

VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO UROLA (GUIPUZKOA)

Eulalia Comas, Joan Armengol, Sergi Sabater, Francesc Sabater¹

RESUMEN: La aplicación de técnicas estadísticas multivariantes requiere disponer de bases de datos relativamente grandes y completas. Los estudios de seguimiento suelen acumular una cantidad importante de información sobre la cual se pueden aplicar estas técnicas, caracterizadas por su capacidad sintetizadora. El Urola alberga una red de estaciones de muestreo perteneciente a la Diputación Foral de Guipuzkoa (DFG) donde, desde 1977, se recoge información físico-química con regularidad. Este trabajo expone los resultados de la aplicación de un Análisis de Componentes Principales (ACP) sobre la matriz de datos recogidos por la DFG. Los dos primeros componentes explican más de la mitad de la varianza. El primer factor, FI, se identifica como una medida del nivel de contaminación orgánica y el segundo, FII, se relaciona con la ordenación espacial. El análisis de la variabilidad espacial de los valores de FI revela la existencia de un tramo fluvial profundamente contaminado, hecho que corrobora la necesidad, prevista por la DFG, de ubicar una EDAR. La metodología del ACP permite modelizar la respuesta del río en este tramo cuando funcione la depuradora. El estudio de la variabilidad temporal refleja diferencias interanuales e intraanuales, lo cual permite interpretar, en términos generales, la evolución del río en base a su grado de contaminación.

INTRODUCCIÓN

El río Urola es un ejemplo característico de río atlántico, sometido a influencias humanas desde hace muchos años. Su gestión supone un equilibrio entre la preservación de sus valores naturales —la fauna piscícola, entre otros— y la utilización de sus recursos. Ubicado en el Territorio Histórico de Gipuzkoa, nace en las estribaciones de la sierra de Aitzgorri y, tras un recorrido de unos 59 km, desemboca en el mar Cantábrico, cerca de la localidad de Zumaia. Se orienta en dirección Norte-Sur y drena una cuenca de 301 km², que en su tramo alto está en fase de captura por las dos cuencas adyacentes, la del río Deba y la del Oria. El Urola recibe las aguas de sus afluentes más importantes en su tramo medio, aunque muy cerca de la desembocadura se encuentra con la regata de Altzolaras, una de las más largas (Figura 1). La geomorfología del Urola presenta dos tramos muy diferenciados. El de cabecera, de 14 km y con una cuenca de drenaje de 51 km², presenta fuertes pendientes y valles muy encajonados en forma de "V". El segundo tramo, a unos 40 km de la cabecera, se caracteriza porque el río se abre, se suavizan las pendientes y se forman amplios meandros; en conjunto, el río adquiere una estructura menos lineal y más ramificada.



Figura 1. Cuenca de drenaje del río Urola, con indicación de los núcleos de población más importantes. La fragmentación en subcuencas y su numeración correspondiente responde a la ubicación de los 28 puntos de muestreo.

¹Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 645. email: eula@porthos.bio.ub.es , armengol@porthos.bio.ub.es , ssabater@porthos.bio.ub.es email: sabater@porthos.bio.ub.es

Artículo publicado en *Ingeniería del Agua*. Vol.5 Num. 4 (diciembre 1998), páginas 29-36. recibido el 17 de octubre de 1997 y aceptado para su publicación el 18 de noviembre de 1998. Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo. En el caso de ser aceptadas, las discusiones serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores en el primer número de la revista que aparezca una vez transcurrido el plazo indicado.

La cuenca alberga núcleos urbanos importantes, que en conjunto superan los 66.000 habitantes. Los municipios del tramo alto (Urretxu, Zumarraga y Lcgazpi) tienen más de 30.000 habitantes y una notable actividad industrial en el sector siderúrgico y papelerero. En el tramo medio se sitúan dos poblaciones (Azpeitia y Azkoitia) con importantes polígonos industriales. Por el contrario, los núcleos urbanos de la desembocadura son de menor entidad (Zumaia, Zcstoa y Aizarnazabal).

El esquema de abastecimiento y depuración del agua en la cuenca está casi completo. Cuenta con un embalse y una Estación de Tratamiento de Aguas Potables (ETAP) en la regata de Barrendiola, que suministran agua de consumo a los núcleos de tramo alto. El embalse de Ibai-Eder y su ETAP sirven a la mayor parte de municipios situados aguas abajo de Azkoitia, incluidos los costeros. En el tramo medio, aguas abajo de Azpeitia, hay una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) en explotación desde 1992 que trata los vertidos urbanos y parte de los industriales de Azkoitia y Azpeitia. En breve se le conectarán también los de Zestoa. En 1995, cuando empezó el estudio cuyos resultados se presentan a continuación, se estaba considerando la necesidad de instalar una EDAR en el Alto Urola, tal como preveía el Plan de Saneamiento del río Urola, de 1993.

La ocupación humana no solamente ha alterado las propiedades físico-químicas del río (Docampo, 1992) sino que también ha transformado profundamente su fisonomía natural. Aunque las avenidas han sido frecuentes a lo largo del tiempo, las vegas inundables del Urola han sido ocupadas desde tiempos históricos. Actualmente hay terrenos de cultivo, asentamientos urbanos e industriales, e infraestructuras varias: tendidos eléctricos, vías de comunicación, etc. Para evitar los destrozos que las avenidas ocasionan se ha intervenido duramente sobre el medio físico fluvial, alterando así su funcionalidad ecológica.

