, de forma que los ríos Cuerpo de Hombre (Béjar), Eresma (Segovia) y Agueda (Ciudad Rodrigo), que transcurren por zonas predominantemente ácidas y silíceas se pueden calificar de escasamente mineralizados, en oposición al Duero a la altura de Zamora, o el Pisuerga en Valladolid, cuyas aguas presentan un elevado contenido en calcio y sulfatos.

Por regla general, el paso a través de las ciudades condiciona un aumento del contenido de sales en el agua, que resulta especialmente acentuado en el Cuerpo de Hombre y en el Eresma, y que incluso se puede mantener a pesar del distanciamiento del lugar de vertido. Sin embargo, el desplazamiento relativo

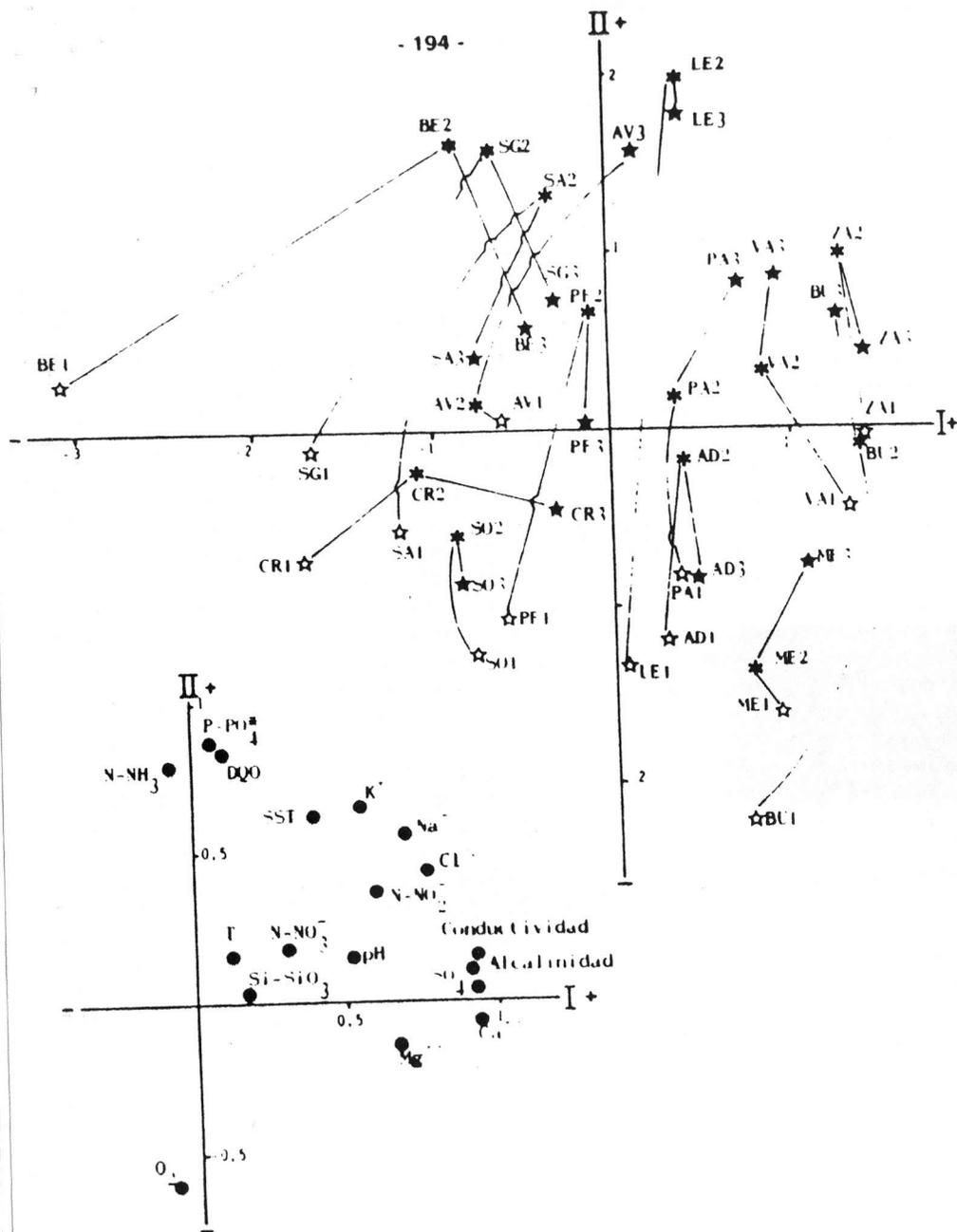


FIG. 1. Distribución de las variables (parte inferior) y de las muestras (parte superior) en el plano definido por los dos primeros componentes principales.

de las tres muestras asociadas a cada núcleo de población se encuentra controlado de forma más evidente por el segundo eje, correspondiendo en la mayoría de los casos el nivel más alto de contaminación a los puntos situados inmediatamente aguas abajo de las ciudades (fig 1). De entre éstos, el deterioro más importante en la calidad del agua se detectó en el Bernesga (León), Eresma (Segovia), Cuerpo de Hombre (Béjar), Tormes (Salamanca) y Adaja (Avila).

