



universidad
de león



FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES

**LAS DIATOMEAS FLUVIALES REFLEJAN
MEJOR LAS CONDICIONES AMBIENTALES
PASADAS QUE LAS PRESENTES.**

**RIVER DIATOMS BETTER REFLECT THE
ENVIRONMENTAL CONDITIONS OF THE
PAST THAN THE PRESENT.**

Autora: Raquel Viso Rodríguez

Tutor: Saúl Blanco Lanza

GRADO EN BIOLOGÍA

Julio, 2022



Índice :

Introducción.....	1
Materiales y métodos	3
Área de estudio.....	3
Cálculo del WQI	7
Resultados	8
Discusión.....	12
Conclusiones	15
Referencias bibliográficas.....	15



Resumen

El tiempo que tarda una comunidad de diatomeas en integrar las variables abióticas del medio acuático que habitan ha sido objeto de discusión desde hace años y son diversas las opiniones que se pueden extraer de la literatura relacionada. Esto conlleva implicaciones en el diagnóstico de la calidad del agua mediante diatomeas, para lo cual se emplean diferentes índices diatomológicos. En este trabajo se utiliza uno de ellos (IPS) comparándolo con el Índice de Calidad del Agua (WQI), obtenido a partir de los datos de las variables abióticas de 37 estaciones pertenecientes a la Confederación Hidrográfica del Duero. Así se determinó el grado de correlación existente entre los dos estimadores (índices bióticos y abióticos) en diferentes escalas temporales, advirtiendo que la correlación más alta se daba comparando los valores obtenidos un mes antes de la fecha de muestreo. Con esto, se confirmaba la hipótesis de partida: las métricas basadas en diatomeas reflejan mejor en un río las condiciones pasadas que las presentes. Sabiendo esto, contribuimos a proponer nuevas metodologías a la hora de muestrear diatomeas y agua que optimicen este proceso.

Palabras clave: biomonitorización, calidad del agua, diatomeas, índices biológicos,

Abstract

The time it takes for diatom assemblages to integrate the abiotic variables of the aquatic environment in which they inhabit has been the subject of discussion for many years and there are diverse opinions that can be deduced from relevant literature. Various diatomological indexes are used in the study of diatoms. In this study, we used one of them (SPI) to compare it to the Water Quality Index (WQI) that we obtained from abiotic data from 37 stations belonging to the Douro Hydrographic Confederation. As a result, the existing correlation between the two parameters (biotic and abiotic factors) was determined at different time periods, contributing to the highest correlation being given one month before the sampling date. We confirm the initial hypothesis: diatom-based measurements better reflect the past conditions of a river rather than the current ones. Knowing this, we propose new methodologies for sampling diatoms and water that optimize this process.

Key words: biological index, biomonitoring, water quality, diatoms



Introducción

Las diatomeas son un grupo de algas microscópicas que poseen una amplia distribución en los ecosistemas acuáticos tanto marinos como continentales. Es un grupo enormemente diverso: existen más de 100.000 taxones (Round *et al.*, 1990) y cada año se describen alrededor de 400 nuevas especies, cada una de ellas con unos requerimientos ecológicos específicos que permiten su desarrollo bajo determinadas condiciones ambientales (Álvarez-Blanco, 2009).

Las diatomeas son algas microscópicas unicelulares y eucariotas pertenecientes al Reino Chromista. Son organismos fotosintéticos, es decir, necesitan luz para transformar la materia inorgánica en materia orgánica, y, por lo tanto, también autótrofos. Por ello, cumplen un papel esencial en la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos. Desde el punto de vista ecológico, el desarrollo poblacional de estos organismos fitobentónicos viene determinado por las características fisicoquímicas del agua (concentración de nutrientes, temperatura, acidez, etc.), que a su vez dependen de las condiciones hidráulicas del ambiente, de fluctuaciones estacionales naturales y de posibles impactos de origen antropogénico (vertido de contaminantes, eutrofización, etc.). Las comunidades de diatomeas responden rápidamente a estos cambios ambientales, reflejando de manera continua el estado de calidad general del agua, lo que ha permitido el desarrollo de índices ecológicos basados en estas algas que han demostrado su efectividad en todo el mundo (Cejudo, 2008).

El empleo de las diatomeas como indicadores ecológicos de la calidad del agua está suscitando desde hace varias décadas un creciente interés por estos organismos en todo el mundo; decenas de estudios avalan la eficacia de los índices biológicos basados en diatomeas y en otras algas para el control del estado ecológico de los medios acuáticos, fundamentalmente en medios lóticos (p. ej. Atazadeh *et al.*, 2007, Kalyoncu *et al.*, 2009, Zalack *et al.*, 2010, Oeding y Taffs, 2017, Tokatlı *et al.*, 2019). En la actualidad los índices diatomológicos más empleados son el Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS, Coste en Cemagref, 1982) y el Índice Biológico de Diatomeas (IBD, Lenoir y Coste 1996, AFNOR 2000). En referencia a la evaluación de la calidad del agua los índices diatomológicos están basados en la abundancia relativa de cada uno de los taxones presentes en la muestra, su sensibilidad global a la contaminación y su óptimo ambiental.



En España, diversos estudios recientes han mostrado la potencialidad de las diatomeas como indicadores del estado ecológico en ambientes lacustres, tanto en ríos, lagos y humedales (Blanco *et al.*, 2005). Sin embargo, el uso de índices bióticos supone algunos inconvenientes también, se debe tener en cuenta prestar especial atención a la utilización de índices de diatomeas tomados de regiones en las que no se han elaborado, ya que esto puede causar resultados confusos (Lavoie *et al.*, 2006; Philibert *et al.*, 2006; Besse-Lototskaya *et al.*, 2011; Lobo *et al.*, 2015). Se han notificado variaciones espaciales y temporales en las tolerancias ecológicas de las especies y en los valores óptimos (Lobo *et al.*, 2015; Salomoni *et al.*, 2011). Además, el número de taxones incluidos en un índice puede limitar su rendimiento al subestimar la integridad ecológica de un sitio (De la Rey *et al.*, 2004; Lavoie *et al.*, 2009; Tan *et al.*, 2013; Oeding y Taffs, 2015).