Los datos físico-químicos utilizados en este trabajo proceden de una red de 11 estaciones de muestreo perteneciente a la Diputación Foral de Gipuzkoa (DFG).

OBJETIVOS

La acumulación de información es un hecho frecuente con el que se encuentran muchos sectores de la administración y, potencialmente, encierra respuestas útiles a las necesidades de gestión. El seguimiento de la calidad del agua en un río conduce a la acumulación de datos físico-químicos y biológicos que acaban constituyendo series temporales relativamente largas. El río Urola no es, en este sentido, una excepción. El objetivo de este trabajo consiste en hallar una estrategia objetiva capaz de sintetizar la información de que se dispone y poder, así, establecer criterios que contribuyan a gestionar la cuenca o a planificar las infraestructuras necesarias para el saneamiento del río.

Las series temporales, aparte del interés que despiertan por el hecho de cubrir periodos de tiempo relativamente largos, pueden ser tratadas estadísticamente mediante técnicas de análisis multivariante, entre las cuales las técnicas de ordenación se han perfilado como herramien-

tas muy capaces para sintetizar grandes cantidades de datos. El motivo hay que buscarlo en la gran capacidad que tienen estas técnicas analíticas para sintetizar la información de manera sencilla y objetiva (Gauch, 1982; Manly, 1995), toda vez que reducen la redundancia y el ruido estadístico (Jongman, 1995).

Este trabajo pone de relieve la utilidad de la aplicación de una técnica de análisis multivariante de ordenación —el Análisis de Componentes Principales— para tratar la información recogida a lo largo de 17 años. Esta herramienta permite describir los principales mecanismos subyacentes que gobiernan el funcionamiento global del río. La interpretación ecológica que sigue a este análisis permite elucidar los procesos clave que tienen lugar en el río y que pueden dar cuenta de los cambios que éste experimenta, tanto a escala espacial como temporal.

MATERIAL Y MÉTODOS

La base de datos físico-químicos está constituida por la información recogida en diez puntos de muestreo repartidos a lo largo del eje fluvial principal y en uno del afluente principal, el Ibai-Eder. Aunque el período para el cual se dispone de información es la etapa 1977-1994, se han usado preferentemente los datos de 1986-1994, al ser éste el período más completo. Las estaciones de muestreo son las representadas en la *Figura 1*. Además de esta información, se ha podido disponer de datos adicionales obtenidos en dos campañas recientes (septiembre de 1995 y mayo de 1996).

El tratamiento estadístico de los datos se basa en la aplicación de un método de análisis multivariante de ordenación: el Análisis de Componentes Principales (ACP). Para aplicarlo, es deseable, aunque no indispensable, que la matriz de cálculo sea completa. Para ello, en muchos casos se ha recurrido a métodos de interpolación tra-

Variables seleccionadas para el ACP		
conductividad (condj sólidos en suspensión (SS) nitrito (NO ₂) DBO	turbidez (turb) temperatura (T°) amonio (NH ₄) DQO	pH oxígeno disuelto (O ₂) fósforo disuelto (Pdis) Fe total y Zn total
Estaciones de muestreo		Período
1		1986-94
5		1989, 1992-94
7		1986-1994
8		1989
9		1986-1994
11		1989-1994
13		1986-1994
14		1990-94
15		1987-1994
17		1990-1994
24		1990-1994

Tabla 1. Variables seleccionadas para el Análisis de Componentes Principales y estaciones de muestreo, con los periodos correspondientes para los cuales se dispone de datos

	Cond. μS/cm	Turb. UNF	pH	S.S. mg/l	T ^a °C	O ₂ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	P dis mg/l	DBO mg/l	DQO mg/l	Fe mg/l	Zn mg/l
Media	342.3	18.47	7.93	31.72	13.44	9.69	2.32	4.30	0.85	9.44	42.54	0.763	0.060
Mediana	322.9	9.00	7.95	11.32	12.94	10.18	0.48	4.10	0.52	3.41	21.38	0.390	0.030
Desv. est.	112.9	29.12	0.36	59.59	4.28	2.14	3.93	3.01	1.08	21.01	71.61	1.154	0.081
Varianza	12765	847.9	0.13	3551	18.29	4.59	15.45	9.08	1.18	441.3	5127	1.332	0.006
Mínimo	146.0	0.44	6.15	1.50	5.36	1.76	0.00	0.00	0.01	0.98	2.76	0.040	0.000
Máximo	804.6	386.9	9.58	622.2	25.18	13.68	39.65	31.41	11.37	356.6	692.2	12.35	0.760
n	799	799	799	799	799	799	799	799	799	799	799	799	799

Tabla 2. Descriptores estadísticos básicos de las trece variables seleccionadas para el análisis de componentes principales. Los 799 casos corresponden a 11 estaciones diferentes

pezoidal que dan continuidad a las series de datos. Los datos originales tienen una periodicidad media mensual, aunque hay una cierta variabilidad. La matriz de cálculo definitiva (799 casos) la conforman los valores medios mensuales de 13 variables en 11 estaciones de muestreo a lo largo del periodo 1986-1994 (Tabla 1). La Tabla 2 contiene los descriptores estadísticos básicos de las 13 variables objeto de estudio.

