



Universitat de Girona

COMUNIDADES DE CIANOBACTERIAS BENTÓNICAS, PRODUCCIÓN Y LIBERACIÓN DE MICROCISTINAS EN EL RÍO MUGA (NE PENÍNSULA IBÉRICA)

JARA VASSAL'LO SACO

ISBN: 978-84-693-3244-3

Dipòsit legal: GI-519-2010

<http://www.tdx.cat/TDX-0415110-110448>

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tesisenxarxa.net) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tesisenred.net) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tesisenxarxa.net) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

TESIS DOCTORAL

**COMUNIDADES DE CIANOBACTERIAS BENTÓNICAS,
PRODUCCIÓN Y LIBERACIÓN DE MICROCISTINAS
EN EL RÍO MUGA (NE PENÍNSULA IBÉRICA).**

Jara Vassal'lo Saco

GIRONA, 2009

TESIS DOCTORAL

**COMUNIDADES DE CIANOBACTERIAS BENTÓNICAS,
PRODUCCIÓN Y LIBERACIÓN DE MICROCISTINAS
EN EL RÍO MUGA (NE PENÍNSULA IBÉRICA).**

AUTORA: JARA VASSAL'LO SACO

DIRIGIDA POR: DRA. M^a ÁNGELES PUIG GARCÍA (CEAB-CSIC).

TUTORIZADA POR: DR. LLUÍS POLO ALBERTÍ (UDG).

PROGRAMA: MEDI AMBIENT. ITINERARI: BIOLOGIA AMBIENTAL.
INSTITUT MEDI AMBIENT. UNIVERSITAT DE GIRONA.

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS.

GIRONA, 2009

A los que estáis y a los que no llegasteis a verlo

AGRADECIMIENTOS:

Gran parte de este trabajo ha estado financiado por el proyecto TOXCIARIMED (REN 2000-1021-CO3 – 01/HID) del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Agradezco la ayuda recibida por parte de mi directora, la Dra. M^a Ángeles Puig, del departamento de Ecología Continental (CEAB - CSIC), que ha orientado y encauzado mis pasos durante este tiempo, así como todas sus aportaciones recibidas, especialmente sobre la toxicidad de cianobacterias, la elaboración de muestreos de campo y el tratamiento de datos. Destacar también el trabajo de todos los compañeros que han formado parte o colaborado durante este tiempo con dicho departamento, así como la ayuda recibida por parte del personal de administración y servicios.

Me gustaría agradecer todas las aportaciones de la Dra. Marina Aboal del departamento de Biología Vegetal (UM). Gracias a sus consejos y directrices, especialmente en el campo de la identificación y determinación de cianobacterias y otras algas microscópicas, sin las que esta memoria no podría haberse realizado. También a todos los compañeros de trabajo con los que he colaborado en el laboratorio de Algología y el SUIC de dicha universidad.

No quería dejar de mencionar los consejos recibidos por Anna Romaní y Eugenia Martí a lo largo de mi periodo en Blanes, así como los consejos recibidos de mi tutor académico Lluís Polo. Así mismo, agradecer todas las aportaciones personales del Dr. Lubomir Kovačik, de Universidad Komenského (Bratislava, Eslovaquia).

Agradecer también la labor de algunas entidades públicas y ONGs por sus facilidades, que de forma completamente desinteresada han facilitado, no sólo de manera material, el desarrollo de esta tesis: Facultad de Informática de UPM (Departamento de Tecnología Fotónica), Instituto de Física Aplicada del CSIC, Facultad de Ciencias de la UAM (Departamento de Botánica y ACF Nostoc), UCM (Departamento de Biología Vegetal), Fráter Madrid (Asociación de Discapacitados Físicos), Facultad de Ciencias de la UC (Departamento de Matemática, Estadística y Computación), Departamento de Postgrado del CSIC y Facultad de Ciencias de la Universidad de Génova (Departamento de Matemáticas).

RESUMEN:

El estudio de las comunidades de cianobacterias en la cuenca del río Muga permite profundizar en la búsqueda de factores que favorezcan o inhiban la acumulación intracelular de microcistinas y su liberación al medio externo en condiciones oligotróficas o con leves signos de eutrofia, al tiempo que permiten aportar nuevos conocimientos que ayuden a mejorar el entendimiento de los mecanismos y procesos que participan en la dinámica de las comunidades de cianobacterias bentónicas y las microcistinas asociadas en ecosistemas fluviales mediterráneos.

Se ha realizado un estudio de la estructura y variabilidad de las comunidades de cianobacterias durante un ciclo anual completo mediante muestreos mensuales y muestreos con menor periodicidad durante un segundo ciclo posterior. Dichos muestreos han permitido observar diferentes patrones espacio-temporales a lo largo de todo el período de estudio en los 4 puntos de muestreo seleccionados en la cuenca del río Muga. Estos cuatro tramos incluyen 1 punto regulado, aguas abajo del embalse de Boadella, y tres sin regular, 2 cabeceras y un punto aguas abajo de la población de Albanyà.

Se han identificado un total de 34 especies de cianobacterias bentónicas en las 4 zonas estudiadas, predominando siempre especies de aguas limpias o poco alteradas. Dos especies, *Rivularia biasoletiana* (zonas más limpias y expuestas) y *Phormidium retzii* (zonas esciáfilas o con alta velocidad de corriente), resultan dominantes en gran parte de ellas.

Se han reconocido un total de 6 microcistinas acumuladas intracelularmente en la comunidad bentónica de cianobacterias, identificando 3 de ellas: MC-RR, MC-LR y MC-YR. La concentración de microcistinas intracelulares ha disminuido a lo largo del eje del río, determinada por diferentes factores físicos, químicos y biológicos. A nivel general, la acumulación total de microcistinas intracelulares ha estado asociada a un aumento de la temperatura del agua, un descenso en la diversidad de la comunidad de cianobacterias y pequeños incrementos de la concentración de fósforo disuelto en el agua. En cuanto a la liberación de microcistinas, ha estado vinculada a distintas perturbaciones soportadas por la comunidad cianobacteriana, tanto asociadas a factores físicos naturales como antrópicos.

ABSTRACT (ENGLISH):

The study of cyanobacteria communities in the Muga River basin enables further search for factors that promote or inhibit the intracellular accumulation of microcystins and their external release in oligotrophic or slightly eutrophic conditions. At the same time, it provides new knowledge to improve the understanding of the mechanisms and processes involved in the community dynamics of benthic cyanobacteria and associated microcystins in Mediterranean river ecosystems.

A two-year study of the structure and variability of cyanobacterial communities was carried out: monthly sampling during the first annual cycle and lower frequency sampling during the second cycle. This allows observing the different spatial-temporal patterns over the study period in the 4 selected sampling points in the Muga River basin. These four points comprise 1 regulated point downstream of the Boadella reservoir, and three unregulated points, namely 2 headers and a third one downstream of Albanyà village.

A total of 34 species of benthic cyanobacteria were identified in the 4 studied areas. The predominant species were linked to clear waters or slightly altered areas. Two species were dominant in most of them: *Rivularia biasoletti* (in cleaner and exposed areas) and *Phormidium retzii* (in unexposed areas or with high flow velocity).

In the benthic community of cyanobacteria, a total of 6 intracellular microcystins were detected. Three of them were identified: MC-RR, MC-LR and MC-YR. The accumulation of intracellular microcystins decreased along the stream as determined by different physical, chemical and biological factors. At a general level, the total accumulation of intracellular microcystins was associated with an increased in water temperature, a decrease of benthic cyanobacterial diversity and small increases in the concentration of dissolved phosphorus in the water. On the other hand, microcystins release was linked to the effects of different physical disturbances on the cyanobacterial community, whether of natural or anthropical origin.

RESUM (CATALÀ):

L'estudi de les comunitats de cianobacteris a la conca del riu Muga permet aprofundir en la recerca de factors que afavoreixin o inhibeixin la acumulació intracel·lular de microcistines i el seu alliberament al medi en condicions oligotròfiques o amb lleus signes d'eutròfia, al temps que permeten aportar nous coneixements que ajudin a millorar el coneixement dels mecanismes i processos que participen en la dinàmica de las comunitats de cianobacteris bentònics i de les microcistines associades en ecosistemes fluvials mediterranis.

S'ha fet un estudi de l'estructura i variabilitat de les comunitats de cianobacteris durant un cicle anual sencer mitjançant mostreigs mensuals i mostreig amb menys periodicitat al llarg d'un segon cicle anual posterior. Que han permès observar diferents patrons temporals i pautes espacials durant tot el període d'estudi en els 4 punts de mostreig seleccionats a la conca del riu La Muga. Aquests quatre trams inclouen 1 punt amb cabals regulats, aigües avall de l'embassament de Boadella, i tres amb cabals naturals, 2 són capçaleres i el punt restant es troba aigües avall de la població d'Albanyà.

S'han identificat un total de 34 espècies de cianobacteris bentònics a les 4 zones estudiades, predominant sempre espècies d'aigües netes o poc alterades. Dues espècies, *Rivularia biasoletiana* (zones més netes i exposades) i *Phormidium retzii* (zones esciòfiles o amb alta velocitat de corrent), resulten dominants en gran part dels trams.

S'han detectat un total de 6 microcistines acumulades intracel·lularment en la comunitat bentònica de cianobacteris, identificant-se 3 d'elles: MC-RR, MC-LR i MC-YR. La concentració de microcistines intracel·lulars ha disminuït al llarg de l'eix del riu, determinada per diferents factors físics, químics i biològics. A nivell general, la concentració total de microcistines intracel·lulars s'ha trobat associada amb un augment de la temperatura de l'aigua, un descens en la diversitat de la comunitat de cianobacteris i petits increments de la concentració de fòsfor dissolt a l'aigua. Pel que fa a l'alliberament de microcistines, ha estat vinculat a l'efecte de diferents perturbacions patides per la comunitat cianobacteriana, ja siguin degudes a factors físics naturals com antròpics.

1.	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS:	9
1.1.	Introducción	
1.2.	Objetivos	
2.	MATERIAL Y MÉTODOS:	19
2.1.	Estimación de caudales.	
2.2.	Parámetros físico-químicos.	
2.3.	Descripción del hábitat de la comunidad de estudio.	
2.4.	Muestreo de la comunidad bentónica de cianobacterias:	
2.4.1.	Caracterización de la comunidad bentónica de cianobacterias.	
2.4.2.	Biomasa: pigmentos fotosintéticos.	
2.4.3.	Identificación y cuantificación de la concentración de microcistinas intracelulares producidas por el biofilm.	
2.4.4.	Cuantificación de la concentración de microcistinas disueltas en el agua.	
2.4.5.	Cuantificación de la actividad exoenzimática de la comunidad bentónica: actividad fosfatasa alcalina.	
2.4.6.	Valoración de la interferencia entre la producción y liberación de microcistinas y la actividad exoenzimática.	
2.5.	Análisis estadístico.	
3.	CUENCA DE ESTUDIO Y PUNTOS DE MUESTREO:	29
3.1.	Descripción de la cuenca del río Muga: geología, climatología, vegetación general y usos del suelo.	
3.2.	Caracterización de los puntos de muestreo:	
3.2.1.	Caracterización de la estación Muga 1 (R. Muga).	
3.2.2.	Caracterización de la estación Muga 2 (Riera d'en Parada).	
3.2.3.	Caracterización de la estación Muga 3 (R. Muga).	
3.2.4.	Caracterización de la estación Muga 4 (R. Muga).	
3.2.5.	Pautas generales y discusión.	
4.	FLORÍSTICA – COMUNIDAD BENTÓNICA:	75
4.1.	Listado de cianobacterias. Fichas descriptivas:	
4.1.1.	Orden Chroococcales	
4.1.2.	Orden Nostocales	
4.1.3.	Orden Oscillatoriales	
4.2.	Descripción de la comunidad.	