La variación temporal en las comunidades de diatomeas sigue estando insuficientemente estudiada y se necesitan urgentemente estudios que abarquen grandes escalas temporales y espaciales (Korhonen *et al.*, 2013). En muchos trabajos se toman a la hora de muestrear de forma simultánea muestras de diatomeas y agua con propósitos comparativos. Sin embargo, esto no debería llevarse a cabo así porque las diatomeas no reflejan de forma exacta la calidad del agua actual, si no la promediada de las últimas diez semanas aproximadamente, ya que se ha observado en múltiples estudios que la comunidad de diatomeas bentónicas tarda cierto tiempo en adaptarse a las características del agua donde crecen. Este tiempo varía según diferentes autores, por ejemplo, Iserentant & Blancke (1986) demostraron realizando experimentos donde situaban comunidades de diatomeas de aguas no contaminadas en contaminadas que estas todavía eran diferentes a los 45 días, mientras que Wendker (1992) observó en sus estudios cambios de tres a siete días. Se tienen datos de que el periodo de integración de los índices de diatomeas varía de dos a cinco semanas en función del estado trófico del medio (Lavoie *et al.*, 2008), otros estudios advierten que varía en función del índice empleado (Rimet *et al.*, 2005) y el hábitat (Soininen & Eloranta, 2004). Un aspecto fundamental, aún sin resolver, sobre biomonitorización fluvial que contempla la literatura reciente es con relación a la cuestión sobre con cuánto y en qué intervalos de tiempo antes del



muestreo de diatomeas, deben recogerse las muestras de la química del agua (Charles *et al.* 2006).

En cuanto al objetivo, en este estudio se evaluó la correlación existente entre la comunidad de diatomeas bentónicas (medida en forma de índice de diatomeas, IPS) y las variables abióticas del río en cuanto a las fluctuaciones que se van sucediendo a lo largo del tiempo. Para comprobar esto, planteamos la siguiente hipótesis de partida que da título a este trabajo: las métricas basadas en diatomeas fluviales reflejan mejor las condiciones ecológicas pasadas que las presentes.

Materiales y métodos

Área de estudio

Este estudio se sitúa en la demarcación hidrográfica del Duero localizada en la parte noroeste de la Península Ibérica. Constituye la mayor cuenca hidrográfica de la Península Ibérica, con una superficie de 98.073 km², de los cuales 78.859 km² (80%) corresponden a territorio español y 19.214 km² (20%) a territorio portugués (Blanco *et al.*, 2010, p. 19). Al menos el 98% de esta superficie corresponde a Castilla y León, el resto ocupa las comunidades autónomas de Castilla-La Mancha, Galicia, Cantabria, La Rioja, Extremadura y Madrid. La **figura 1** muestra el territorio que ocupa la cuenca del Duero en la parte española y los 37 puntos de muestreo empleados en este trabajo.

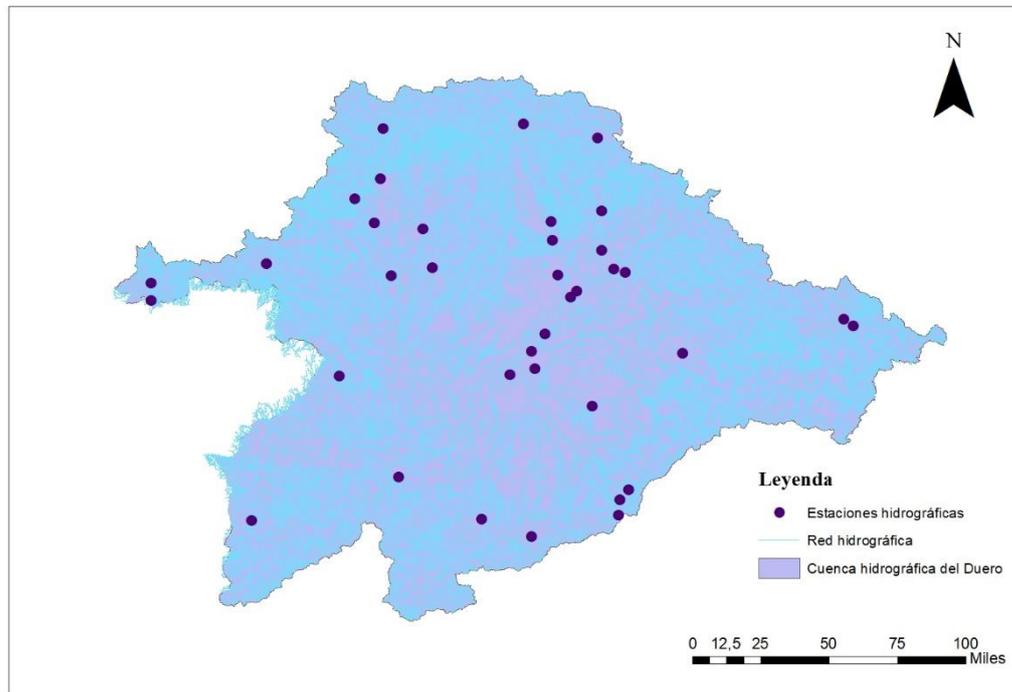


Figura 1. Mapa de la Cuenca Hidrográfica del Duero, donde se sitúan los puntos correspondientes a las estaciones hidrográficas empleadas en este trabajo.