El ACP se ha aplicado mediante el programa estadístico SPSS V.2 (Norusis, 1988). Como medida de asociación se ha utilizado la matriz de correlaciones. Los datos no se han normalizado previamente al análisis. La tendencia a utilizar la transformación logarítmica como herramienta para reducir la varianza total de los datos, aunque puede ser justificada en ocasiones (Legéndre & Legéndre, 1979), no siempre normaliza los datos. La normalización de los datos suele ser un requisito estadístico básico, pero a veces no conlleva mejoras en los resultados y en cambio dificulta la interpretación ecológica de los datos.

El resultado del ACP consiste en la elaboración de un número variable de factores —o componentes— que son combinación lineal de las variables originales. El primer factor que se obtiene es el que explica un mayor porcentaje de varianza. Normalmente, es suficiente con extraer los tres primeros factores para dar cuenta de la varianza acumulada en los datos. El análisis proporciona, además de los coeficientes de combinación lineal, los coeficientes de correlación de cada variable con los factores o componentes extraídos.

RESULTADOS: CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DEL RÍO

Una primera observación de los valores recogidos en la Tabla 2 refleja que los valores medios de las 13 variables analizadas no difieren esencialmente de los correspondientes a otros ríos de la zona (Docampo, 1992). Los valores de conductividad, de sólidos en suspensión y de DQO muestran una varianza considerable, lo cual refleja que se trata de variables cuyos valores oscilan mucho a lo largo de todo el recorrido fluvial y también a lo largo del tiempo.

Los dos primeros factores resultantes del ACP realizado sobre las 13 variables físico-químicas seleccionadas explican, conjuntamente, un 53.1 % de la varianza (Tabla 3). Se trata de una proporción relativamente alta que

justifica la selección de estos dos primeros factores como elementos de síntesis para la interpretación de los principales procesos que controlan la dinámica espacio-temporal del río. Esta interpretación se hace en base a las correlaciones que exhiben las variables con ambos factores FI y FII. Las coordenadas de cada variable en el espacio factorial (Figura 2) corresponden a los coeficientes de correlación de cada una de ellas con los factores FI y FII.

	FI (a)	FI (b)	FII (a)	FII (b)
Amonio	0.161	0.737	-0.062	-0.144
Conductividad	0.138	0.634	-0.221	-0.513
DBO	0.147	0.674	0.071	0.165
DQO	0.173	0.792	0.07	0.163
Hierro	0.139	0.635	0.156	0.361
Nitrato	-0.067	-0.305	-0.068	-0.157
O ₂ disuelto	-0.145	-0.664	0.229	0.531
Ortofosfato	0.137	0.629	-0.146	-0.338
pH	-0.134	-0.611	0.049	0.113
Sólidos en susp.	0.107	0.490	0.268	0.622
Temperatura	0.072	0.332	-0.299	-0.693
Turbidez	0.085	0.391	0.272	0.632
Zn	0.128	0.584	0.168	0.389
% de la varianza explicado por cada eje	35.2		17.9	
% de la varianza explicada acumulada	35.2		53.1	

Tabla 3. Matriz de coeficientes (a) y de correlaciones (b). Los factores FI y FII son combinación lineal de las distintas variables; los coeficientes (a) corresponden al valor con que cada variable contribuye a la determinación de ambos. Se han resaltado las correlaciones (b) superiores a 0.5.

Un tercio de la variabilidad total de los datos de partida se explica mediante el primer factor (FI) que muestra correlaciones elevadas con la mayoría de las variables de estudio. Negativamente, se correlaciona bien con la concentración de oxígeno y con el pH, y, en menor grado, con la abundancia de nitrato. Positivamente, se correlaciona con la DBO₅ y con la DQO —indicadoras de materia orgánica—, con la presencia de NH₄⁺, de fósforo disuelto y de elementos metálicos (Fe y Zn); las va-

riables físicas de conductividad, sólidos en suspensión, turbidez y temperatura muestran una correlación más débil con este primer factor. La correlación opuesta de las variables indicadoras de la presencia de materia orgánica respecto a la concentración de oxígeno disuelto simplifica la interpretación del primer factor. La presencia de materia orgánica, de nitrógeno amoniacal, de fósforo disuelto y de elementos metálicos indican la existencia de vertidos de aguas residuales -consumidoras de oxígeno. La contaminación orgánica se perfila como el proceso más destacable asociado al factor FI. El hecho de que FI —asimilable ahora a contaminación— acumule un tercio de la varianza total de los datos iniciales indica que es el proceso que mejor explica la variabilidad observada, tanto a lo largo del recorrido fluvial como en el tiempo. Todo esto pone de manifiesto que la contaminación es, sin duda, el proceso que más afecta a la dinámica espacio-temporal del río.

El segundo factor (FII) explica el 17.9 % de la varianza total de los datos iniciales. Las correlaciones entre FII y las variables estudiadas son, en general, menores ya que sólo en cinco casos el coeficiente es superior a 0.5. La concentración de oxígeno, la turbidez y los sólidos en suspensión muestran correlaciones positivas mientras que la temperatura y la conductividad se correlacionan con FII negativamente. Las aguas oxigenadas y con elevada cantidad de sólidos en suspensión —típicas de tramos de cabecera— serían las caracterizadas por valores positivos del factor FII; en cambio, las aguas menos oxigenadas y más cálidas —características de tramos bajos— tomarían valores negativos para FII. Por este motivo se considera que FII se asocia a procesos que tienen que ver con la organización espacial del río.