5.	DINÁMICA DE LAS COMUNIDADES EPILÍTICAS:	179
5.1.	Pigmentos fotosintéticos.	
5.2.	Dinámica de la estructura de las comunidades.	
5.3.	Discusión.	
6.	ACUMULACIÓN INTRACELULAR DE MICROCISTINAS:	209
6.1.	Importancia del mesohábitat en la acumulación de microcistinas intracelulares.	
6.2.	Dinámica de la acumulación de microcistinas intracelulares: papel de los descriptores bióticos y abióticos en cada estación de muestreo.	
6.3.	Dinámica general de la acumulación de microcistinas intracelulares en tramos no regulados.	
6.4.	Discusión.	
7.	LIBERACIÓN DE MICROCISTINAS AL MEDIO:	239
7.1.	Importancia del mesohábitat en la liberación al medio de microcistinas intracelulares.	
7.2.	Dinámica de la liberación al medio de microcistinas intracelulares: papel de los descriptores bióticos y abióticos en cada estación de muestreo.	
7.3.	Dinámica general de la liberación al medio de microcistinas intracelulares en todos los tramos estudiados.	
7.4.	Discusión.	
8.	CONCLUSIONES:	261
9.	REFERENCIAS:	263
10.	APÉNDICES:	287

1.- INTRODUCCIÓN Y
OBJETIVOS:

1.1. INTRODUCCIÓN:

La primera cita científica sobre la toxicidad asociada a cianobacterias se remonta a 1878 (Francis, 1878); en la que se mencionan envenenamientos de animales domésticos en Australia, aunque ya existen referencias del milenio anterior en China (Chorus y Bartram, 1999). La presencia de cianotoxinas no se encuentra geográficamente localizada, sino que se ha detectado en la mayoría de sistemas acuáticos: lagos del Norte América (Kotak *et al.*, 1993; McDermott *et al.*, 1995), Tailandia (Mahakhant *et al.*, 1998) y la Polinesia francesa (Abed *et al.*, 2003), embalses de Brasil (Bittencourt-Oliveira, 2003; Molica *et al.*, 2005), Kenia (Mwaura *et al.*, 2004), Arabia Saudita (Mohamed, 2008; Mohamed y Al Shehri, 2007) y Marruecos (Oudra *et al.*, 2002a; Sabour *et al.*, 2002), lagos glaciales en pastos alpinos de Suiza (Mez *et al.*, 1998), embalses y ríos de la Península Ibérica (Carrasco *et al.*, 2006; Fernández del Campo *et al.*, 2001; Moreno *et al.*, 2005; Quesada *et al.*, 2006; Saker *et al.*, 2003; Vasconcelos, 1994; Vasconcelos *et al.*, 1996), ríos y lagos de Francia (Vezic *et al.*: 1997 y 1998), lagos de Dinamarca (Henriksen y Moestrup, 1997), Alemania (Frank, 2002; Kurmayer *et al.*, 2003) y Holanda (Hoogenboezem *et al.*, 2004) e incluso se han detectado en al agua potable de la ciudad de Haimen en China (Harada *et al.*, 1996a) y de la República Checa (Bláha y Maršálek, 2003), y en canales de la ciudad de Sohag en Egipto (Mohamed, 2001; Mohamed y Carmichael, 2000). Todo esto justifica la preocupación mundial en relación con el posible efecto de las cianotoxinas sobre la salud de las poblaciones, especialmente humanas.

El estudio de los factores que controlan la producción de estas toxinas y que permitan prever su desarrollo y liberación, resulta de gran importancia para poder garantizar a largo plazo la calidad del agua y su disponibilidad para el consumo humano. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha coordinado una monografía sobre el tema y realizado una serie de recomendaciones respecto a las toxinas cianobacterianas (Chorus y Bartram, 1999), posteriormente revisada y actualizada por Merilouto y Codd (2005). La mayoría de los estudios se han realizado sobre los géneros más frecuentes del plancton de embalses y lagos, generando memorias específicas como Vaitomaa (2006), sobre los géneros *Microcystis* y *Anabaena*. Para realizar un buen control, seguimiento y gestión de una masa de agua que puede contener cianotoxinas, es relevante la identificación de los organismos que las producen y liberan, así como determinar los factores ambientales asociados a ambos procesos, ya que el método óptimo de monitorizar una zona susceptible es detectar la aparición de las cianobacterias potencialmente productoras de cianotoxinas (Whitton y Potts, 2000a; Roset *et al.*, 2001).

El estudio y monitorización de los sistemas acuáticos resulta de gran interés en la actualidad, debido a que más del 70% de las muestras potencialmente tóxicas han resultado ser tóxicas en todo el mundo. De manera que, se podría decir que entre el 25% – 35% de los embalses españoles tienen una alta probabilidad de desarrollar blooms de cianobacterias tóxicas. Ocasionalmente, se han descrito concentraciones bastante elevadas, pero los estudios en la Península Ibérica siguen siendo escasos y resulta necesario un control y seguimiento más exhaustivo y continuo (Quesada *et al.*, 2004). En la actualidad, existe una preocupación global sobre el estado de las aguas, pero es necesario que dentro de esta política se incluya de manera concreta la observación, investigación y seguimiento de cianobacterias y sus toxinas, tal y como se ha hecho, en parte, en la legislación de aguas

prepotables en España (RD 140/2003, del 7 de febrero), ya que a nivel mundial está empeorando la calidad de las aguas y por tanto deteriorándose las condiciones de las aguas para el consumo humano y uso recreativo (Codd, 2000; Stewart *et al.*, 2006b).

Existen distintos tipos de cianotoxinas que suelen agruparse en función de su estructura y toxicidad en:

- Péptidos cíclicos hepatotóxicos: microcistinas y nodularinas
- Alcaloides neurotóxicos: anatoxinas y saxitoxinas
- Alcaloides citotóxicos: cilindrospermopsina
- Alcaloides dermatotóxicos: aplisiatoxinas y debromoaplisiatoxina
- Lipopolisacáridos irritantes
- Otros compuestos bioactivos: fungicidas, antibióticos, antivirales...

Las hepatotoxinas, pueden ser heptapéptidos cíclicos (microcistinas) o pentapéptidos (nodularinas). En la figura 1.1 se muestra la estructura química general del grupo de las microcistinas, formado generalmente por un anillo cíclico de siete aminoácidos: D-Ala¹ (D-alanina), X², D-MeAsp³ (ácido D eritro-β-metil aspártico), Y⁴, Adda⁵ (ácido (2S,3S,8S,9S)-3-amino-9-metoxi-2,4,6,8-trimetil-10-fenildeca-4,6-dienoico), D-Glu⁶ (D-glutamato) y Mdha⁷ (N-metil-dehidroalanina). Las diferencias estructurales entre las distintas microcistinas identificadas se han observado en los siete aminoácidos que la conforman, sobre todo los L-aminoácidos variables, marcados como X e Y (tabla 1.1). Además, los radicales (R₁ y R₂) de estos dos aminoácidos pueden ser diferentes: H (metil-microcistina) o CH₃ (microcistina). Hasta el momento, se conocen más de 65 microcistinas diferentes, aunque solo unas pocas parecen no ser tóxicas, generalmente en modificaciones de la región Adda-glutamato (Carmichael, 1994; Chorus y Bartram, 1999).

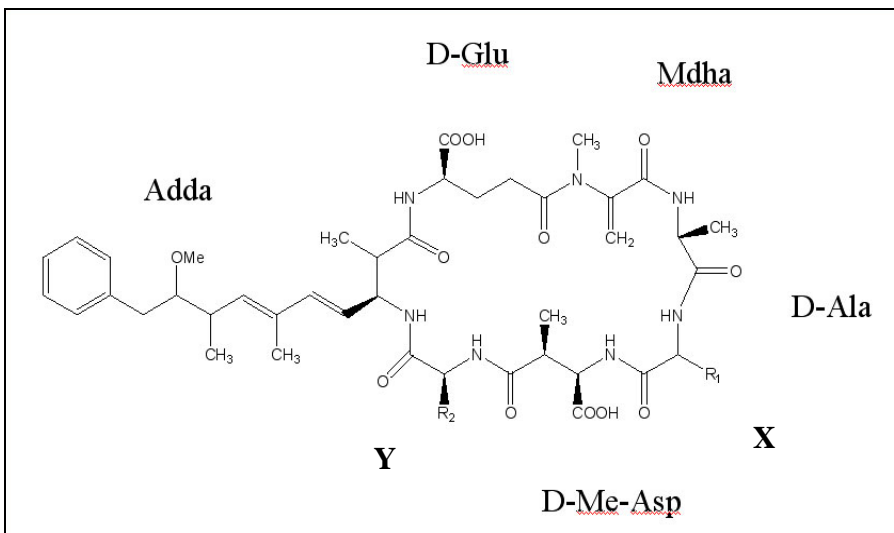


Figura 1.1: Estructura química general de una microcistina (Cyano-Biotech, 2007)

	Aminoácido X	Aminoácido Y	Peso molecular
Microcistina-LR	leucina	arginina	995,2
Microcistina-RR	tirosina	arginina	1038,2
Microcistina-YR	arginina	arginina	1045,2
Microcistina-LF	leucina	fenilalanina	986,2
Microcistina-LW	leucina	triptófano	1025,2

Tabla 1.1: Microcistinas: L-aminoácidos variables y peso molecular correspondiente.

Estas toxinas, microcistinas y nodularinas, tienen una acción directa en el sistema hepático de mamíferos. Ambas pueden llegar a los hepatocitos por medio de los receptores de los ácidos biliares, provocando su retracción y la pérdida de contacto entre los hepatocitos y las células que forman los capilares sinusoides. Esto sucede al inhibir la enzima fosfatasa alcalina que provoca un aumento de fosfoproteínas. La pérdida de contacto origina espacios internos que provocan la afluencia de sangre capilar, ocasionando un edema hepático acompañado de la anastomosis de los vasos sanguíneos y la muerte por hemorragia hepática a pocas horas tras la toma de dosis altas. Las hepatotoxinas también son potentes promotores de tumores hepáticos, pero también del aparato digestivo (Chorus y Bartram, 1999; Yoshizawa *et al.*, 1990; Zhou *et al.*, 2002), así como se ha demostrado su efecto en el sistema inmunológica, aumentando la adherencia de leucocitos polimorfonucleares (Hernández *et al.*: 1998, 2000).

Las neurotoxinas, en cambio, son alcaloides y actúan como bloqueadores neuromusculares post-sinápticos que impiden la degradación de la acetilcolina ligada a los receptores, o como inhibidores de la conducción nerviosa bloqueando los canales celulares de sodio. Su acción es más rápida que la de las hepatotoxinas y puede provocar una parada respiratoria a los pocos minutos de su ingesta, en función de la concentración recibida (Carmichael, 1994; Chorus y Bartram, 1999). Un caso especial corresponde con la neurotoxina BMAA (beta-metilamino L-alanina). Esta toxina provoca problemas degenerativos del aparato locomotor y parece estar relacionada con enfermedades como la esclerosis lateral amiotrófica (ELA), parkinson y demencia (Buenz y Howe, 2007; Cox *et al.*, 2005; Miller, 2006; Osswald *et al.*, 2007; Spencer *et al.*, 1987).

Pero no solo se observa un efecto directo de las cianotoxinas en mamíferos, sino también en peces, moluscos bivalvos y macroinvertebrados. Algunos estudios muestran no solo un aumento de la tasa de mortalidad, sino también una inhibición del herbivorismo e incluso el carácter acumulativo de estos compuestos en tejido muscular y no solo visceral (Carbis *et al.*, 1996; Fischer *et al.*, 2000; Rohrlack *et al.*: 1999, 2001; Vasconcelos, 1999). Estos organismos pueden resistir ciertos niveles de cianotoxinas, actuando como vectores de las mismas (Vasconcelos, 2006). La diversidad de macroinvertebrados en ríos también se ve influida por la presencia de microcistinas en el agua (Aboal *et al.*, 2000). Varios estudios muestran además el carácter alelopático de estos péptidos en macrófitos, así como en diferentes algas, bacterias y hongos, e incluso cianobacterias (Chen *et al.*, 2004; Mc Elhineya *et al.*, 2001; Pflugmacher, 2002; Saqrane *et al.*, 2007; Valdor y Aboal, 2007). En definitiva, supone un efecto directo en la estructura trófica de los ecosistemas, afectando directamente a los distintos grupos funcionales y actuando como vectores a través de la bio-acumulación ante la exposición a dosis subletales (Vasconcelos, 1999).