La mayor parte de la cuenca hidrográfica se encuentra bajo un bioclima mediterráneo caracterizado por un fuerte grado de continentalidad, con inviernos duros y veranos relativamente suaves, así como un régimen de precipitación endorreica con un claro déficit de lluvia en verano y una considerable irregularidad interanual en las precipitaciones medias. Una red de 80 grandes embalses regula el caudal en los principales arroyos de la Cuenca del Duero. Los principales usos de la tierra son la agricultura y la ganadería, siendo de menor importancia las actividades industriales. La densidad de población es una de las más bajas de Europa (26 hab . km⁻²); sin embargo, sus ecosistemas acuáticos han sufrido históricamente intensos impactos antropogénicos (Blanco *et al.*, 2007).



Dada la gran heterogeneidad en las condiciones ecológicas que caracterizan la cuenca del Duero, junto con una gran diversidad litológica, hidrodinámica y paisajística favorecen la existencia de una amplia riqueza y diversidad taxonómica de diatomeas encontradas en los ríos que la conforman. Los estudios muestran un promedio de 18 géneros y 33 taxones específicos o subespecíficos en cada inventario, lo que representa una riqueza comparativamente mayor que la hallada en otros estudios similares en España (Blanco *et al.*, 2010, p. 23). Dadas estas características reunidas en la Cuenca Hidrográfica del Duero, supone un buen escenario del que partir para este trabajo.

Las muestras de diatomeas a partir de las cuales se obtuvieron los valores del IPS se muestrearon e identificaron siguiendo la norma española UNE-EN 13946: Guía para el muestreo en rutina y pretratamiento de diatomeas bentónicas de ríos (AENOR, 2004) y la norma española UNE-EN 14407: Guía para la identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos (AENOR, 2005) y se procesaron mediante el programa informático Omnidia (Lecointe *et al.* 1993).

El IPS (Índice de Polusensibilidad Específica) se basa en la identificación morfológica y el recuento de especies de diatomeas presentes en biopelículas naturales utilizando técnicas microscópicas. Esta metodología requiere de altas habilidades taxonómicas y horas de análisis por muestra, ya que se deben identificar 400 individuos a nivel de especie (Vasselon *et al.*, 2017). Se calcula sobre la base de las medias ponderadas de los valores de sensibilidad a la contaminación (S_j), valor indicador de contaminación (V_j) y abundancia relativa (A_j) de cada una de las especies (en la ecuación representada por “j”).

$$IPS = \frac{\sum A_j \times S_j \times V_j}{\sum A_j \times V_j}$$

El valor S del IPS varía entre 1 y 5 aquellas especies con baja sensibilidad a la contaminación en poseen un valor de S bajo (1), mientras que aquellas que habitan aguas limpias, y por tanto sensibles a la contaminación poseen valores de S elevados (5). El valor de V indica el espectro de distribución de la especie y varía entre 1 y 3. Aquellas especies con valencia ecológica estrecha tendrán valores de V altos, cercanos a 3, y serán buenas indicadoras de calidad del



agua. Sin embargo, las especies capaces de desarrollarse en ambientes diferentes, por no tener requerimientos estrictos, poseen valores de V bajos (1), y no serán buenas indicadores de calidad del agua (Álvarez-Blanco, 2009). El resultado del IPS es un valor numérico que oscila entre 1 y 20, representando estos valores los estadíos de mínima y máxima calidad biológica posibles, respectivamente, para un determinado tramo fluvial.

Los valores de las variables físico-químicas se extrajeron de los datos oficiales procedentes de la Confederación Hidrográfica del Duero correspondientes al año 2004 (ver figura 2).

Referencia detalles 1 / 3 100% + -

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO

Resultados Analíticos año 2004

ESTACIÓN: 002 - GARRAY
CODIGO SAICA: DU03500001

Parámetros	Fecha Unidades	27/01/2004	24/02/2004	17/03/2004	15/04/2004	12/05/2004	29/06/2004	08/07/2004	03/08/2004	21/09/2004	18/11/2004	02/12/2004	
HORA		12:55	12:30	13:00	13:00	13:15	13:15	13:30	14:10	13:25	12:00	13:00	12:20
Aceites y grasas	mg/l								3,14				
Alcalinidad	mg/l		48,16						33,30				
Amoníaco no ionizado	mg/l	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052
Amonio total	mg/l	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	0,058	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052	<0,052
Antimonio	mg/l								<0,00				
Aséptico	mg/l								<0,0072				
Aspecto	U2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bario	mg/l								0,044				
Bicarbonatos	mg/l		48,16						33,30				
Boro	mg/l								<0,300				
Calcio	mg/l								<0,0006				
Cadmio	mg/l		19,59						12,75				
Carbonatos	mg/l		<0,00						<0,00				
Caudal	m ³ /s	30,81		13,39	10,93	16,58	8,42	12,88	8,20	9,08	2,49	2,33	13,91
Cianuros	mg/l								<0,050				
Cloro residual	mg/l	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cromo	mg/l		5,00			4,45			3,48			7,88	
Cobre	mg/l		<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Coliformes fecales	Col/100 ml		1027						2430				
Coliformes totales	Col/100 ml		1618						4100				
Color	mgPt/l		30			30			15			12	
Conductividad a 22°C	mS/cm	129	117	166	161	165	110	92	86	75	142	150	149
Conductividad de	mS/cm	148	133	182	180	188	116	105	94	89	162	194	186

Figura 2.- Captura tomada de la página web oficial de la Confederación Hidrográfica del Duero de donde se extrajeron los datos de las variables de estudio. Aparece marcada con una flecha naranja la variable coliformes fecales y arriba a la derecha la fecha más cercana a la fecha de muestreo, los datos tomados son los correspondientes a esta variable los seis meses anteriores en el sentido de la flecha verde.