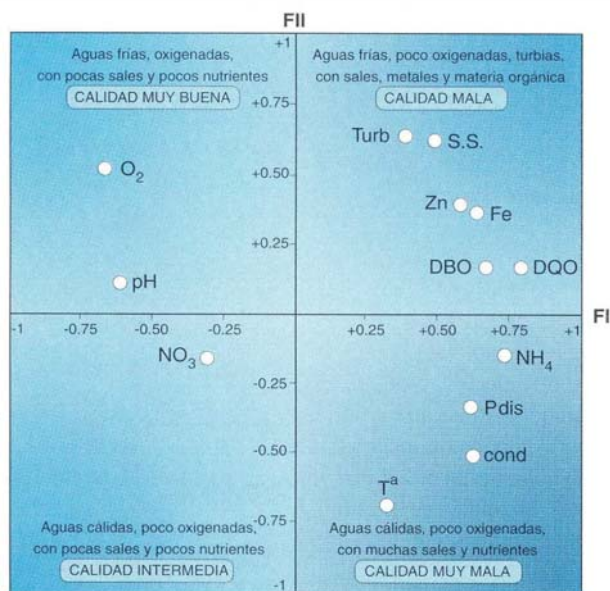


Figura 2. Correlación de las 13 variables analizadas con los factores FI y FII obtenidos en el ACP. El eje FI se correlaciona positivamente con variables indicadoras de contaminación, mientras que FII refleja una ordenación espacial, con condiciones típicas de cabecera en la parte positiva y de desembocadura en la negativa.

Considerando la interpretación que se ha hecho de ambos factores, se puede asumir que los cuatro cuadrantes del espacio definido por ellos reflejan situaciones extremas en las que se puede encontrar el río, desde el punto de vista de la calidad (Figura 2):

❑ *Cuadrante superior izquierdo.*

En él se sitúan los tramos de aguas frías, oxigenadas, con pocas sales disueltas, pocos nutrientes y con sólidos en suspensión (en este caso, originados por materiales inertes procedentes de la erosión en la cabecera del río). Las condiciones físico-químicas son típicas de un agua de muy buena calidad.

❑ *Cuadrante superior derecho.*

Reúne aguas frías pero poco oxigenadas, turbias, con sales disueltas, con metales y con presencia de materia orgánica (tanto disuelta como particulada) y de sólidos en suspensión. La calidad físico-química es mala.

❑ *Cuadrante inferior derecho.*

Agrupar aguas cálidas ricas en materia orgánica y en nutrientes en forma reducida (NH_4^+). Se trata de un agua de muy baja calidad.

❑ *Cuadrante inferior izquierdo.*

Las aguas que se sitúan en él son cálidas y oxigenadas pero con pocas sales en disolución y pocos nutrientes (si los hay están en forma oxidada). Desde el punto de vista físico-químico es un agua de calidad intermedia.

El Análisis de Componentes Principales asigna a cada caso estudiado un valor para las nuevas variables FI y FII, que ahora se pueden utilizar como descriptores de los procesos más importantes que tienen lugar en el río, y que son la base de este tipo de aproximaciones estadísticas. Según este concepto, el plano factorial, definido por FI y FII, puede ser utilizado para representar los valores que toman las nuevas variables para cada muestreo individual, o bien se pueden agrupar y representar según cualquier combinación temporal o espacial. De este modo se puede obtener una ordenación del Urola por estaciones de muestreo (Figura 3), o bien por años, calculando los valores medios de FI y FII para todo el río y para cada año estudiado (Figura 4). De igual manera se pueden agrupar por meses, obteniendo una representación del ciclo anual (Figura 5). La agrupación por estaciones (Figura 3) proporciona una imagen espacial del río definido por los procesos que se han asociado a cada factor.

Variabilidad espacial

La agrupación de los casos en estaciones y la representación de los valores medios de cada estación de muestreo en el espacio factorial (Figura 3) da una imagen global del río en un plano definido por dos ejes relacionados con la contaminación y con la distribución geográfica respectivamente, a la vez que simplifica las variaciones temporales. La línea que une los puntos refleja el recorrido fluvial (desde la estación 17, de cabecera, a la 1, en la desembocadura). Esta agrupación espacial de los casos proviene del promedio —calculado para cada una de las estaciones de muestreo— de todos los scores de una

misma estación correspondientes al periodo 1977-1994.

Esta imagen del río en el espacio factorial concuerda con las teorías ecológicas vigentes, que no ven el río como una sucesión discreta de tramos susceptibles de ser clasificados, sino como un continuo en el que el agua y la intensidad de los procesos físicos, químicos y biológicos son los que determinan la evolución del río como sistema (Vanotte *et al.*, 1980).