Las cianotoxinas son compuestos bastante estables químicamente. Las microcistinas son solubles en agua y resistentes a la hidrólisis enzimática y a la ebullición. Tienen una vida media de tres semanas a pH = 1 y 40° C en condiciones de laboratorio, mientras que en condiciones naturales es mucho menor, aproximadamente una semana. Estas toxinas pueden ser eliminadas forma natural o artificial. Los procesos de degradación en la naturaleza comprenden la actividad biológica (degradación catalítica) y la radiación ultravioleta (degradación fotolítica). Ambos procesos resultan bastante efectivos y su estudio ha favorecido el desarrollo de nuevas técnicas de eliminación de cianotoxinas en laboratorio (Wörmer *et al.*, 2006; Shephard *et al.*, 1998).

Los procesos de potabilización tradicionales como la cloración y otros procesos oxidantes no destruyen estas toxinas en su totalidad. Procesos de cloración y el uso de otros algicidas como herramienta de control es efectiva cuando el florecimiento no es tóxico. Sin embargo, el resultado es contrario ante un bloom tóxico en el que la lisis celular provoca un aumento directo de la concentración de toxinas en el agua. Aun así, estudios recientes parecen demostrar que la oxidación de microcistinas con permanganato y cloro parecen efectivos (Acero *et al.*, 2005). Pero para que este proceso sea efectivo, es necesaria la floculación o filtración previa con carbono activo y una oxidación con concentraciones bastante elevadas. Más aun, el uso de cloro para la oxidación da lugar a metabolitos residuales organoclorados y de mal sabor al agua (Sevilla *et al.*, 2005). Los procesos de filtración parecen eficaces, siempre que sean realizados con carbono activo, pero su efectividad depende de su presentación (polvo o granular), así como del método de adición del mismo. Los procesos de ozonización también resultan efectivos. En algunas estaciones de tratamiento de agua potable (ETAP) se cambia el tratamiento de las aguas en cuanto se detecta un florecimiento de cianobacterias. Se sustituye la preoxidación con cloro o permanganato por ozonización y, además, se adiciona carbón activo en polvo antes de la coagulación-floculación (Martínez, 2006).

Bastantes especies de cianobacterias producen toxinas, aunque la misma especie puede presentar a la vez cepas tóxicas y cepas que no son tóxicas (Carmichael, 1997). La producción, tanto de hepatotoxinas como de neurotoxinas, se ha comprobado en cultivos mono-específicos de diferentes cepas, fundamentalmente planctónicas. Se han detectado neurotoxinas en especies de los géneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermum*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* y *Lyngbya*. Las hepatotoxinas se han localizado en cultivos mono-específicos de *Anabaena*, *Microcystis*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Anabaenopsis*, *Hapalosiphon*, *Nodularia* (Chorus y Bartram, 1999; Oudra *et al.*, 2002b; Tarín, 2004). Sin embargo, no todas las cepas de la misma especie son tóxicas ni todas responden de la misma manera a la variación de las condiciones externas, según varios estudios realizados en laboratorio, situación que dificulta más aún la comprensión de las causas de su producción (Kameyama *et al.*, 2002). También se han detectado cianotoxinas asociadas a comunidades bentónicas de cianobacterias en condiciones naturales. En estos casos, las comunidades están compuestas por géneros como *Phormidium*, *Rivularia*, *Tychonema*, *Schizothrix* y *Homoeothrix* (Maršálek *et al.*, 1997; Argerich *et al.*, 2002b; Puig *et al.*, 2002; Aboal y Puig: 2005, en prensa y Aboal *et al.*, 2005).

El estudio morfológico de las especies potencialmente tóxicas, análisis microscópico de morfotipos y distribución en el agua, parece indicativo de la producción de toxinas en algunas especies (Via-Ordorika *et al.*, 2004). Aparentemente, la abundancia y distribución de distintos morfotipos de una misma especie pueden indicar una mayor posibilidad de producir cianotoxinas, de modo que su estudio detallado al microscopio junto con su distribución puede facilitar la detección de toxicidad potencial. De modo que, aunque no constituye un modelo cuantitativo, sí pone de manifiesto la importancia de los estudios morfológicos, además de genéticos, en este grupo de organismos, así como la necesidad de realizar estudios de la dinámica y desarrollo de las comunidades. Aunque no existen muchos trabajos prolongados en el tiempo respecto a la dinámica de la comunidad de cianobacterias, algunos estudios continuos realizados durante tres años, muestran una variabilidad espacial que sigue cierta dinámica temporal de las comunidades bentónicas, sobre todo estacional, asociada a la estabilidad del sustrato y a diferentes parámetros del medio que también afectan a los macroinvertebrados consumidores de estas comunidades (Kjeldsen *et al.*, 1996; Pitois, *et al.*, 2001). Sin embargo, en este tipo de estudios no se han analizado conjuntamente los aspectos toxicológicos de las cianobacterias y sus cianotoxinas.

La finalidad de la síntesis de estos compuestos secundarios (cianotoxinas) no está clara. Algunos autores hablan de funciones protectoras, quelando iones de hierro intracelulares con alto poder destructivo, que pueden ser la fuente catalítica de radicales libres de oxígeno (Utliken y Gjølme, 1995). Algunas cianotoxinas como las nodularinas, forman poros en las bicapas lipídicas, mientras que las microcistinas se han observado en la pared celular, en las paredes tilacoidales y en las vainas (Shi *et al.*, 1995; Spassova *et al.*, 1995). Por tanto, también se plantean como compuestos transportadores transmembrana de calcio, magnesio y otros metales. Estudios más recientes en cianobacterias planctónicas han evidenciado la existencia de un gen transportador ABC implicado en la síntesis de microcistinas (gen *McyH*), que implicaría un transporte activo de las microcistinas y por tanto estar vinculado a una función alelopática en la comunidad (Holland *et al.*, 1999; Tillet *et al.*, 2000; Pearson *et al.*, 2004). Aun así, la alta plasticidad bioquímica de las cianobacterias, así como la existencia de compuestos intracelulares químicamente similares a las cianotoxinas, hacen pensar en la difícil previsibilidad de la toxicidad (Jones *et al.*, 1995).

Por otro lado, el conocimiento de la influencia de la disponibilidad de nutrientes en la morfología de las especies de cianobacterias no es reciente (Whitton, 1987), tanto de los compuestos de nitrógeno (Sinclair y Whitton, 1977) como de los de fósforo (Livingstone *et al.*, 1983; Livingstone y Whitton, 1983). En cambio, la posible relación entre la morfología de las especies y su actividad tóxica data de los últimos años (Via-Ordorika *et al.*, 2004). Los afloramientos planctónicos de cianobacterias tóxicas parecen preferir una alta concentración de nutrientes, principalmente de nitrógeno y fósforo (Smith, 1983; Chorus y Bartram, 1999). Sin embargo, también se han observado blooms altamente tóxicos en aguas de carácter oligotrófico (Mez *et al.*, 1998). En condiciones oligotróficas, la producción primaria de la comunidad cianobacteriana está directamente relacionada con la composición de especies. Un aporte de nutrientes en estas condiciones provoca un cambio evidente de la estructura y funciones de la comunidad (Perona y Mateo, 2006; Rejmánková y Komárková, 2000).

En ríos someros, la comunidad bentónica es la principal responsable del procesamiento de la materia orgánica (Romani, 2000). Además, la dominancia de cianobacterias en la comunidad bentónica en sistemas acuáticos está asociada a condiciones oligotróficas debido a su capacidad fijadora de nitrógeno atmosférico (Stevenson *et al.*, 1996), que favorece su crecimiento frente al resto de grupos algales (Sabater *et al.*, 2000). Su dominancia es bastante común en ríos mediterráneos de naturaleza calcárea (Aboal *et al.*, 2000; Sabater *et al.*, 2000; Romani, 2001), debido en parte a su alta resiliencia en condiciones ambientales extremas, sequías y riadas, que son comunes en zonas mediterráneas (Sabater *et al.*, 2000).

Casi todos los estudios sobre cianobacterias hacen referencia a florecencias de cianobacterias planctónicas en embalses y lagos cuyas aguas son utilizadas para la obtención de agua potable o para su uso recreativo. En algunos casos, se ha observado que la concentración de microcistinas aumenta con la profundidad, de modo que pueden detectarse máximos de concentración de microcistinas junto a tomas de agua profundas para abastecimiento (Albay *et al.*, 2003). El uso de desinfectantes para la potabilización del agua provoca la lisis celular y la liberación al agua de las microcistinas, lo que puede suponer un riesgo para la salud humana (Bruchet *et al.*, 1998; Chorus y Bartram, 1999). La investigación de la producción de toxinas en embalses es más completa que en otros sistemas acuáticos (Chorus y Bartram, 1999; Stewart *et al.*: 2006a, b), especialmente en situaciones de eutrofización (Ferguson, 1997; Bittencourt-Oliveira, 2003). En la mayoría de estos estudios se ha encontrado una variación de la toxicidad del plancton a lo largo del tiempo, tanto en lagos, como en embalses y ríos de Portugal (*e.g.*: Vasconcelos, 1994), así como variaciones estacionales en lagos daneses (Henriksen y Moestrup, 1997).

La gran plasticidad de las especies de este grupo permite la colonización de diversidad de ambientes, como muestran las diferentes ecologías específicas de cada una de ellas (Geitler, 1930; Whitton, 2008). Géneros tan citados en estudios planctónicos como *Microcystis*, también desarrollan colonias adheridas al sustrato (Brunger y Brostöm, 1992). Las cianobacterias también son representativas en las comunidades bentónicas fluviales, incluso en algunos entornos son muy abundante y el grupo dominante. Esta situación se observa especialmente en condiciones opuestas, tanto en cauces fluviales de cabecera poco alterados (Sabater, 1989; Perona *et al.*, 1998; Aboal *et al.*, 2005), como en aguas con una elevada carga de nutrientes (Kelly y Whitton, 1998). En estos ecosistemas pueden formar tapetes epilíticos sobre el sustrato del cauce o en canales y desagües artificiales, como en la conducción de los efluentes de plantas de tratamiento secundario de aguas residuales de industrias papeleras (Kirkwood *et al.*, 2001)); o de la actividad agrícola-ganadera, o procedentes de piscifactorías de cría y engorde de salmónidos. Buena parte de los estudios en ríos de la Península Ibérica han evidenciado la asociación de cianobacterias y eutrofia, mostrando su valor como indicadores de nutrientes (Perona y Mateo, 2006). En contrapartida, algunos autores han observado en condiciones con poca afección antrópica que las comunidades de cianobacteria de aguas limpias presentan cambios negativos ante el aumento de la eutrofización, como puede ser un descenso en biomasa o la reducción del recubrimiento de sustrato por las asociaciones de cianobacterias (Perona *et al.*, 1998), pero siempre combinando la información con los valores de la concentración de nutrientes (Kelly y Whitton, 1998).

La toxicidad de las comunidades bentónicas, ya es un hecho constatado, tanto en ambientes eutróficos (Verspagen *et al.*, 2005; Seifert *et al.*, 2007) como oligotróficos (Aboal *et al.*, 2002). Aunque los estudios de las comunidades bentónicas y su producción y acumulación de cianotoxinas en condiciones oligotróficas son escasos, pero representan una llamada de atención ya que en ellos no se relaciona la toxicidad con eutrofización. En algunos lagos alpinos de Suiza, también la producción de microcistinas está asociada a cianobacterias bentónicas y condiciones de oligotrofia (Mez *et al.*, 1998). Los estudios precedentes se refieren a ecosistemas de cauces pequeños, pero también en el río Nilo se han detectado concentraciones de toxinas bastante elevadas, debidas a la producción de cianobacterias bentónicas (Mohamed *et al.*, 2006). En todos estos casos, se evidencia que no sólo deben estudiarse las comunidades planctónicas sino también las bentónicas, para poder monitorizar la toxicidad de las aguas.