Primeramente, se analizaron 137 puntos de diferentes estaciones hidrográficas, de los que fueron descartados 95 por falta de valores en algunos parámetros, quedando un total de 42 puntos. A partir de estos obtuvimos los datos correspondientes a las nueve variables necesarias para el cálculo del WQI (ver más abajo): Tasa de saturación de oxígeno, coliformes fecales, pH, demanda biológica de oxígeno, temperatura, fosfatos, nitratos, turbidez y sólidos en suspensión. El rango de tiempo se acotó desde la fecha anterior más cercana o coincidente con la fecha de muestreo, hasta seis meses antes. La turbidez se calculó a partir de los valores de TSS (Total Suspended Solids) mediante la fórmula propuesta por Al-Yaseri *et al.* (2013).

Cálculo del WQI

El índice de calidad del agua (WQI) es un método mundialmente aceptado de estimación de la calidad química del agua, permitiendo una calificación que refleja la influencia compuesta de diferentes parámetros de calidad (Sahu y Sikdar, 2008). El valor del WQI oscila entre 0 y 100, siendo este número directamente proporcional a la calidad del agua en el punto de muestreo. Sin embargo, el estado ecológico de un tramo fluvial no se refleja simplemente con parámetros físicos y químicos; la calidad del agua debe ser incorporada en la respuesta de todo tipo de organismos acuáticos, especialmente aquellos que se consideran sensibles a cambios en las condiciones ambientales, tales como diatomeas, zooplancton, macroinvertebrados (Chen *et al.*, 2016).

Sabiendo esto, realizamos el cálculo del WQI para cada mes desde la fecha más cercana anterior a la fecha del muestreo y los seis meses precedentes a esta, en cada uno de los puntos correspondientes a las estaciones hidrográficas utilizando las nueve variables abióticas de estudio. Así, obtuvimos diferentes valores para cada estación, que reflejaban la evolución de la calidad del agua de esos puntos. Con esto se advirtió que algunos valores de WQI interferían en la correlación ya fuera por ser demasiado altos o bajos.



Se eliminaron estos espurios y repetimos el cálculo con las muestras restantes (ahora 37) así se obtuvieron los resultados siguientes. La relación estadística entre ambas métricas se estableció mediante el test de Pearson, estableciendo como resultados significativos valores de $p < 0,05$. Los cálculos se realizaron con los programas PAST (Hammer *et al.*, 2001) y Statistica v. 10 (StatSoft, 2011).

Resultados

Tabla 1.- Datos obtenidos a partir de los 37 puntos de muestreo estudiados para cada variable.

Parametros	Unidades	Valor mínimo	Valor máximo	Media
Tasa de saturación de O ₂	%	33	145	88.37
Coliformes fecales	Col/100 ml	0	10000	1105.76
pH	Ud	5.50	9.32	7.86
Demanda biológica de O ₂	mg/l O ₂	0	5.70	1.22
Temperatura	°C	0	24.50	9.70
Fosfatos	mg/l P ₂ O ₅	0	1.90	0.41
Nitratos	mg/l	0	18.98	4.44
Turbidez	NTU	0.77	56.42	6.13
Sólidos en suspensión	mg/l	0	93.30	8.99

A partir de los datos obtenidos en el cálculo del WQI y el IPS, la **figura 3** representa la correlación existente (coeficiente R²) entre ambas variables a lo largo del tiempo.



Tabla 2.-Valores de p y R^2 , desde C (fecha más cercana a la fecha del muestreo) hasta VI (6 meses antes de esta fecha).

	p	R^2
VI	1	0,090
V	0,778	0,131
IV	0,205	0,188
III	0,060	0,239
II	0,052	0,245
I	0,006	0,329
C	0,016	0,291

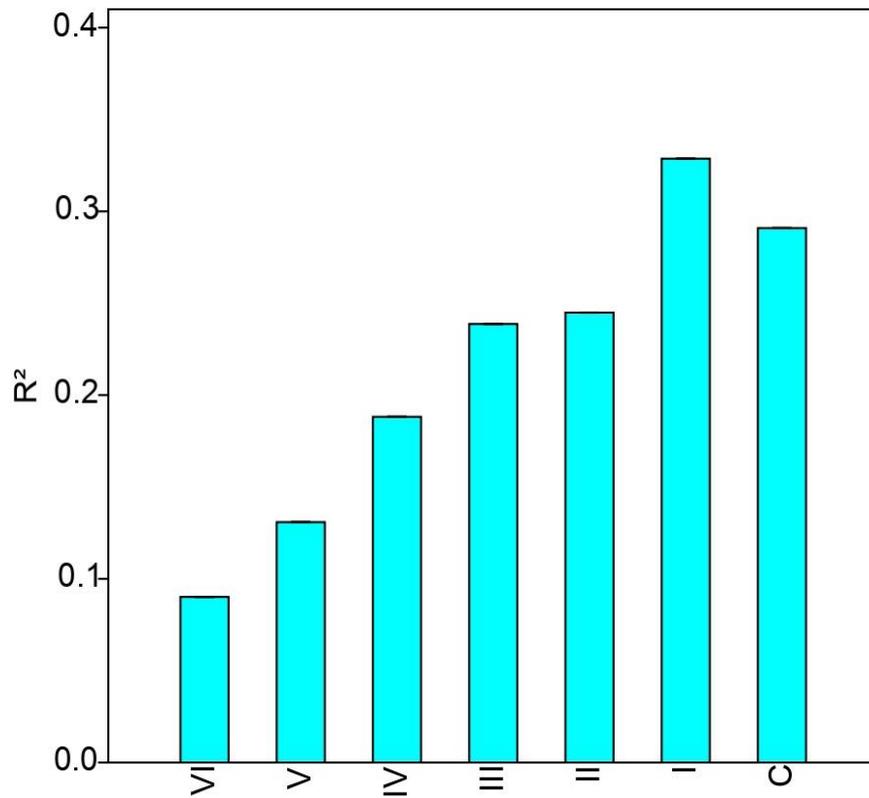


Figura 3.- Evolución del coeficiente de correlación de Pearson entre el WQI y el IPS a medida que se aproxima la fecha de muestreo, desde las muestras tomadas 6 meses antes (VI) a la fecha más cercana (C). Nótese un aumento progresivo del coeficiente de correlación con el tiempo y un descenso en C con respecto al mes anterior.