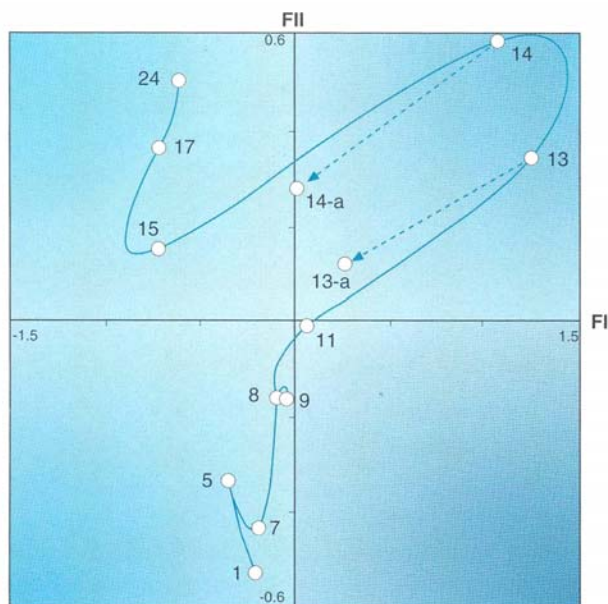


Figura 3. Ubicación de las 11 estaciones de muestreo en el plano definido por las variables FI y FII, obtenidas mediante análisis de componentes principales. Las coordenadas son los valores FI y FII medios de cada estación para el periodo 1977-1994. La línea intermitente indica el desplazamiento hipotético de las estaciones 13 y 14 para el caso de que entre en funcionamiento la EDAR del Alto Urola. Los puntos 13-a y 14-a reflejan la reubicación de ambas estaciones bajo este supuesto (ver texto).

El factor FII es perfectamente asimilable a la disposición geográfica de los puntos de muestreo, puesto que los ordena en sentido cabecera-desembocadura. Dentro de este esquema, las estaciones 7 y 5 parecen no mantener esta ordenación: según la representación gráfica, la estación 7 tiene más rasgos de desembocadura que la 5. Esta alteración se atribuye al hecho de que precisamente en la estación 7 se reciben las aguas del afluente más importante del Urola (el Ibai-Eder), y ello introduce un efecto distorsionador en la ordenación. El factor FI separa claramente los puntos de muestreo 13 y 14 del resto. Asumiendo que este factor está asociado a la contaminación del agua, se pueden caracterizar tres tramos de río al proyectar los valores de las distintas estaciones sobre el factor FI: en la parte más negativa —esto es, menos contaminada—, están las estaciones de cabecera del Urola (15 y 17) y del Ibai-Eder (24); también con poca contaminación se encuentra el tramo medio y de desembocadura —estaciones de 1 a 11—; el tramo comprendido entre las poblaciones de Legazpi y Urretxu-Zumarraga está, en comparación, profundamente contaminado.

Atendiendo a las cuatro situaciones descritas con anterioridad, y desde el punto de vista de la variabilidad espacial, se desprende la siguiente tipificación de los tramos fluviales:

- Las estaciones de cabecera del Urola (15 y 17) y del Ibai-Eder (24) tienen un agua de muy buena calidad, aunque con valores de turbidez elevados debidos, probablemente, a los procesos erosivos característicos de estas zonas y a episodios de obras durante los años de estudio -obras de captación en cabecera y construcción del embalse de Ibai-Eder.
- El tramo comprendido entre Legazpi y Urrtezu (estaciones 13 y 14) se ubica en el cuadrante que alberga casos de elevada contaminación, debida, probablemente, a los vertidos sin tratar de estas localidades.
- En el cuadrante inferior izquierdo se sitúan aquellos tramos cuya calidad de agua es intermedia. En esta situación se encuentra, globalmente, el tramo bajo y medio del Urola y es el resultado de un proceso de autodepuración del río en un tramo en el que no se producen vertidos importantes y en el que la elevada pendiente y la velocidad del agua facilitan la entrada de oxígeno atmosférico.

Variabilidad temporal

La variabilidad temporal se puede analizar a escalas diferentes, en función de cómo se decida agrupar los casos. Una primera aproximación es la agrupación por años, que permite observar las variaciones interanuales (Figura 4). Por el contrario, la agrupación de los casos por meses ofrece una visión de la dinámica estacional, es decir, del ciclo anual (Figura 5). En ambos casos, se pierde información acerca de la variabilidad espacial pero, en cambio, todo el río se reduce a un único punto del espacio factorial y se obtiene una visión global del estado del río a distintas escalas temporales.

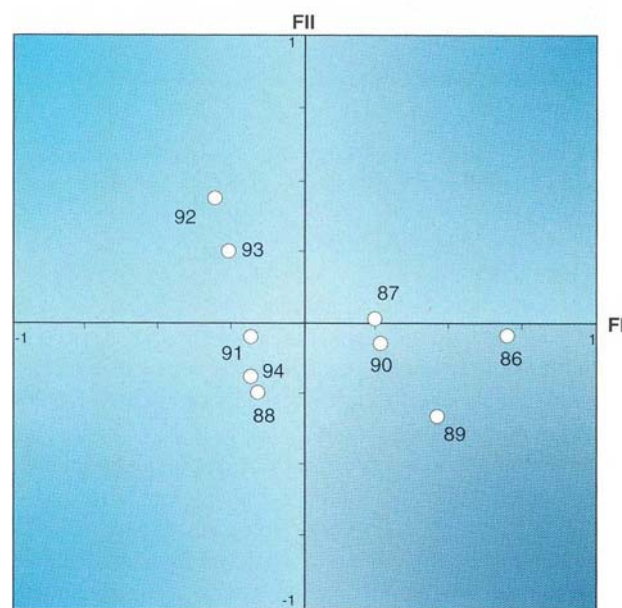


Figura 4. Representación de los valores medios anuales de FI y FII agrupados por años naturales y promediados. Tan sólo se representan los años 1986-1994, por ser los que presentan una mayor regularidad en el muestreo