La importancia demográfica de estas ciudades no se corresponde, en la mayoría de los casos, con la acentuada contaminación de los ríos que las atraviesan, por lo que es preciso suponer que su posición con respecto al segundo componente es consecuencia fundamentalmente del escaso volumen de agua transportado por los ríos durante el periodo estival, que favorece un incremento en la concentración de nutrientes.

Al alejarse del núcleo de población se produce, en prácticamente todos los ríos, un retroceso hacia una situación más próxima a la de las muestras que no están afectadas por los centros urbanos. No se adaptan a este modelo aquellos casos en los que la posición de los puntos no coincide exactamente con el esquema establecido, debido a la dificultad de los accesos al río, a la existencia de industrias o embalses aguas abajo de la entrada de vertidos urbanos, o a la recogida de las muestras aguas abajo de la estación depuradora, como ocurre en Burgos y Palencia.

El distanciamiento químico entre el primero y segundo puntos de muestreo, deducido de la posición de dichas muestras con respecto al segundo componente, es bien distinto de unos ríos a otros, y es evidente que debe estar relacionado con dos factores: el número de habitantes de los núcleos de población y el caudal que transporta el río. En base a este supuesto, se planteó inicialmente el cálculo de la regresión simple lineal entre la primera variable dependiente, y cada una de las otras dos independientes: el caudal (x_1) y el número de habitantes (x_2).

Hay que tener en cuenta, sin embargo, que la separación geográfica entre las dos primeras estaciones de muestreo no es constante, por lo que se hace necesario estandarizar la distancia química entre ambas, expresada por la diferencia entre las coordenadas de las muestras con relación al eje II, dividiéndola por la correspondiente distancia geográfica ($y = dc/dx$). Este tratamiento se realizó únicamente con aquellas localidades en las que la posición del tercer punto con relación al componente II del análisis de componentes principales es indicativa de un retroceso en el nivel de contaminación.

Los modelos de regresión simple obtenidos en ambos casos explican una parte poco importante de las variaciones experimentadas por la distancia química estandarizada ($R^2_{y/x_1} = 0,1295$, $R^2_{y/x_2} = 0,3818$). Por este motivo, el paso siguiente ha sido la consideración conjunta de los dos factores men-

cionados, a través de un análisis de regresión lineal múltiple, del que resulta un modelo multilíneal de la forma $y = a_1x_1 + a_2x_2$. El modelo de predicción obtenido al considerar simultáneamente caudal y número de habitantes es el siguiente:

$$y = 0,171 - 6,529 \cdot 10^{-3}x_1 + 8,756 \cdot 10^{-7}x_2$$

y explica el 77,28% de los cambios químicos producidos en el agua bajo el efecto contaminante de los núcleos de población. El coeficiente de correlación es en este caso de 0,879 ($p,005$), experimentando, por tanto, un aumento significativo ($F = 8,605$; $F_{0,05;1,5} = 6,61$), lo que viene a demostrar la influencia conjunta del caudal y la presión demográfica sobre el deterioro de la calidad del agua en los ríos analizados.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Cairns Jr., J., 1978. The modification of inland waters. In: Wildlife and America. H.P. Brokaw, ed., 1978. Council on Environmental Quality, Washington D.C.
- [2] Estrada, M., 1975. Statistical considerations of some parameters in Spanish reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 1849-1859.
- [3] Fios, J., 1979. Interpretación de varios análisis de componentes principales aplicados a un conjunto de datos oceanográficos de una zona nerítica del Golfo de Vizcaya. *Inv. Pesq.*, 43: 611-635.
- [4] Ibañez, F., 1971. Effect des transformations des données dans l'analyse factorielle en écologie planctonique. *Cah. Océanogr.*, 23 (6): 545-561.
- [5] Margalef, R., Planas, D., Armengol, J., Vidal, A., Prat, N., Guiset, A., Toja, J. y Estrada, M., 1976. *Limnología de los embalses españoles*. Ministerio de Obras Públicas. Madrid, 422 pp.
- [6] Rodier, J., 1981. Análisis de las aguas. Aguas naturales. Residuales. Agua de mar. Ed. Omega. Barcelona, 1059 pp.
- [7] Standard Methods for the examination of water and wastewater, 1980. APHA AWWA-WPCF. Amer. Pub. Health Ass. 15th ed. Washington.