En los estudios realizados en lagos alpinos, la concentración de microcistinas en comunidades bentónicas sigue un patrón estacional, pero no se encontró correlación entre el crecimiento y la producción con las variables ambientales (Mez *et al.*, 1998). La presencia de cianotoxinas también se ha relacionado con suaves temperaturas y una elevada irradiación solar (primavera y verano). Sin embargo, en Georgia se han producido casos de intoxicación de ganado tras unas semanas de frío intenso (Frazier *et al.*, 1998), tal vez debido a la lisis de las células de cianobacterias.

Estudios recientes muestran la presencia de microcistina-LR en varias especies del género *Phormidium* (Maršálek *et al.*, 1997; Puig *et al.*, 2002), o *Rivularia* (Puig *et al.*, 2002; Aboal y Puig, en prensa). También se ha descrito la presencia de microcistinas en la comunidad bentónica fluvial, así como la liberación de éstas al medio (Argerich *et al.*, 2002a), donde se sugiere su posible relación con el ciclo celular pero sin que se haya estudiado en detalle su dinámica.

En varios ríos mediterráneos se ha puesto en evidencia la presencia de microcistinas en la comunidad bentónica (Aboal *et al.*, 2000; Vassal'lo *et al.*, 2004; Aboal *et al.*, 2005), y reflejan su aportación a la columna de agua (Vassal'lo, 2003; Aboal y Puig, 2005). En el caso del río Muga, se han realizado estudios preliminares para conocer la importancia de la dinámica de la carga de nutrientes asociada a la actividad turística en la producción de microcistinas (Vassal'lo, 2003), que continúan el trabajo y desarrollan las propuestas por el mismo grupo (Puig *et al.*, 1991).

1.2. OBJETIVOS:

El objetivo general de este trabajo consiste en analizar la importancia de la toxicidad de las comunidades bentónicas de cianobacterias en aguas pobres en nutrientes, así como discernir las implicaciones que su dinámica y la limitación de nutrientes pueden tener en la producción y liberación de cianotoxinas. Para alcanzar dicho objetivo, el estudio se ha llevado a cabo en varios tramos del río Muga, dentro de su cuenca calcárea mediterránea (Girona), en el que ya se habían detectado anteriormente comunidades de cianobacterias bentónicas tóxicas (Ríos, 2001; Aboal *et al.*, 2001) y se habían realizado estudios puntuales referentes al efecto de los aportes asociados a un pequeño núcleo urbano (Vassallo, 2003).

Los objetivos concretos de la presente tesis son los siguientes:

- Biológicos:
 - o Estructura de la comunidad de cianobacterias bentónicas:
 - Describir la estructura y composición específica de las distintas comunidades de cianobacterias bentónicas presentes en la zona.
 - Elaborar un catálogo de las especies de cianobacterias encontradas y una descripción detallada de las mismas.
 - Realizar una descripción general de los distintos tipos de comunidades de cianobacterias.
 - o Dinámica de la comunidad de cianobacterias:
 - Conocer los patrones espaciales de la comunidad bentónica y su dinámica temporal, desde un punto de vista funcional.
 - Valorar su funcionalidad, con el fin de evaluar las pautas generales que la determinan: físicos, químicos y biológicos.
 - Determinar los factores que influyen en la estructura y dinámica de comunidades de cianobacterias.
 - Analizar la importancia de las relaciones de competencia y uso del hábitat con otros grupos algales.
- Ecotoxicológicos:
 - o Producción de microcistinas:
 - Estudiar la heterogeneidad espacial y temporal de la concentración de microcistinas intracelulares.
 - Detallar los factores bióticos y abióticos determinantes en la producción de microcistinas en distintos tramos durante un ciclo anual.
 - Intentar discernir el papel del aumento en la concentración de nutrientes sobre la producción de microcistinas.
 - Analizar la producción de microcistinas y sus factores determinantes en tramos no regulados.

- Liberación de microcistinas:
 - Describir espacial y temporalmente las pautas de liberación de toxinas y relacionarlas con su producción intracelular.
 - Determinar la importancia del mesohábitat en los patrones de liberación.
 - Establecer los factores hidrológicos, físico-químicos o biológicos que determinan la liberación al medio y su variabilidad espacial.
 - Estudiar la dinámica general de la liberación de microcistinas al medio

2.- MATERIAL Y
MÉTODOS:

El presente trabajo se ha llevado a cabo en cuatro tramos de la cuenca del río Muga a lo largo de dos ciclos anuales completos (abril 2001 – marzo 2003). El estudio está dividido en dos bloques principales, que se corresponden con cada ciclo anual. De abril 2001 a marzo 2002 se realizaron muestreos mensuales para conocer la dinámica anual, aunque fue imposible realizar el muestreo de diciembre de 2001 debido a que estaba cortado el acceso a la zona por las nevadas ocurridas durante esas fechas. De abril 2002 a marzo 2003 se realizaron muestreos estacionales, 1 ó 2 por época, para estudiar en detalle algunas particularidades en la dinámica de la comunidad bentónica.

A continuación, se detalla la distribución de los muestreos en la figura 2.1, sobre un eje temporal. Se han coloreado las diferentes estaciones a lo largo de todo el eje temporal: primavera: verde, verano: amarillo, otoño: naranja e invierno: azul. El eje está a su vez segmentado mensualmente, desde abril 2001 (inicio de los muestreos) a abril de 2003, todas ellas separadas por líneas discontinuas. Además, se ha adjuntado una nueva cuadrícula al final correspondiente al muestreo de agosto 2003, que se ha separado del muestreo anterior de manera diferente (línea continua).

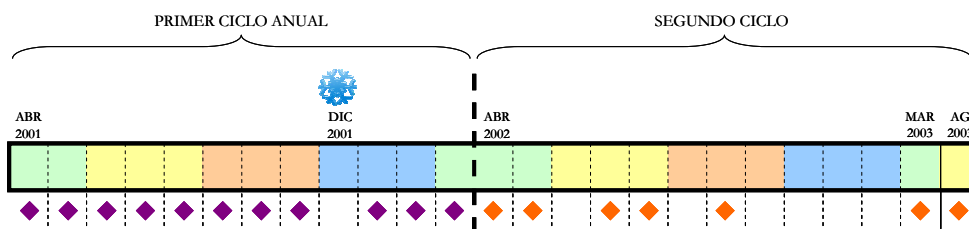


Figura 3.1: Esquema temporal de los muestreos realizados en el río Muga (abril 2001 – agosto 2003).

A lo largo de los dos ciclos anuales en los que se encuentra encuadrado este estudio, se han realizado dos tipos de muestreos: el primero correspondiente al ciclo anual abril 2001 – marzo 2002 y el segundo correspondiente a abril 2002 – marzo 2003, con la incorporación de agosto 2003. Ambos bloques se han separado en el gráfico mediante una línea discontinua vertical.

En cada una de las cuadrículas correspondientes se han colocado los diferentes muestreos, señalizados con rombos. Se llevaron a cabo dos tipos de muestreos, en los que se realizaron distintas tareas detalladas a lo largo del presente capítulo:

1. primer ciclo anual: muestreos en 4 transectos fijos del río Muga: ◆
 - a. MU1
 - b. MU2
 - c. MU3
 - d. MU4

2. segundo ciclo anual: muestreos en 2 transectos fijos del río Muga: ◆
 - a. MU1
 - b. MU3

2.1. ESTIMACIÓN DE CAUDALES:

Se fijó una sección en cada tramo de estudio, con el propósito de medir la variación del caudal. En dicha sección se realizó un transecto transversal del cauce en cada muestreo, en el que se midió la anchura de inundación, la velocidad de la corriente (tomada a nivel de fondo y superficie) y la profundidad del río en intervalos de 50 cm. La velocidad se determinó con el correntímetro Great Atlantic Flow Meters (G.A.F.M.) modelo Ohio Professional ($\pm 0,01$ m/s). La profundidad se midió con una regla metálica milimetrada ($\pm 0,1$ cm). Para la determinación de la sección inundada y el caudal se utilizó el método velocidad-área descrito por Gordon *et al.* (1992).

2.2. PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS:

En un punto fijo asociado al transecto, se midieron *in situ* la conductividad ($\pm 1,0$ $\mu\text{S}/\text{cm}$), el pH ($\pm 0,01$), la temperatura ($\pm 0,1^\circ$ C), la concentración de oxígeno ($\pm 0,01$ mg/l) y el porcentaje de saturación de oxígeno del agua ($\pm 0,1\%$). Las mediciones se realizaron con sondas comerciales: un pHmetro modelo 230A Orion con sonda 91-57 Orion, un conductímetro modelo 105 Orion con sonda 010510 Orion y un oxímetro modelo 830 Orion con sonda 083010 Orion. Se realizó una medición mensual de cada una de las variables citadas.

Parámetros de medida	Método de medida	Técnica	Lugar de análisis
Anchura de Inundación	Cinta métrica	1 transecto fijo	Campo
Profundidad	Regla metálica	- cada 50 cm, en el transecto - 3 puntos en cada <i>surber</i>	Campo
Velocidad de corriente	Correntímetro GAFM	- cada 50 cm, en el transecto - 3 puntos en cada <i>surber</i>	Campo
Caudal	Anchura, profundidad y velocidad de corriente	Gordon <i>et al.</i> , 1992	Laboratorio
Substrato	Estimación visual	Allan (2001)	Campo
PH	pHmetro	1 medida junto al substrato	Campo
Conductividad	Conductímetro	1 medida junto al substrato	Campo
Oxígeno disuelto	Oxímetro	1 medida junto al substrato	Campo
Temperatura del agua	Termómetro	1 medida junto al substrato	Campo
Calcio	Medidor de iones selectivos	1 muestra junto al substrato	Laboratorio
Alcalinidad	Método 2320 (APHA <i>et al.</i> , 1998)	1 muestra junto al substrato	Laboratorio
Nitratos, nitritos, silicatos y ortofosfato	Auto-analizador de flujo discontinuo	- 1 muestra sobre substrato - 1 muestra intersticial	Laboratorio
Fósforo total	Método 4500-P4 (APHA <i>et al.</i> , 1998)	1 muestra junto al substrato	Laboratorio

Tabla 2.1: Variables hidrológicas y físico-químicas consideradas.

En el mismo punto, se recogieron dos muestras de agua carente de aire, que fueron manipuladas dentro del agua del río, fijadas inmediatamente con una solución de cloroformo y transportadas en oscuridad para el posterior análisis de la alcalinidad y la concentración de calcio en el laboratorio. La concentración de calcio se midió usando el analizador de iones selectivos modelo 830 Orion con la sonda 9720BN Orion. La alcalinidad (meq/l de HCO_3^-) se estimó colorimétricamente mediante el método 2320 (APHA *et al.*, 1998).

Para el análisis de nutrientes, se tomaron muestras de agua tanto a nivel del substrato, como a nivel intersticial (a 5 mm aproximadamente dentro de la zona intersticial). Las muestras fueron recogidas con diferentes jeringuillas y filtradas directamente en el campo utilizando diferentes filtros de fibra de vidrio Whatthman GF/F. Se utilizaron tubos de vidrio que anteriormente fueron lavados con una solución de HCl (2%), tres lavados con agua destilada, un lavado con H_2SO_4 (2% - 5%) y por último tres lavados con agua destilada. Las muestras se congelaron con nitrógeno líquido directamente en el campo y fueron mantenidas a -18°C hasta su utilización. La concentración de nitratos, nitritos, ortofosfato y silicatos fue evaluada en el autoanalizador de flujo discontinuo BRAN + LUEBBE modelo TRAACS 2000. Las técnicas utilizadas fueron: J-005-88 D para silicatos ($\pm 0,005 \mu\text{mol/l}$), J-002-88 E para nitratos ($\pm 0,005 \mu\text{mol/l}$), J-003-88 E para nitritos ($\pm 0,005 \mu\text{mol/l}$) y G-033-92 C para fosfatos ($\pm 0,005 \mu\text{mol/l}$).