El análisis interanual permite establecer tres tipos de años característicos (Figura 4):

1. 1986, 1987, 1989 y 1990 son los años en los cuales el río estaba globalmente más contaminado. Fueron años, en general, poco lluviosos, siendo 1989 el año en que se registró el mínimo de pluviosidad del periodo (según datos de la DFG). Además, durante este período no existía ningún tipo de depuración de aguas residuales, y coincide con un período de gran actividad industrial en el tramo medio del Urola.
2. 1988, 1991 y 1994 son años intermedios en cuanto al grado de contaminación y también de pluviosidad. En 1992 entró en funcionamiento la EDAR de Baiolegi (tramo medio), que justificaría la mejora experimentada en 1994.
3. 1992 y 1993 son los años en los que el río mostró un menor grado de contaminación. Ambos años fueron especialmente lluviosos y, además, desde 1992 operaba la EDAR del tramo medio.

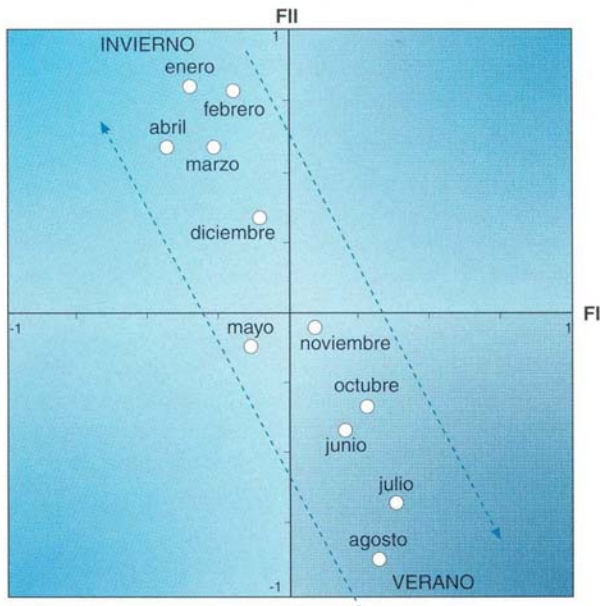


Figura 5. Representación de los valores medios mensuales de FI y FII para el período 1977-1994. La ordenación de los meses es una expresión gráfica del ciclo anual medio del río Urola, indicado por las flechas.

La representación de los valores medios de las variables FI y FII correspondientes a los doce meses del año (Figura 5) permite efectuar una interpretación del ciclo anual del Urola en función de los procesos más importantes que tienen lugar en él. En la zona atlántica, los meses de verano son los más calurosos y, generalmente, también los más secos. Ambas razones explican la ubicación de los meses del período junio-septiembre en la parte más positiva del eje FI —mayor contaminación— y en la negativa de FII —temperaturas y conductividad elevadas—: son meses en los cuales el río se halla más contaminado y, por esto mismo, todo él adquiere unas características similares a las que se dan en la desembocadura. Los meses fríos y lluviosos —de enero a abril—

se ubican en la parte más negativa del eje FI —con poca contaminación y con concentraciones de oxígeno elevadas— y en el extremo positivo de FII —aguas frías, con sólidos en suspensión, revueltas— características de tramos de cabecera. Los meses intermedios se ubican en la parte central del espacio factorial, puesto que no suelen asociarse a situaciones tan extremas como las comentadas.

Modelización

Un aspecto interesante del ACP es la construcción misma de los factores. Éstos, son variables resultantes de un proceso de combinación lineal de las variables iniciales. Atendiendo a los resultados obtenidos en este análisis (Tabla 3), los factores FI y FII corresponden a las siguientes ecuaciones:

$$FI = 0.1731 DQO + 0.16112 [NH_4^+] + 0.14746 DBO + 0.13885 [Fe] + 0.13845 cond + 0.13737 [PO_4^{3-}] + 0.12750 [Zn] - 0.14512 [O_2] - 0.13349 pH + \epsilon$$

$$FII = 0.27238 turb + 0.10698 S.S. + 0.22920 [O_2] - 0.29845 T^a - 0.22114 cond + \epsilon$$

Ambas ecuaciones pueden ser utilizadas como modelo para predecir los cambios esperables en el río cuando los valores de algunas de las variables estudiadas cambien. Tal capacidad ha sido usada para predecir las variaciones que el río Urola experimentará una vez que entre en funcionamiento la EDAR del Alto Urola. Esta estación depuradora tratará los vertidos causantes de los elevados niveles de contaminación que en la actualidad se observan en el tramo Legazpi-Urretxu (estaciones 13 y 14). Asumiendo una capacidad de tratamiento tal que reduzca la DBO₅ en un 90%, los sólidos en suspensión en un 94% y la concentración de amonio en un 95% —son los parámetros de diseño de la estación—, se han recalculado los valores de FI y de FII para las estaciones 13 y 14 (Figura 3). La reubicación de las dos estaciones consiste en un desplazamiento a lo largo del eje de contaminación, FI, lo cual es sinónimo de una mejora en la calidad del agua en ambos puntos.