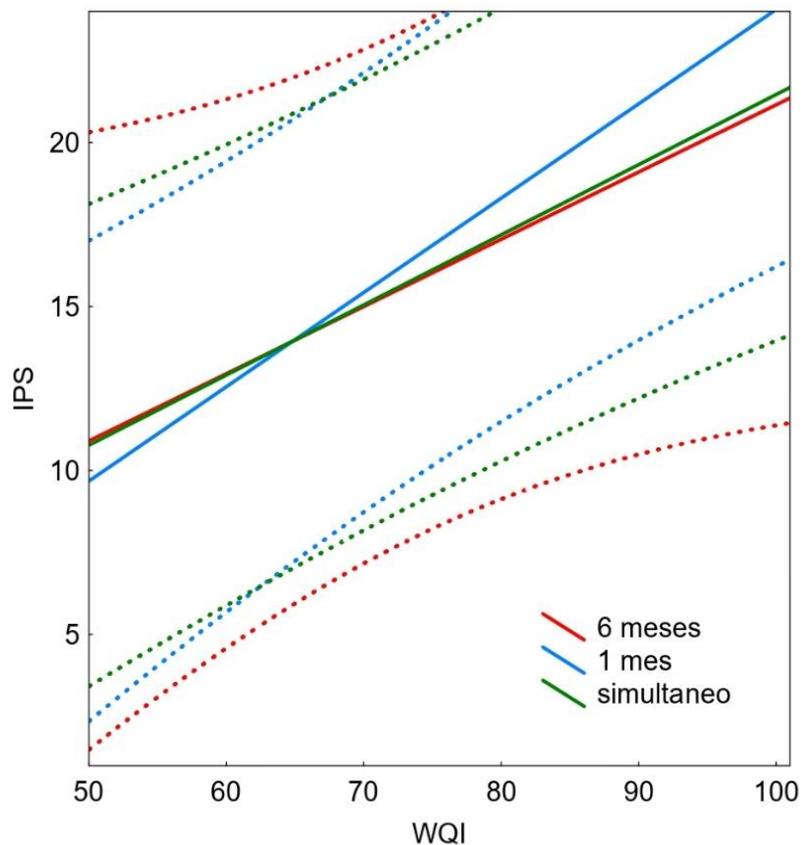


Figura 4.- Representación gráfica del IPS frente al WQI para las muestras tomadas seis meses antes contra las tomadas un mes antes y el muestreo simultáneo de diatomeas y agua. Los puntos (omitidos) se han ajustado a rectas de regresión lineal y a bandas de predicción lineal del 95%.

Como se observa en la **figura 4**, la banda de predicción más amplia se corresponde con los datos tomados con una diferencia temporal de seis meses, siendo la más estrecha la correspondiente a un mes, es decir, existe una mejor correlación en los datos correspondientes al mes anterior a la fecha de muestreo que en los obtenidos muestreando simultáneamente diatomeas y agua.



Discusión

La escala temporal en la que las diatomeas integran los parámetros limnológicos del río no se conoce bien. Hasta la fecha no han tratado explícitamente la capacidad de integración o el tiempo de respuesta tras un cambio en el medio (Lavoie *et al.*, 2008). Parece claro que los análisis meramente físico-químicos no reflejan con exactitud el estado real de la calidad del agua, ya que pueden verse afectados por la contaminación que se introduce justo antes del muestreo (Szczepocka y Szulc, 2009).

Un estudio similar a este fue publicado por Blanco *et al.* (2007) en el que se realizaba el análisis de la relación entre los índices autoecológicos diatomológicos y los factores abióticos y mostró que el índice IPS era el más adecuado para la vigilancia biológica basada en diatomeas, en estos cursos de agua mediterráneos, como también se ha demostrado en otras regiones de Europa. Los resultados presentados apuntaban que el índice IPS refleja la calidad general del agua durante los tres meses previos al muestreo de diatomeas.

En este sentido los resultados obtenidos en nuestro estudio permiten afirmar que las métricas basadas en diatomeas reflejan mejor en un río las condiciones pasadas que las presentes en cuanto a la relación entre la comunidad de diatomeas bentónicas, medida en forma de índice de diatomeas IPS y las variables abióticas del río, según van fluctuando a lo largo del tiempo. Nuestros resultados corroboraron, por tanto, la hipótesis de partida, pues a medida que nos alejamos de la fecha de muestreo la correlación con las muestras de agua es peor. Sin embargo, observamos que el IPS indica mejor la calidad del agua de hace un mes que la actual. Este hecho, hasta ahora ignorado en los estudios similares publicados hasta la fecha, tiene importantes implicaciones en la aplicación de estos métodos de evaluación de la calidad del agua.

Un estudio realizado por Taylor *et al.* (2007) sugirió que los índices basados en diatomeas en general (se probaron numerosos índices europeos) tienen la mejor correlación con los datos químicos promediados durante un mes, comenzando seis semanas antes del muestreo de diatomeas. Esto es lógico porque como indican Lacoursière *et al.*, (2011) la colonización del sustrato por parte de las diatomeas, tiene lugar en un periodo de cuatro semanas, este tiempo permite el establecimiento de una comunidad madura (**figura 5**).