Para el análisis de fósforo total ($\pm 0,005 \mu\text{mol/l}$) se tomó una muestra por tramo en superficie, poniendo especial cuidado en su manipulación siempre dentro del cauce y su posterior congelación directamente en el campo. Estas muestras se mantuvieron a -18°C hasta su utilización. Se utilizó el método 4500-P-4 de digestión con ácido sulfúrico y nítrico (APHA *et al.*, 1998) y la cuantificación por colorimetría con verde de malaquita (Fernández *et al.*, 1985).

2.3. DESCRIPCIÓN DEL HÁBITAT DE LA COMUNIDAD DE ESTUDIO:

En cada muestreo, se seleccionaron dos áreas tipo de 1 m² donde se estableció una superficie de 0,1 m² (*surber*), representativas de las dos subzonas del tramo de estudio. La composición del sustrato se describió *in situ* según la clasificación recomendada por Allan (2001): bloque > 256 mm; canto = 256 - 32 mm; grava = 32 - 2 mm; arena = 2 - 0,063 mm; limo < 0,063 mm. También se midieron la velocidad de corriente y la profundidad en tres puntos de cada *surber*. Esta unidad de estudio ha sido utilizada para la toma de todas las muestras biológicas: pigmentos, análisis de microcistinas (intracelulares y disueltas) y caracterización de la comunidad.

Parámetro	Método de análisis	Número	Conservación
Identificación comunidad cianobacterias	Esteroscopia binocular y microscopio óptico.	1 muestra por cada réplica de toxicidad (HPLC y ELISA)	Formol 4% y oscuridad
Pigmentos	Jeffrey y Humphrey (1975) y Bennet y Bogorot (1973)	6 réplicas (4 cm ²): 3 clorofila y carotenoides + 3 ficobiliproteínas	Congelación a -18° C
Contenido microcistinas	HPLC (Chorus y Bartram, 1999)	Mínimo 2 réplicas (4, 8 ó 12 cm ²)	Congelación a -18° C + liofilización
Liberación microcistinas	ELISA (Strategic Diagnostics Inc. EnviroGard [®] Microcystins Plate Kit 75400)	De 2 a 4 muestras (3 ml.)	Refrigeración + análisis al día siguiente

Tabla 2.2: Relación de parámetros analizados referidos a las comunidades de cianobacterias.

2.4. MUESTREO DE LA COMUNIDAD BENTÓNICA DE CIANOBACTERIAS:

En cada uno de los cuatro tramos estudiados, se estimó la biomasa y el estado fisiológico de los organismos fotosintetizadores por grupos, mediante el análisis de los distintos pigmentos fotosintéticos de la comunidad epilítica. En cada *surber*, se describió la estructura de la comunidad y se identificaron las especies de cianobacterias. También se identificaron y cuantificaron las microcistinas intracelulares, al mismo tiempo que se analizó el agua circundante a la comunidad para poder evaluar la liberación de microcistinas al medio.

2.4.1. Caracterización de la comunidad bentónica de cianobacterias:

Se valoró *in situ* el recubrimiento de las comunidades epilíticas diferenciables a simple vista. Se describieron las distintas colonias, las biodermas indeterminadas y los tapetes según su textura y color. También se evaluó la presencia de otras especies algales acompañantes como diatomeas y algas verdes filamentosas. Se recogieron muestras del recubrimiento general, de cada *surber* y muestras puntuales, tanto para los análisis de toxicidad, como para la identificación taxonómica. Se tomaron muestras mensualmente (durante el primer ciclo anual) y estacionalmente (durante el segundo ciclo anual). Todas las muestras recolectadas fueron fijadas con formol al 4% y mantenidas en oscuridad. La identificación de las especies se realizó en el laboratorio con la ayuda de un estereomicroscopio binocular (Olympus SZ60 de 10 a 63 aumentos) y de un microscopio óptico con ocular micrométrico acoplado (ZEIN Axioplan, Plan-NEOFLUAR 10x/0,30, 20x/0,50, 40x/0,75 y 100x/1,30 Oil y ACHROPLAN 63x/0,80). Para cada especie, se elaboró una ficha descriptiva, en la que se consignaban tanto los datos microscópicos, como los macromorfológicos y los de campo.

En la identificación de las especies se utilizaron principalmente las monografías del orden *Oscillatoriales* de Komárek y Anagnostidis (2005) y del orden *Chroococcales* de Komárek y Anagnostidis (1998). Para los restantes órdenes se han seguido las revisiones de Anagnostidis y Komárek (1988) y Komárek y Anagnostidis (1986 y 1989), además de las obras de Desikachary (1959), Frémy (1930), Geitler (1932) y John *et al.* (2002).

Para la estima del recubrimiento total (R) de la comunidad cianobacteriana se ha tenido en cuenta la valoración macroscópica realizada durante el muestreo (C) y el porcentaje de recubrimiento evaluado en el laboratorio bajo el estereomicroscopio binocular (L):

$$\text{Recubrimiento} = \sum C_i \times L_i$$

Los porcentajes *in situ* sólo diferenciaron las comunidades dominantes del resto del tapete de cianobacterias, del que se valoró el porcentaje de recubrimiento para cada especie. Ambos porcentajes se multiplicaron para así obtener el porcentaje total para cada especie. Para completar el estudio de la comunidad bentónica, se calculó la riqueza específica (S = nº de especies).

Se han elaborado gráficas del recubrimiento total de las especies más representativas y elaborado tablas conjuntas de la abundancia relativa en cada uno de los tramos estudiados (tabla 2.3)

Abundancia relativa	Recubrimiento (%)
+	< 1
1	1 – 10
2	10 – 25
3	25 – 50
4	50 – 75
5	75 – 100

Tabla 2.3: Correspondencias entre recubrimiento (%) y abundancia relativa.

2.4.2. Biomasa - pigmentos fotosintéticos:

En cada muestreo se recogieron seis réplicas de 4 cm² del recubrimiento predominante mediante el raspado con un bisturí. Tres de ellas se utilizaron para el análisis de clorofila a, clorofila b, clorofila c y carotenoides y las otras tres para la cuantificación de ficobiliproteínas (PC, APC y PE). Las muestras se congelaron *in situ* con nitrógeno líquido y fueron mantenidas a -18°C hasta su posterior análisis en laboratorio. Cuando no fue posible la utilización de nitrógeno líquido, las muestras se mantuvieron refrigeradas a oscuras y se congelaron en menos de 5 horas.

En el laboratorio, tres de las seis réplicas se traspasaron a tubos de centrifuga, a los que se adicionaron 10 ml de acetona y trituraron. Se mantuvieron a 4°C durante 24 horas preservados de la radiación lumínica. Posteriormente, se centrifugaron durante 15 minutos a 5.000 rpm para medir la absorbancia a las longitudes de onda de 430 nm, 630 nm, 640 nm, 647 nm, 664 nm, 665 nm y 750 nm, siempre que la absorbancia a 750 nm fuese menor de 0,01. Cuando la absorbancia era mayor se diluyó hasta alcanzar un valor que fuera menor de 0,01.

Para la cuantificación de clorofilas se utilizaron las siguientes ecuaciones recomendadas por Jeffrey y Humphrey (1975):

$$\text{Clorofila a} = (11,85 \times \text{Abs } 664) - (1,54 \times \text{Abs } 647) - (0,08 \times \text{Abs } 630)$$

$$\text{Clorofila b} = (21,03 \times \text{Abs } 647) - (5,43 \times \text{Abs } 664) - (2,66 \times \text{Abs } 630)$$

$$\text{Clorofila c} = (24,52 \times \text{Abs } 630) - (7,60 \times \text{Abs } 647) - (1,67 \times \text{Abs } 664)$$

En cuanto a los carotenoides se utilizó el índice de Margalef:

$$\text{Carotenoides} = \text{Abs } 430 / \text{Abs } 665$$

Las restantes tres réplicas de biofilm se utilizaron para la cuantificación de las ficobiliproteínas. Las muestras se descongelaron a temperatura ambiente. Cada muestra se trituró en un tubo de centrifuga de plástico al que se añadió 1 ml de glicerol puro y se conservó 2 horas a 4°C. Tras este tiempo, se adicionaron 9 ml de agua destilada y se agitó rápida y enérgicamente para provocar así un choque osmótico. A continuación, las muestras se centrifugaron 20 minutos a 3.000 rpm y se midieron las absorbancias a 562 nm, 615 nm, 652 nm y 750 nm. La concentración de ficocianina (PC), aloficocianina (APC), ficoeritrina (PE) y las ficobiliproteínas totales (PBP) se calculó mediante las ecuaciones recomendadas por Bennet y Bogorot (1973).

$$\mathbf{PC = (Abs\ 615 - (0,474 \times Abs\ 652)) / 5,34}$$

$$\mathbf{APC = (Abs\ 652 - (0,208 \times Abs\ 615)) / 5,09}$$

$$\mathbf{PE = (Abs\ 652 - (2,41 \times PC) - (0,849 \times APC)) / 9,62}$$

$$\mathbf{PBP = PC + APC + PE}$$

2.5. ANÁLISIS TOXICOLÓGICO DE LA COMUNIDAD BENTÓNICA:

En cada uno de los cuatro tramos estudiados, se estimó la producción de cianotoxinas por la comunidad bentónica de cianobacterias, así como su liberación al medio, mediante el análisis de la concentración intracelular de microcistinas, así como la concentración en el agua circundante a la comunidad bentónica.

2.5.1. Identificación y cuantificación de la concentración de microcistinas intracelulares producidas por el tapete:

Se recogieron 4 muestras de 4, 8 ó 12 cm² de la comunidad bentónica para identificar y cuantificar la concentración de microcistinas contenida en el biofilm mediante HPLC-PAD. Se recolectaron un mínimo de dos réplicas del biofilm predominante, generalmente de 12 cm². Adicionalmente, cuando se encontraba algún crecimiento monoespecífico, o recubrimiento algal diferenciado en el transecto, se recogían una o dos réplicas más. La superficie recolectada dependió del tipo de biofilm, su espesor y su abundancia a nivel general. Todas las muestras se identificaron macroscópicamente *in situ*, anotándose cuando se observaba la presencia de alguna colonia o recubrimiento característico. Se recogieron con la ayuda de un bisturí que permitió levantar toda la comunidad bentónica. Después, se congelaron *in situ* con nitrógeno líquido y posteriormente se liofilizaron y se almacenaron a temperatura ambiente y oscuridad. Para extraer las microcistinas, se adicionaron 10 ml de metanol puro a las muestras liofilizadas y se sometieron a un baño con ultrasonidos (40Hz) durante 30 minutos, con cuidado de que la temperatura del agua no sobrepasase los 45° C. Finalizados los 30 minutos, se decantó el sobrenadante a otro tubo de vidrio que se preservó de la radiación solar. El proceso se repitió tres veces. Por tanto, se obtuvieron 30 ml de extracto. Los extractos se guardaron a -18°C.

Para facilitar la detección, identificación y cuantificación de microcistinas con HPLC, se concentraron los extractos en un rotavapor con baño a 45° C (Chorus y Bartram, 1999). Una vez obtenido el residuo seco, se volvió a resuspender en 20 ml de metanol con el que se había lavado previamente el tubo que contenía el extracto. Se repitió todo el proceso un total de tres veces. El material seco pegado a las paredes del balón tras los tres secados, se resuspendió en 1 ml de metanol puro, que se recogió con una micropipeta y se vertió directamente sobre un filtro con tamaño de poro 0,45 mm unidosis Millex-HA de éster mezclado de celulosa, conectado a un vial de vidrio específico para HPLC, que se conservaron a -18°C hasta el momento de ser pinchados.