Variabilidad espacio-temporal: aplicabilidad del modelo

Durante los meses de septiembre de 1995 y marzo de 1996 se llevaron a cabo dos campañas intensivas a lo largo del río, aprovechando la singularidad de las condiciones climatológicas extremas predominantes. Septiembre de 1995, y en general todo el verano, se caracterizó por ser un mes muy seco, mientras que en marzo de 1996 se registraron lluvias importantes. Utilizando las ecuaciones que definen los factores FI y FII (Ecuaciones 1 y 2), se han calculado los valores de FI y FII de cada estación en los dos momentos de muestreo. Así como en los apartados anteriores se analiza la variabilidad espacial y la temporal por separado, en este caso se estudian de manera conjunta y se compara el estado del río en ambos meses en relación al estado global resultante del período 1977-1994.

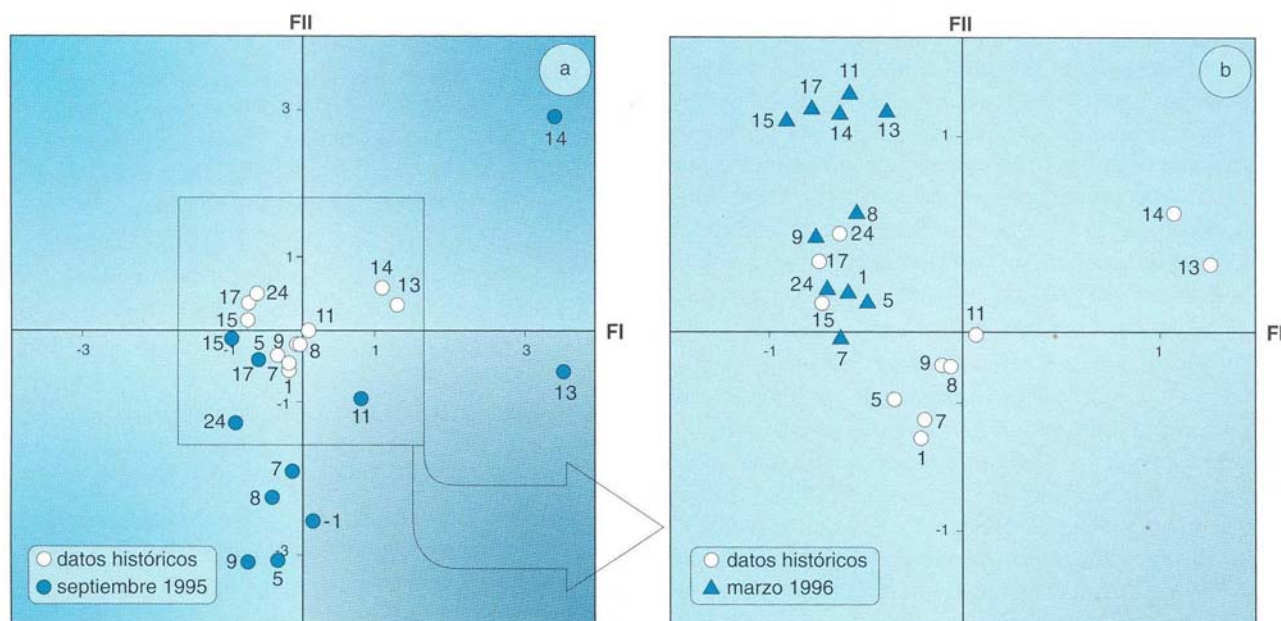


Figura 6. Representación de la disposición de las distintas estaciones de muestreo en el plano definido por las variables FI y FII, para situaciones diferentes. En ambos casos se representa la ubicación de las estaciones según del ACP de los datos históricos. En (A) se añade la representación de las estaciones según los datos obtenidos en septiembre de 1995. En (B) se superponen los datos correspondientes a la campaña de marzo de 1996.

La representación del recorrido fluvial en septiembre de 1995 y en marzo de 1996 difiere en dos aspectos básicos (Figura 6). Por un lado, en septiembre, los valores de FI y FII para las estaciones muestreadas ocupan los dos cuadrantes inferiores y el superior derecho, mientras que los de marzo quedan agrupados en el cuadrante superior izquierdo. Por el otro, la representación comparativa con el recorrido fluvial global para el período 1977-1994 evidencia que, en septiembre, el Urola ocupa un área del espacio factorial mucho mayor. En otras palabras, está expandido respecto al modelo histórico (Figura 3). Por el contrario, los valores correspondientes al mes de marzo se aproximan entre sí y ocupan un espacio más reducido. Si se consideran las condiciones de caudal de cada muestreo se puede concluir que la imagen del río basada en la composición química del agua es variable. De forma general, se puede decir que, cuando el caudal es elevado, la composición química del agua es parecida entre distintas estaciones y ello hace que se aproximen en el espacio factorial; mientras que, cuando el caudal es bajo, los aportes propios de cada tramo hacen que la composición química del agua sea muy variable y que las estaciones se separen en el plano factorial, con lo que el río ocupa una superficie mayor (Sabater et al., 1990; Stanley et al., 1997).