Por su parte, los resultados experimentales obtenidos por Rimet *et al.* (2005) indican que la colonización del sustrato *in situ* y el establecimiento de la comunidad de diatomeas epilíticas en equilibrio con el medio ambiente pueden tardar más de dos meses. Así, para valorar la eficacia de un índice de diatomeas a la hora de representar el estado químico del agua, se debería dejar madurar la comunidad durante un mes mínimo. Diversos estudios comparativos utilizan distintos periodos de integración de las variables limnológicas, p. ej. Bottin *et al.* (2014) promedian los datos obtenidos durante 60 días entorno a la fecha de muestreo de fitobentos, hasta los 12 meses que utilizan Tibby (2004) o Gottschalk y Kahlert (2012).

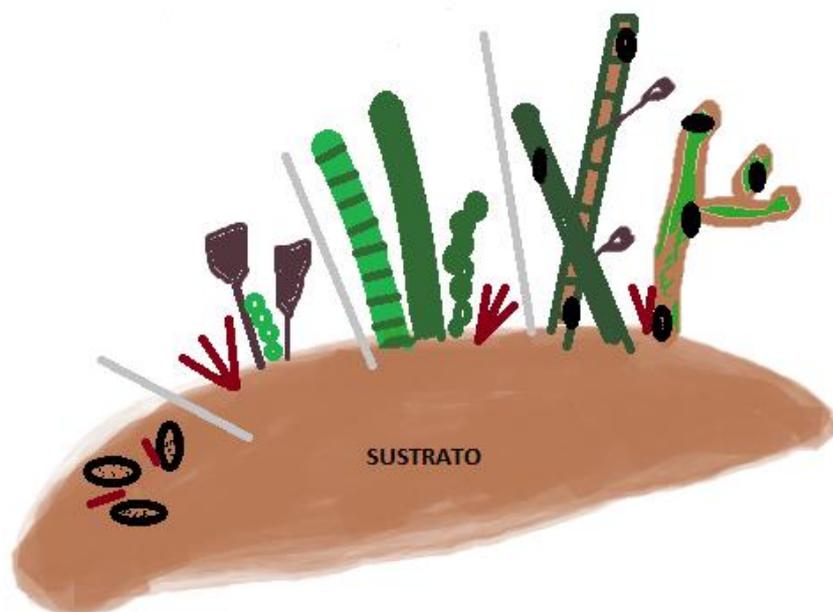


Figura 5.- Sucesión de la comunidad de perifiton. La composición taxonómica del conjunto de perifiton depende del tiempo que estas especies de algas han tenido que crecer sin perturbaciones (Steinman, 1996). La colonización de sustratos suele comenzar con bacterias heterótrofas seguidas de pequeñas especies de algas prostáticas como diatomeas. Después la comunidad de algas se irá desarrollando verticalmente para incluir formas algales más erectas como diatomeas y cianobacterias filamentosas y algas verdes. El resultado es una comunidad con taxones que forman biopelículas similares a las de los bosques terrestres (Modificado de: Richardson-Coy, 2017).



Los resultados presentados aquí mostraron que el índice IPS refleja el estado general del agua durante el mes anterior al muestreo de diatomeas. Este tema había sido investigado ya por primera vez por Prygiel y Coste (1993), quienes mostraron que, para el IPS, las mejores correlaciones se obtienen utilizando datos químicos promedio de tres meses, mientras que para otros índices, las mejores correlaciones se observaron con los análisis químicos realizados justo antes del muestreo de diatomeas. Otros estudios sugieren, sin embargo, periodos de integración de tres (Tudesque *et al.*, 2014; Larras *et al.*, 2017), cinco (Lavoie *et al.*, 2011) o hasta seis (Taylor *et al.*, 2007) semanas.

Trabajar con índices de diatomeas permite reducir el número de muestreos en el tiempo, teniendo en cuenta la temporalidad de las comunidades asociadas a ciertos tramos de ríos. Sin embargo, como indican Hirst *et al.* (2004), el periodo necesario puede variar entre los tipos de corrientes y otras variables en la química del agua. El tiempo necesario para que reaccione una comunidad de diatomeas a las condiciones ambientales cambiantes, no solo depende del tiempo de reacción de los diferentes cambios que ocurren en la química del agua y otros parámetros ambientales, sino también de la estructura de las comunidades y la forma de vida de las diatomeas dominantes (Rimet *et al.*, 2009).

Un aspecto a investigar en futuros trabajos es la dependencia existente entre la capacidad de integración de cada índice biótico y la variabilidad natural del ecosistema acuático a evaluar. Por ejemplo, se sabe que el índice de diatomeas IDEC integra esta variabilidad durante un periodo de tiempo que depende del estado trófico del río y de la variabilidad de las concentraciones de nutrientes, siendo las comunidades de diatomeas menos sensibles a las fluctuaciones de nutrientes en los ríos eutróficos, cuyas características se integran más lentamente en los valores del índice (Lacoursière *et al.*, 2011).

Además, deberíamos tener en cuenta que los análisis físico-químicos pueden no reflejar con exactitud el estado real de la calidad del agua, ya que pueden verse afectados por contaminantes introducidos justo antes del muestreo. Parece que los análisis biológicos son una fuente más fiable de información porque la contaminación intermitente tiene un efecto menos pronunciado en las comunidades de organismos indicadores, y por lo tanto no afecta significativamente las evaluaciones biológicas de la calidad del agua (Szczepocka y Szulc, 2009).



Por tanto, sabiendo esto proponemos tras los resultados obtenidos que para optimización de los muestreos estos se realicen no tomando simultáneamente muestras de agua y diatomeas, si no utilizando las diatomeas muestreadas de hace un mes, lo cual reflejaría mejor la calidad del agua de ese momento.