Los análisis de HPLC de las muestras reconcentradas se realizaron en el Servicio de Instrumentación Científica (SUIC) de la Universidad de Murcia, siguiendo las recomendaciones para el análisis de microcistinas propuestas en la revisión de Chorus y Bartram (1999). El análisis se realizó bajo un gradiente de agua y acetonitrilo con 0,05% de ácido trifluoroacético, con un equipo de HPLC-PAD Shimadzu (programa control class-yp versión 5.03). Esta unidad tiene dos bombas modelo LC-10Advp, un detector Diode Array modelo SPD-M10Avp, un autoinyector modelo SIL-10Advp y un controlador modelo SCL-10Avp. Se ha utilizado una columna Teknokroma de sílice KROMASIL 100 C18-5mm (25 x 0,40 cm). De esta manera, se han identificado las microcistinas **RR, LR**,

YR, LF y LW mediante el uso de patrones comerciales (CALBIOCHEM) y otras posibles que presentan un espectro de absorción de ultravioleta característico del grupo de las microcistinas (Lawton *et al.*, 1994). Este espectro característico está localizado entre 200 y 300 nm en el que se detecta un máximo a 238 nm aproximadamente, a 240 nm o a 213 nm, según las microcistinas (Chorus y Bartram, 1999; Meriluoto y Codd, 2005). Para la interpretación de cada cromatograma con la identificación de cada uno de los posibles picos de microcistinas, se utilizó un simulador de Shimadzu (programa control class-vp versión 5.03). El límite de detección de esta técnica era de $\pm 0,003 \mu\text{g}$ de microcistina por 1 ml de extracto concentrado mediante rotavapor. Este límite se estimó a partir de diluciones de patrones comerciales. En el caso de las variantes sin patrones comerciales el límite fue superior.

2.5.2. Cuantificación de la concentración de microcistinas disueltas en el agua:

Para cuantificar el contenido de microcistinas disueltas en el agua durante el primer ciclo anual, se recolectaron un mínimo de dos réplicas de 3 ml del agua circundante al tapete correspondiente, con la ayuda de una jeringuilla con aguja. Adicionalmente, cuando se encontraba algún crecimiento monoespecífico o concentración algal destacable en el transecto se recogían una o dos réplicas adicionales que fueron procesadas del mismo modo. Estas muestras se transportaron refrigeradas y en oscuridad hasta el laboratorio y se mantuvieron en refrigeración y oscuridad hasta ser analizadas en un período máximo de 48 horas.

Las muestras procedentes de los muestreos del agua circundante a las colonias y los tapetes (primer ciclo anual), fueron filtradas con diferentes filtros de fibra de vidrio Whatthman GF/F. Posteriormente, se mantuvieron refrigeradas un máximo de 2 días para posteriormente ser analizadas con el método ELISA en placa (Strategic Diagnostics Inc. EnviroGard[®] Microcystins Plate Kit 75400, MicroReader 3 Hyperion version R3.10A), que tiene un nivel de detección de $0,05 \mu\text{g}/\text{l}$.

2.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO:

A lo largo de todo el estudio se han realizado distintos análisis de regresión lineal simple entre los diferentes parámetros analizados a lo largo de este estudio. Para ello, se ha utilizado el índice de correlación de Pearson del paquete estadístico STATISTICA v. 5.5.

Con el mismo paquete estadístico, se ha evaluado la dinámica de los diferentes mesohábitats diferenciados tramo por tramo, pero desde dos puntos de vista:

- comparación entre medias con el test de la t para muestras independientes, así como de su varianza.
- comparación de las concentraciones mes a mes con el test χ^2 .

Además, se han realizado distintos análisis de regresión múltiple, tramo por tramo con el objeto de realizar predicciones en base a distintos descriptores bióticos y abióticos. La regresión se ha calculado mediante el método de selección secuencial variable a variable.

Por último, para evaluar la estructura, la variación de los factores ambientales en conjunto y las relaciones entre las diferentes variables hidrológicas, físico-químicas y biológicas, se han realizado diferentes análisis factoriales con el programa CANOCO para Windows versión 4.5. En particular, se han elaborado diversos análisis de componentes principales (PCA), con los que se ha evaluado el modelo de respuesta lineal de las variables físico-químicas del área de estudio y diferentes análisis de redundancia (RDA), con el objetivo de buscar pautas y tendencias generales en la dinámica de las comunidades bentónicas.

Para contrastar la significación estadística de los autovalores de cada eje canónico se utilizó el test de permutación de Monte-Carlo con 999 permutaciones tal y como proponen ter Braak y Šmilauer (2002).

En todos los análisis multivariantes realizados se han eliminado los datos correspondientes a los meses de mayo 2001 a agosto de 2001 del punto Muga 4, localizado tras el embalse de Boadella. Estos meses coincidieron con la apertura de las compuertas del embalse situado aguas arriba de este punto e impidieron la toma de muestras en general.

3.- CUENCA DE
ESTUDIO

Y PUNTOS DE
MUESTREO:

3.1. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO MUGA - GEOLOGÍA, CLIMATOLOGÍA, VEGETACIÓN GENERAL Y USOS DEL SUELO:

La cuenca hidrográfica del río Muga se encuentra situada al Nordeste de la Península Ibérica, ubicada en la provincia de Girona, y recorre gran parte de la comarca del Alt Empordà. El cauce principal recorre 65 Km, desde su nacimiento en el Pirineo, donde aflora a 1.186 metros sobre el nivel del mar en el Pla de la Muga (Alta Garrotxa) (ICC mapa topográfico 1:5.000), hasta su desembocadura en la playa de Castelló d'Empuries (golfo de Roses).

La cuenca tiene un perímetro de 166 Km, ocupando un área de 854 km² (Sistema de Información Geográfica de la Generalitat de Catalunya, 2009). A pesar de su nacimiento en terrenos silíceos, en la cuenca predominan los materiales calcáreos, especialmente en el eje principal del río Muga.

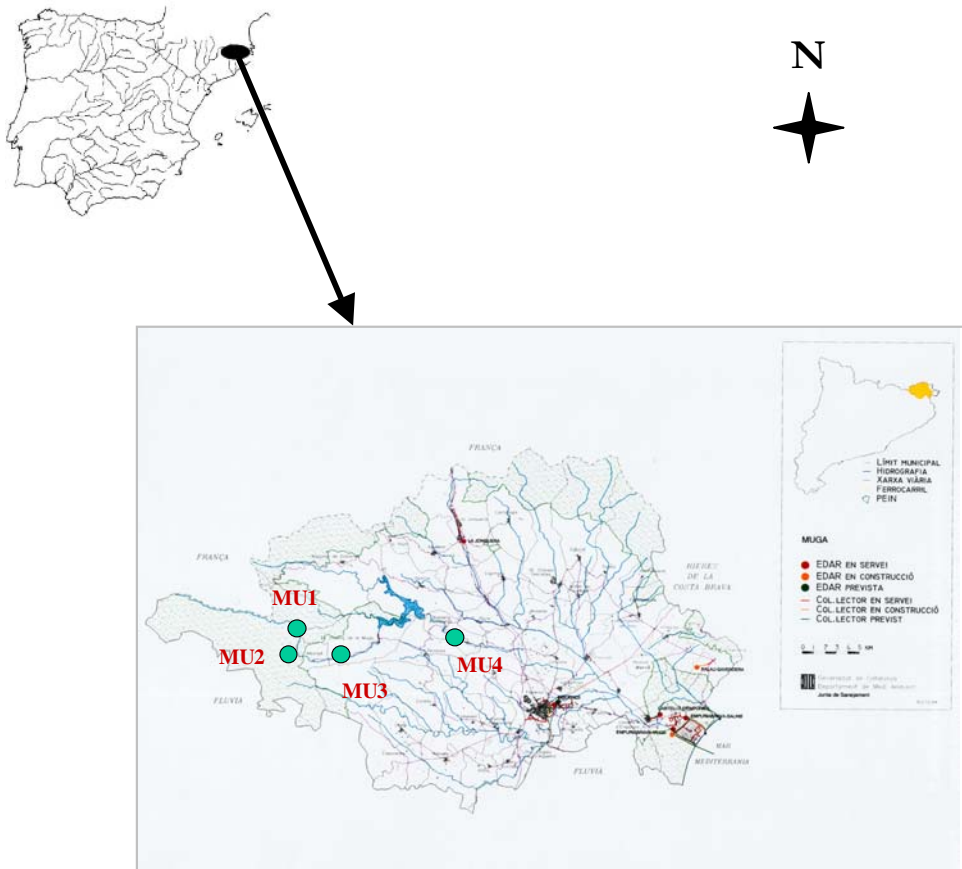


Figura 3.1: Cuenca del río Muga. Situación del área de estudio. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Junta de Sanejament.

En la figura 3.1 se puede observar la ubicación de los cuatro tramos elegidos para el desarrollo del presente estudio, tres de ellos localizados en el eje principal del río Muga y uno en red fluvial secundaria de la cuenca del río Muga (la riera d'en Parada):

- Muga 1: eje principal, curso alto río Muga
- Muga 2: riera d'en Parada, curso alto río Muga
- Muga 3: eje principal, curso alto río Muga
- Muga 4: eje principal, curso medio río Muga

Sistemas de Protección Oficial: La Reserva Natural Parcial Muga-Albanyá abarca un área total de 154,9 ha, que recoge los tramos muestreados (Muga 1 y Muga 2) y en cuyo límite se encuentra localizado Muga 3 (figura 3.2). Dicha reserva está incluida en la Red Natura 2000: PEIN (Pla d'Espais d'Interès Natural) Alta Garrotxa – Massís de les Salines (código ES5120001), dentro de la tipología “espacio de montaña interior” del pre-Pirineo. Está considerada Zona de Especial Protección de Aves (ZEPA) y Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), abarcando una superficie total de 8.874,35 ha del municipio de Albanyá (dpto. de Medio Ambiente de la Generalitat de Catalunya, 2009).

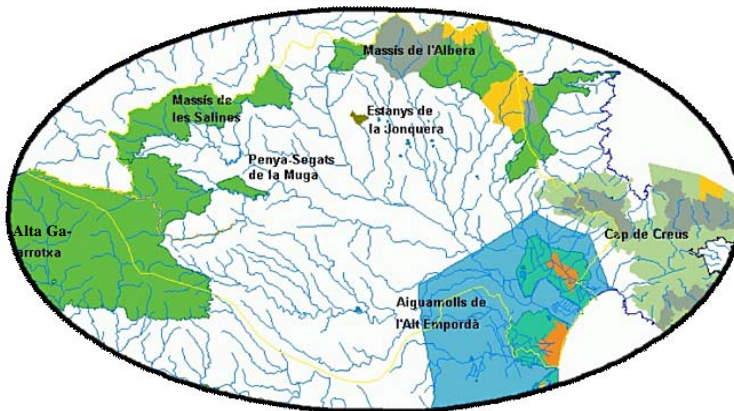


Figura 3.2: Sistemas de protección oficial. Servicio de información Geográfica de la Generalitat de Catalunya, 2009.

Dicho PEIN es uno de los espacios naturales más importantes del territorio catalán debido a su diversidad y representatividad del pre-Pirineo oriental. Su relativo aislamiento geográfico, ha permitido que mantenga una notable diversidad de ecosistemas en un buen estado de conservación. La elevada disimetría de sus laderas unido a los factores climáticos provocan un fuerte contraste entre la vegetación y fauna mediterránea y la eurosiberiana, que determina su gran importancia en cuanto a su diversidad y representatividad de la montaña media catalana (Servicio de Parques Naturales, dpto. de Medio Ambiente de la Generalitat de Catalunya, 2009).

Más al Este se localiza el PEIN de *Penya Segats de la Muga* (precipicios), también considerada ZEPa y LIC (dpto. de Medio Ambiente de la Generalitat de Catalunya, 2009). Dicho PEIN se encuentra localizado dentro de la cuenca de drenaje abarcado por el presente estudio, pero no incluye ninguno de los tramos estudiados.

Dentro de la misma cuenca, pero también fuera del marco de este trabajo, se localizan los humedales de aguas dulces y salobres incluidos desde 1983 en el Parque Natural de los Aiguamolls de l'Empordà que ha permitido la recuperación y protección de un total de 4.730 ha, que se iban perdiendo a causa de prácticas tradicionales de drenaje para la agricultura y la actividad turística (Ventura, 2005).