CONCLUSIONES

La aplicación del Análisis de Componentes Principales ha permitido resumir —de manera objetiva— y facilitar la interpretación de una importante cantidad de información sobre la composición química del agua, recogida por la Diputación Foral de Gipuzkoa desde 1977. Los dos primeros factores extraídos por el ACP

explican un 53.1 % de la varianza. Se puede establecer, pues, que si en lugar de trabajar con las 13 variables originales se estudian 2 nuevas variables que son combinación lineal de ellas —los factores—, se está en disposición de dar cuenta de más de la mitad de la varianza acumulada en los datos, lo que simplifica la interpretación de los procesos predominantes en el río. El primer factor (FI) se asocia a la contaminación orgánica del agua, dada su elevada correlación con variables indicadoras de contaminación orgánica (DQO, DBO, amonio, fósforo disuelto). El segundo (FII) refleja la ordenación espacial característica de cabecera-desembocadura.

La extracción de dos únicos factores y el significado que se les atribuye facilitan el estudio de la variabilidad temporal y espacial del ecosistema fluvial. Al analizar la variabilidad temporal, la variabilidad espacial se anula, puesto que se promedian los valores de todo el recorrido fluvial para cada año o para cada mes y, lógicamente, el factor FII —relativo a la posición geográfica de los puntos— deja de tener sentido. El análisis temporal distingue entre años muy contaminados (1986, 1987, 1989 y 1990), años intermedios (1988, 1991 y 1994) y años con niveles globales de contaminación muy bajos (1992 y 1993). En el análisis de la variabilidad temporal el factor FI es el más discriminante: refleja que las condiciones de lluvias abundantes se asocian a aguas oxigenadas, con sólidos en suspensión y con niveles bajos de contaminación, esto último debido, esencialmente, al efecto diluyente de la lluvia. Las situaciones de sequía provocan que todo el río se asemeje más a condiciones características de desembocadura: poco oxígeno, contaminación elevada, conductividad alta. La variabilidad espacial se aso-

cia, en cambio, al factor FII, que ordena las estaciones según su posición geográfica, lo cual permite distinguir claramente entre los tramos altos, bajos y medios. Sin embargo, ambas variaciones no son independientes (Sabater et al, 1991): la presencia de vertidos suele conllevar discontinuidades espaciales (Petts, 1984; Ward & Stanford, 1983). Por esto, las estaciones del tramo Urretxu-Legazpi, pese a diferenciarse por su grado de contaminación (FI), experimentan también un desplazamiento en el eje de ordenación espacial (FII).

La posibilidad de llevar a cabo dos campañas intensivas en dos épocas del año esencialmente diferentes en cuanto a la climatología ha permitido estudiar, de manera conjunta, la variabilidad temporal y espacial. Temporal, en el sentido de que se analizan dos épocas diferentes y espacial, porque se calculan los scores de las distintas estaciones de muestreo repartidas a lo largo del eje fluvial. Algunos autores (Sabater *et al*, 1991) sugieren que la variación temporal y la espacial no son independientes, aunque los factores FI y FII sean ortogonales. En el caso del Urola, hay, efectivamente una variación espacio-temporal conjunta, o dependiente. Las condiciones de sequía favorecen la expansión del recorrido fluvial en el espacio factorial FI-FII, lo cual indica una heterogeneidad importante desde el punto de vista espacial: se distinguen los tramos más contaminados de los que lo están en menor grado y se acentúan las diferencias cabecera-desembocadura. Las condiciones de pluviosidad elevada, en cambio, reúnen todos los scores de las estaciones en un único cuadrante, lo cual significa que se produce una homogeneización de todo el río: el efecto de lavado de las lluvias se traduce en una pérdida de diferenciación espacial.

LISTA DE SÍMBOLOS

ACP	Análisis de Componentes Principales
DFG	Diputación Foral de Guipúzcoa
EDAR	Estación Depuradora de Aguas Residuales
FI	Componente Principal I, variable resultante del ACP que acumula la mayor parte de la varianza
FII	Componente Principal II, variable resultante del ACP que acumula la mayor parte de la varianza después de FI

REFERENCIAS

- Docampo Pérez, L.; García de Bikuña, B; Rallo, A.; Rico, E.; Sevillano, M. (1992) Caracterización hidro-biológica de la red fluvial de Álava y Guipuzkoa. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Bilbao. 511 pp.
- Gauch, H. (1982) Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press. Cambridge.
- Johnson, R. A.; Wichern, D.W. (1988) Applied multivariate Statistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.
- Jongman, R.H.G.; Ter Braak, C.F.J.; Van Tongeren, O.F.R. (1995) Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press.
- Légendre, P. (1979) Ecologie numerique I. Le traitement des donnés écologiques. Masson. Paris
- Manly, F.J. (1995) Multivariate statistical methods. A primer. Chapman and Hall.
- Norusis, M. (1988) SPSS/PC+Advanced statistics V2.0. SPSS inc.
- Petts, G.E. (1984) Impounded rivers. Wiley, Chichester.
- Sabater, F.; Armengol, J.; Sabater, S. (1991) Physico-chemical disturbances associated with spatial and temporal variation in a Mediterranean river. J. of N.Am. Benthol. Soc. 10(1)2-13
- Sabater, F.; Sabater, S.; Armengol, J. (1990). Chemical characteristics of a mediterranean river as influenced by land uses in the watershed. Water Resources 24 (2) 143-155
- Ward, J.V.; Stanford, J.A. (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. Pages 29-42. In D. Fontaine and S.M. Bartell (editors). Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.
- Stanley, E. H.; Fisher, S.G.; Grimm, N.B. (1997) Ecosystem expansion and contraction in streams. Bioscience 47 (7).
- Vanotte, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K.W. Sedell, J.R. and Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences 37. 130-137.