Conclusiones

- La correlación positiva entre la calidad del agua estimada mediante índices diatomológicos (IPS) y variables químicas (WQI) va disminuyendo a medida que la toma de muestras correspondiente se aleja en el tiempo.
- Las diatomeas registran mejor la química del agua de hace un mes que la actual.
- Es preferible analizar los índices de diatomeas con muestras recogidas hace un mes y no muestrear agua y diatomeas a la vez.



Referencias bibliográficas

AENOR (2004) Norma española UNE-EN 13946: 2004: *Calidad del agua. Guía para el muestreo en rutina y pretratamiento de diatomeas bentónicas de ríos*. Madrid: AENOR.

AENOR (2005) Norma española UNE-EN 14407: 2005: *Calidad del agua. Guía para la identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos*. Madrid: AENOR.

Alvarez-Blanco, I. (2009) *Las diatomeas fluviales epilíticas de la parte española de la cuenca del Duero. Aspectos ecológicos, florísticos y biogeográficos*. Tesis doctoral. Universidad de León.

Al-Yaseri, I., Morgan, S., & Retzlaff, W. (2013) "Using Turbidity to Determine Total Suspended Solids in Storm-Water Runoff from Green Roofs", *Journal of Environmental Engineering*, 139 (6), pp. 822-928.

Atazadeh, I., Sharifi, M., Martyn, K. y Atazadeh, E. (2007) "Evaluation of the Trophic Diatom Index for assessing water quality in River Gharasou, western Iran". *Hydrobiologia*, 589, pp. 165-173.

Besse-Lototskaya, A., Verdonschot, P.F., Coste, M., Van de Vijver, B., (2011) "Evaluation of European diatom trophic indices", *Ecological Indicators*, 11, pp. 456-467.

Blanco S., Cejudo-Figueiras C., Álvarez-Blanco, I., Bécares, E., Hoffmann, L. y Ector, L. (2010) Atlas de las Diatomeas de la cuenca del Duero – Diatom Atlas of the Duero Basin. Área de Publicaciones, Universidad de León.

Blanco, S., Bécares, E., Cauchie, H., Hoffmann, L. y Ector, L. (2007) "Comparison of biotic índices for wáter quality diagnosis in the Duero Basin (Spain)", *Large Rivers*, 17, pp. 267-286.

Blanco, S., Ector, L. y Bécares, E. (2005) "Muestreo del fitobentos en ríos, lagos y humedales: requisitos y recomendaciones para la Directiva Marco del Agua, con especial enfoque a los trabajos desarrollados sobre diatomeas en la Cuenca del Duero", *Algas*, 34, pp. 41-47.

Bottin, M., Soininem, J., Ferrol, M. y Tison-Rosebery, J. (2014) "Do spatial patterns of benthic diatom assemblages vary across regions and years?", *Freshwater Science*, 33 (2), pp. 402-416.

Cejudo, C. (2008) *Diatomeas epífitas en lagos europeos: diversidad florística y relación con factores ambientales*. Tesis de licenciatura. Universidad de León.

CEMAGREF (1982) *Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon-A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse: Pierre-Bénite*.



Charles, D.F., Acker, F.W., Hart, D.D., Reimer, C.W. y Cotter, P.B. (2006) "Large-scale regional variation in diatom-water chemistry relationships: rivers of the eastern United States", en Stevenson, R.J., Pan, Y., Kociolek, J.P., Kingston, J.C. (eds) *Advances in Algal Biology: A Commemoration of the Work of Rex Lowe. Developments in Hydrobiology*. Dordrecht: Springer, vol. 185.

Chen, D., Leon, A. S., Gibson, N. L. y Hosseini, P., (2016) "Dimension reduction of decision variables for multi-reservoir operation: A spectral optimization model", *Water Resources Research*, 52, pp. 36-51.

De la Rey, P., Taylor, J., Laas, A., Van Rensburg, L., Vosloo, A., (2004) "Determining the possible application value of diatoms as indicators of general water quality: a comparison with SASS 5". *Water SA*, 30, pp. 325-332.

Gottschalk, S. y Kahlert, M. (2012) "Shifts in taxonomical and guild composition of littoral diatom assemblages along environmental gradients", *Hydrobiologia*, 694, pp. 41-56.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001) *PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis (Versión 3.18) [Programa de ordenador]*. Paleontologia Electronica.

Hirst, H., Chaud, F., Delabie, C., Jüttner, I *et al.*, (2004) "Assessing the short-term response of stream diatoms to acidity using inter-basin transplantations and chemical diffusing substrates", *Freshwater Biology*, 49, pp. 1072-1088.

Iserentant, R. y Blancke, D. (1986) "A transplantation experiment in running water to measure the response rate of diatoms to changes in water quality" en Ricard, M., (ed.) *Proceedings of the 8th International Diatom Symposium*. Koenigstein Germany: Koeltz Scientific Books, pp. 347-354.

Kalyoncu, H., Lerzan, N., Akköz, C., y Yorulmaz, B. (2009) "Comparative performance of diatom indices in aquatic pollution assessment", *African Journal of Agricultural Research*, 4 (10), pp. 1032-1040.

Korhonen, J.J., Kõngäs, P. y Soinenen, J. (2013) "Temporal variation of diatom assemblages in oligotrophic and eutrophic streams", *European Journal of Phycology*, 48 (2), pp. 141-151.

Lacoursière, S., Lavoie, I, Rodríguez, M. y Campeau, S. (2011) "Modeling the response time of diatom assemblages to simulated water quality improvement and degradation in running waters". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68, pp. 487-497.



Larras, F., Couland, R., Gautreau, E., Billoir, E., Rosebery, J. y Usseglio-Polatera, P. (2017) "Assessing anthropogenic pressures on streams: A random forest approach based on benthic diatom communities". *Science of the total environment*, 586, pp. 1101-1112.

Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. y Dillon, P. (2011) "A Diatom-Based Index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA)", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63 (8) pp. 1793-1811.

Lavoie, I., Campeau, S., Darchambeau, F., Cabana, G. y Dillon, P.J. (2008) "Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality?" *Freshwater Biology*, 53, pp. 827-841.

Lavoie, I., Campeau, S., Fallu, M. A., Dillon, P. (2006) "Diatoms and biomonitoring: Should cell size be accounted for?", *Hydrobiologia*, 573, pp 1-16.

Lavoie, I., Hamilton, P.B., Wang, Y.-K., Dillon, P.J. y Campeau, S. (2009) "A comparison of stream bioassessment in Quebec (Canada) using six European and North American diatom-based indices", *Nova Hedwigia*, 135, pp. 37-56.

Lecoite, C. & Coste, Michel y Prygiel, J. (1993) "Omnidia: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management", *Hydrobiologia*, 269-270 (1) pp. 509-513.

Lenoir, A. y Coste, M. (1996), "Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board network en Whitton B.A. y Rott E. (eds.), *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Innsbruck: Universität Innsbruck, pp. 29-45.

Lobo, E.A., Schuch, M., Heinrich, C.G., Ben da Costa, A., Düpont, A., Wetzel, C.E. y Ector, L. (2015) "Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems", *Environmental Monitoring and Assessment* 187(6), p. 354.

Oeding, S. y Taffs, K.H. (2015) "Are diatoms a reliable and valuable bio-indicator to assess sub-tropical river ecosystem health?", *Hydrobiologia*, 758, pp. 151-169.

Oeding, S. y Taffs, K.H. (2017) "Developing a regional diatom index for assessment and monitoring of freshwater streams in sub-tropical Australia". *Ecological Indicators*, 80, pp. 135-146.



Philibert, A., Gell, P., Newall, P. y Chessman, B. (2006) "Development of diatom-based tools for assessing stream water quality in south-eastern Australia: assessment of environmental transfer functions", *Hydrobiologia*, 572, pp. 103-114.

Prygiel, J. y Coste, M. (1993) "The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices", *Hydrobiologia*, 269, pp. 343-349.

Richardson-Coy, R. (2017) *Feeding Selectivity of an Algivore (Tropheus brichardi) in Lake Tanganyika*. Tesis de master. Universidad Wright State.

Rimet, F. (2009) "Benthic Diatom Assemblages and Their Correspondence with Ecological Classification: Case Study of Rivers in North-Eastern France", *Hydrobiologia*, 636, pp. 137-151.

Rimet, F., Cauchie, H.M., Hoffmann, L. y Ector, L. (2005) "Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river", *Journal of Applied Phycology*, 17, pp. 119-128.

Round, F.E., Crawford, R.M. y Mann, D.G. (1990) *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*, Cambridge: Cambridge University Press.

Sahu, P. y Sikdar, P.K. (2008) "Hydrochemical framework of the aquifer in and around East Kolkata wetlands, West Bengal India, *Environmental Geology*, 55, pp. 823-835.

Salomoni, S.E., Rocha, O., Hermany, G. y Lobo, E.A. (2011) "Aplicação de índices biológicos da qualidade água utilizando diatomáceas como bioindicadoras no rio Gravataí, RS, Brazil" *Brazilian Journal of Biology*, 71, pp. 949-959.

Soininen, J. y Eloranta, P. (2004) "Seasonal persistence and stability of diatom communities in rivers: are there habitat specific differences?", *European Journal of Phycology*, 39, pp. 153-160.

StatSoft, Inc. (2011) *STATISTICA (Version 10) [Programa de ordenador]*. StatSoft.

Steinman, A. D. (1996) en Stevenson, R. J. Bothwell, M. L. Lowe, R.L. (eds.) *Effects of grazers on freshwater benthic algae*. San Diego: Algal Ecology, pp. 341-373.

Szczepocka, E. y Szulc, B. (2009) "The use of benthic diatoms in estimating water quality of variously polluted rivers", *International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, 38 (1), pp. 17-26.



Tan, X., Sheldon, F., Bunn, S.E. y Zhang, Q. (2012) “Using diatom indices for water quality assessment in a subtropical river, China”, *Environmental Science and Pollution Research*, 20, pp. 4164-4175.

Taylor, J.C., Janse van Vuuren, M.S. y Pieterse, A.J.H (2007) “The application and testing of diatom-based indices in the Vaal and Wilge Rivers, South Africa”, *Water SA*, 33, pp. 51-60.

Tibby, J. (2004) “Development of a diatom-based model for inferring total phosphorus in southeastern Australian water storages”, *Journal of Paleolimnology*, 31, 23-36.

Tokatli, C. (2019) “Drinking Water Quality Assessment of Ergene River Basin (Turkey) by Water Quality Index: Essential and Toxic Elements”, *Sains Malaysiana*, 48(10), pp. 2071-2081.

Tudesque, L., Tisseuil, C., Lek, S., (2014) “Scale-dependent effects of land cover on water physico-chemistry and diatom-based metrics in a major river system, the Adour-Garonne basin (South Western France)”, *Science of The Total Environment*, 1, pp. 466-467.

Vasselon, V., Rimet, F., Tapolczai, K. y Bouchez, A. (2017) “Assessing ecological status with diatoms DNA metabarcoding: Scaling-up on a WFD monitoring network (Mayotte island, France)”, *Ecological Indicators*, 82, pp. 1-12.

Wendker, S. (1992) “Diatom community response to translocation in a small softwater stream”, *Nova Hedwigia*, 55, pp. 397-406.

Zalack, J., Smucker, N. y Vis, M. (2010) “Development of a diatom index of biotic integrity for acid mine drainage impacted streams”, *Ecological Indicators*, 10, pp. 287-295.