Geología: El río Muga nace en materiales del Paleozoico, transcurriendo sucesivamente por materiales del Mesozoico, Cenozoico, Mesozoico y Cenozoico, hasta su desembocadura en el Mar Mediterráneo. En el curso alto, la parte más septentrional de la cuenca está compuesta predominantemente por materiales del Paleozoico, mientras que meridionalmente predominan los materiales del Cenozoico. El eje principal del río recorre mayoritariamente materiales del Cretácico (Guimerá, 2001).

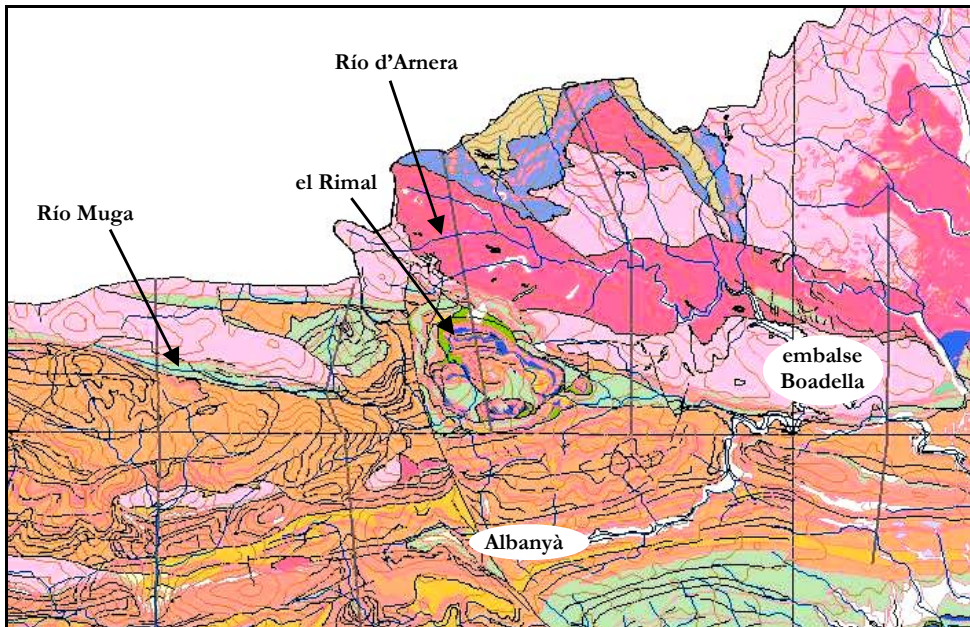


Figura 3.3: Geología del tramo alto del río Muga. Sistema de Información Geográfica de la Generalitat de Catalunya, 2009. **Gravas** (blanco), **material calcáreo y margas** (rosas), **margas y material calcáreo** (naranjas) y **yesos, lutitas y conglomerados** (verdosos)

La terraza fluvial del río Muga a lo largo del tramo de estudio está compuesta predominantemente por gravas junto con arenas, limos y arcillas, todas ellas del Holoceno (Sistema de Información Ambiental, dpto. de Medio Ambiente de la Generalitat de Catalunya, 2009). Mientras, la subcuenca de drenaje asociada a los tres primeros puntos de muestreo (Muga 1, Muga 2 y Muga 3) está compuesta principalmente por calizas, margas, conglomerados y algunas areniscas carbonatadas (figura 3.3), y en su cabecera por una pequeña área granítica (rocas ígneas hercínicas) en el Solá del Taquinell y el Puig de la Trilla (Hojas 219 y 257 del Mapa Geológico de España). En Muga 4 la cuenca de drenaje recoge también distinto material procedente de la red secundaria, pertenecientes a las subcuencas del Rimal y el río Arnera. El río Rimal recorre materiales margocalcáreos, areniscas, dolomías y brechas mesozoicas. En cambio, la subcuenca del río Arnera es mayoritariamente de la Era Paleozoica, prevaleciendo materiales hercínicos como granodioritas, granitos, esquistos y gneis.

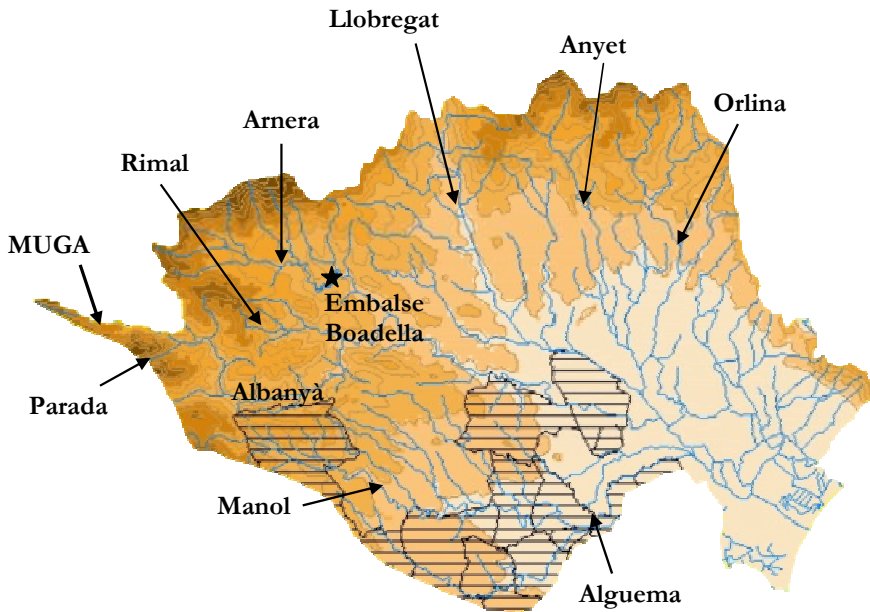
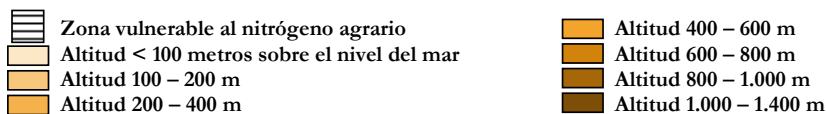


Figura 3.4: Cuenca del río Muga. Topografía (curvas de nivel), red fluvial principal y secundaria y zonas vulnerables a contaminación por nitrógeno agrícola. Sistema de Información Geográfica de la Generalitat de Catalunya, 2009.



En la figura 3.4 se representa la topografía de la cuenca. El curso del río recorre gran parte de la comarca del Alt Empordá y sus dos afluentes más importantes son el Llobregat d'Empordá y el Manol. En su conjunto, la cuenca tiene una red de drenaje compleja, de textura media (Strahler, 1986).

Hasta la estación de Muga 1, el río Muga recibe aportaciones hidrológicas de ambos márgenes, pero son más importantes los localizados en el margen derecho, más en concreto las correspondientes a cuatro afluentes: río Major, Clot del Bar de la Faja, Clot de les Mosqueres y el torrente de Ferrerós (ICC, mapa topográfico 1:50 000). Entre Muga 1 y Muga 3 las aportaciones más importantes corresponden al margen izquierdo: torrente de Pincaró y torrente d'en Parada, donde se encuentra situado el punto de muestreo Muga 2. Aguas abajo de Muga 3, el eje principal recibe aportaciones de ambos márgenes: Clot de la Bora, el Rimal y río Arnera, siendo los dos últimos de mayor amplitud y orden que los anteriores y desembocando directamente en el embalse de Boadella. Aguas abajo del cual se encuentra el último punto de muestreo (Muga 4).

En la figura 3.4 se ha representado la delimitación de las zonas vulnerables por contaminación de nitratos de origen agrario según la interpretación del Decreto 283/1998 del DOCG. Una de las áreas está localizada cercana al punto de muestreo Muga 3, por el margen derecho. Sin embargo, la topografía muestra que corresponde a la subcuenca del río Manol, afluente del río Muga y posterior al último tramo muestreado. Por tanto, el área de estudio seleccionada no está incluida dentro de las zonas vulnerables según dicho Decreto.

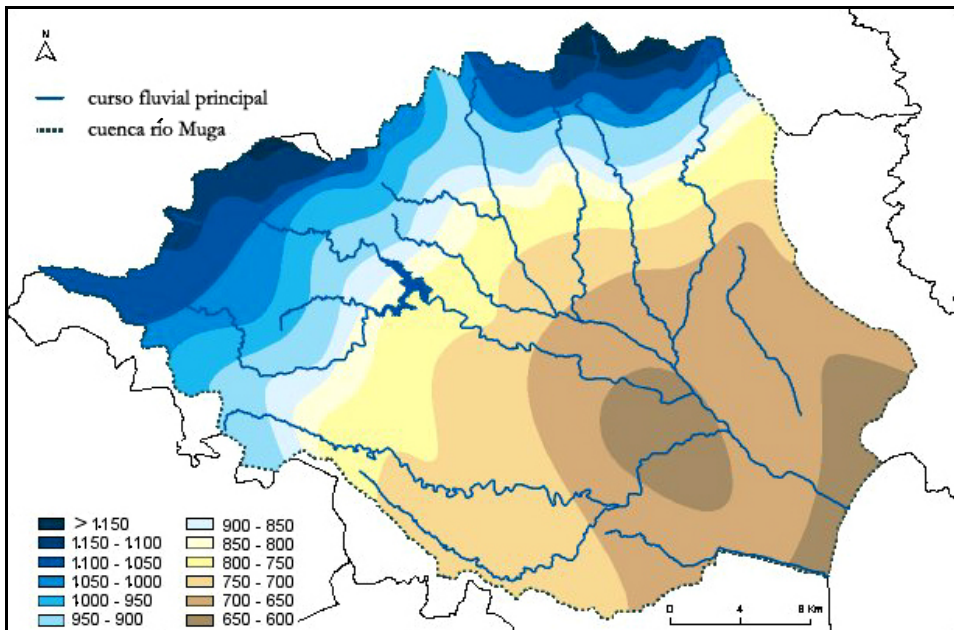


Figura 3.5: Precipitación media anual en la cuenca del río Muga, l/m² (GRHCS63, 2009).

Climatología: La cuenca del río Muga combina el clima de tendencia atlántica del Pirineo y pre-Pirineo con el clima mediterráneo. Las sierras de las Salinas y de l'Albera favorecen las lluvias y las temperaturas moderadamente bajas (10°C media anual), características de los bioclimas templados y húmedos de la vertiente atlántica. Las lluvias pueden producirse a lo largo de todo el año, pero suelen ser más frecuentes durante la primavera y el otoño, como es propio de la condición mediterránea. Durante la época estival y el otoño a veces se producen precipitaciones intensas y de corta duración que causan inundaciones. Las precipitaciones anuales oscilan entre los 600 mm a los 1.200 mm anuales (Ventura, 2005).

En los últimos años se ha detectado una disminución de la frecuencia de las precipitaciones en la cuenca, pero también un aumento de la intensidad de las mismas. Si bien la distribución geográfica de la precipitación continúa localizándose principalmente en la zona montañosa. La mayoría de los años no nieva, pero si hay nevadas, la nieve no permanece largo tiempo. Así mismo, los granizos en épocas de plantío y de la cosecha son también de ocurrencia rara. Durante el otoño, las precipitaciones aumentan el caudal del río Muga, aunque la regulación que ejerce el embalse de Boadella sobre los tramos medios y bajos amortigua las crecidas habituales en esta cuenca (“mugadas” según los habitantes de la zona).

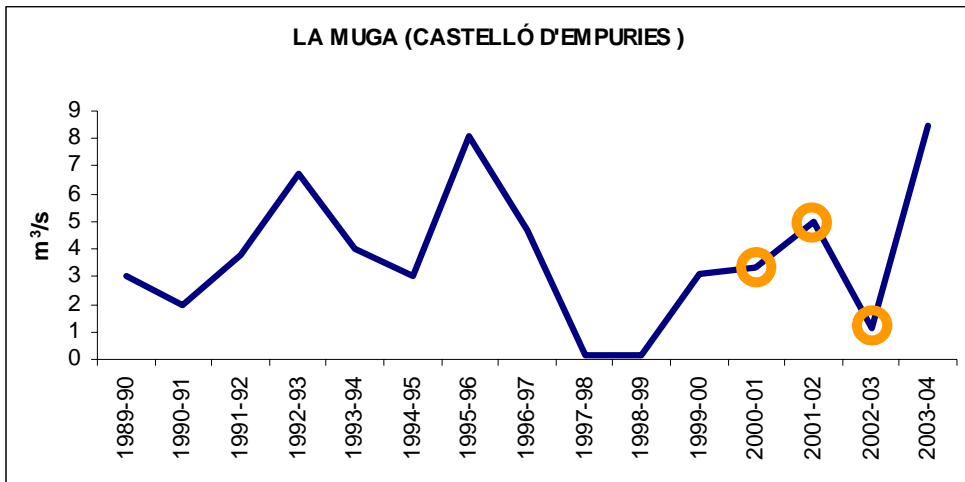


Figura 3.6: Caudal medio anual (m³/s) registrados en la desembocadura del río Muga (Castelló d'Empuries).

Para poder valorar el balance total de cuenca, se han consultado los caudales medios anuales registrados en la desembocadura del río Muga (Castelló d'Empuries). En la figura 3.6 se detallan por ciclos anuales (de octubre a septiembre), desde 1989 a 2004. Se produjo dos periodos de sequía (1997-1999 y 2002-2003), con caudales de 0,12 - 0,14 m³/s y de 1,13 m³/s respectivamente. El presente estudio se encuentra dentro de los periodos señalados en el mapa, que corresponden a un periodo de caudal más elevado (5,03 m³/s) y otro de sequía (1,13 m³/s).

El bioclima de la zona de estudio se obtiene a partir de los datos de una estación de referencia, que es la única con datos durante el período de estudio. Montero *et al.* (1983) recomiendan hacer extrapolaciones sólo en caso de estaciones situadas a menos de 100 metros de diferencia en cuanto a su altitud. En este estudio se han utilizado los datos de la estación meteorológica de Agullana que se encuentra a 217 metros de altitud, mientras que el área de estudio se encuentra a 310 m (Muga 1), 280 m (Muga 2), 203 m (Muga 3) y 88 m (Muga 4). Agullana está localizada dentro de la red XVPCA del Servicio Meteorológico de Cataluña, con coordenadas UTM X 487.100 y UTM Y 4.693.515. La figura 3.8 presenta el diagrama ombroclimático de la estación meteorológica de Agullana, construido a partir de los datos recogidos en la estación desde enero 1997 a diciembre 2002, tal y como recomienda Rivas-Martínez *et al.* (2001).

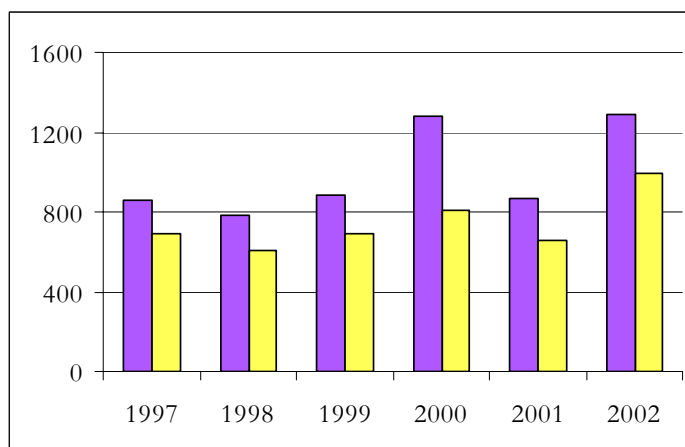


Figura 3.7: Precipitación media anual, l/m². en la EMA Molló (■) y la VPCA Agullana (■).

Sin embargo, la estación meteorológica de Agullana, a pesar de reunir las condiciones recomendadas por la bibliografía para ser la estación de referencia, está situada en el tramo medio/bajo de la cuenca, en una zona con menor pluviosidad, mientras que las localidades de este estudio están localizadas mayoritariamente en el tramo alto, de modo que en la realidad pueden existir algunas diferencias de pluviosidad y de temperatura. Por esta razón se han consultado además los datos de la estación meteorológica de Molló (comarca del Ripollés), con una pluviosidad media similar, y que está localizada en la vertiente occidental del sistema montañoso, opuesta a la del nacimiento del río Muga que se encuentra en la vertiente oriental. Además, se ha considerado esta estación porque la pauta de caudales de su cuenca de drenaje asociada es equivalente a las aportaciones del río Muga al embalse de Boadella (Benito, 2007). La estación de Molló está situada a 1.406 metros de altitud dentro de la red XEMA (Xarxa d'Estacions Meteorològiques Automàtiques) del Servicio Meteorológico de Cataluña y con coordenadas UTM X 451.920 y UTM Y 4.692.045. La precipitación media anual de las estaciones de Molló y Agullana se muestran en la figura 3.7. La dinámica registrada en ambas estaciones es semejante, a pesar de estar localizadas en dos cuencas diferentes. La precipitación en la estación de Molló siempre es mayor que la de Agullana, como es esperable al localizarse en el curso alto y a una mayor altitud.

El clima en Agullana es mediterráneo, con 702,5 mm/año de media de precipitación acumulada. Los máximos de lluvias se registran en otoño y primavera. También se observa un período de menor precipitación en verano (julio y agosto), mientras que el mínimo absoluto corresponde al mes de febrero y el mínimo secundario se da en verano (julio-agosto). La temperatura media anual es de 15,6°C.

El índice de continentalidad ($I_c = T_{\text{máx}} - T_{\text{mín}}$) es de 8,95, donde $T_{\text{máx}}$ es la media de las temperaturas máximas registradas y $T_{\text{mín}}$ la media de las temperatura mínimas. Este valor de continentalidad pone de manifiesto la gran influencia marítima en el clima del área de estudio, que incrementa la humedad en el territorio, situación esperable dada su localización geográfica (Rivas-Martínez, 1989). Según la cartografía climática de la “Enciclopedia dels Països Catalans”, la zona de estudio tiene un bioclima del tipo Montaña subhúmeda (“Muntanyenc subhúmit”) (Camarasa *et al.*, 1993).

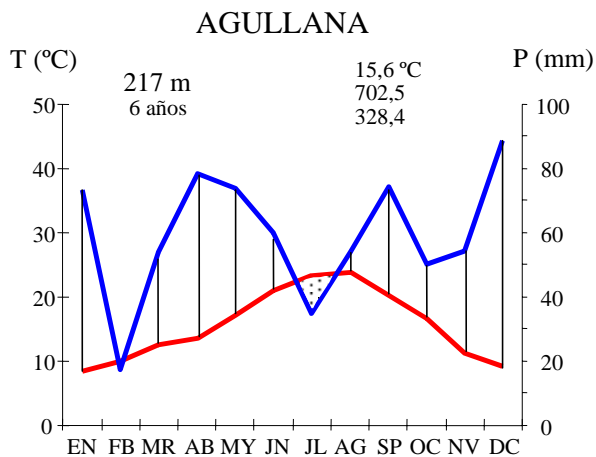


Figura 3.8: Diagrama ombroclimático de la estación meteorológica situada en Agullana.



Los veranos no son muy secos ni muy calurosos, siendo la temperatura media de las máximas del mes más caluroso 29,3°C y habiéndose alcanzado como temperatura máxima absoluta del periodo 36,8°C durante los últimos seis años (1997 – 2001). La sequía estival, característica del clima mediterráneo, se registra solo en el mes de julio tal y como muestra la figura 3.8. Los períodos de escasez hídrica son bastante limitados debido a la influencia del sistema pirenaico y pre-pirenaico. Los inviernos no son muy acusados, con una temperatura media de las mínimas del mes más frío de 4,74°C, dos meses de heladas probables y ninguno de helada segura. Situación que manifiesta una relativa suavidad térmica acorde con la situación geográfica de la cuenca, que confiere cierta condición eurosiberiana a su naturaleza mediterránea.

El índice de termicidad (I_t), es el valor resultante de la suma en décimas de grado centígrado de T (temperatura media anual), T_m (temperatura media de las mínimas del mes más frío) y T_M (temperatura media de las máximas del mes más frío). Se expresa como $I_t = (T + T_m + T_M) \times 10$, y ha resultado ser de gran utilidad y elevada correlación con la distribución de las plantas y sus fitocenosis en la Tierra (Rivas-Martínez, 1989). Su estimación, a partir de los datos del período considerado es de $I_t = 328,4$, con $T = 15,6^\circ\text{C}$, $T_m = 4,74^\circ\text{C}$ y $T_M = 12,5^\circ\text{C}$. Otro parámetro bioclimático importante es el índice ombrotérmico ($I_o = (P_p/T_p) \times 10$). La temperatura positiva anual (T_p) es la suma de las temperaturas medias mensuales positivas (en $^\circ\text{C}$) a lo largo de un año y multiplicado por 10. La precipitación positiva anual (P_p) es la suma anual de la precipitación mensual total (mm) en los meses con temperatura media positiva. Se ha obtenido igualmente de las medias mensuales de los seis años registrados, resultando $I_o = 3,81$, donde $T_p = 1.866,8$ y $P_p = 711,77$.

Según Rivas-Martínez *et al.* (2001), los valores de I_t y T_p indican que el tramo de estudio del río Muga se encuentra en el piso bioclimático Mesomediterráneo (I_t : 210 - 350 y T_p : 1.500 - 2.150). En los pisos bioclimáticos es posible reconocer horizontes o subpisos, que suelen poner de manifiesto cambios en la distribución de series de vegetación, facciones o comunidades. En este caso, el horizonte bioclimático es el Mesomediterráneo Inferior (I_t : 280 - 350 y T_p : 1.825 - 2.150). En cuanto al índice ombrotérmico, hace referencia a un ombroclima Subhúmedo Inferior.

Vegetación: La cuenca ocupa casi la totalidad de la comarca del Alt Empordà, de modo que la descripción general de la cobertura vegetal se va a referir a la comarca (figura 3.9). La comarca del Alt Empordà ocupa un total de 134.243 ha, de las que tan sólo un 36,30% es de material boscoso y un 20,01% de matorral. En las 48.735 ha de bosque de la comarca, las especies arbóreas predominantes son *Quercus ilex* L. (13.503 ha) y *Quercus suber* L. (11.815 ha). Ambas especies tienen su máximo de distribución entre 200 y 400 metros de altitud y están acompañadas por *Pinus nigra* Arnold, *Eucalyptus globulus* Labill. y *Pinus radiata* D. Don. La vegetación de la cuenca, típicamente mediterránea, cubre las montañas durante todo el año con pinares y bosques de *Quercus ilex* ssp. *ilex* L. predominantemente. Junto a ellos se desarrollan enebros (*Juniperus communis* L.), hiedras (*Hedera* sp.), alcornoques (*Quercus suber*), brezo (*Erica* spp.) y romero (*Rosmarinus officinalis* L.), entre otras especies. Según Folch (1981), la subcuenca superior al tramo de estudio, tiene una vegetación potencial caracterizada por el dominio del robledal de *Quercus pubescens* Willd. (*Buxo-Quercetum pubescentis*), determinada por la presencia además de *Q. cerrioides* Wilk. et Costa, *Q. ilex* ssp. *rotundifolia* Lam., *Pinus sylvestris* L. y *Buxus sempervirens* L.. El tramo de estudio sin embargo, se encuentra ya dentro del dominio del encinar de montaña (*Quercetum mediterraneo-montanum*), caracterizada por la presencia de la encina (*Quercus ilex* ssp. *ilex*) y acompañada por el pino albar (*Pinus sylvestris*), el acirón (*Acer opalus* Mill.), el serbal (*Sorbus domestica* L.), el durillo (*Viburnum tinus* L.) y el falso aladierno (*Phillyrea media* L.) entre otras.

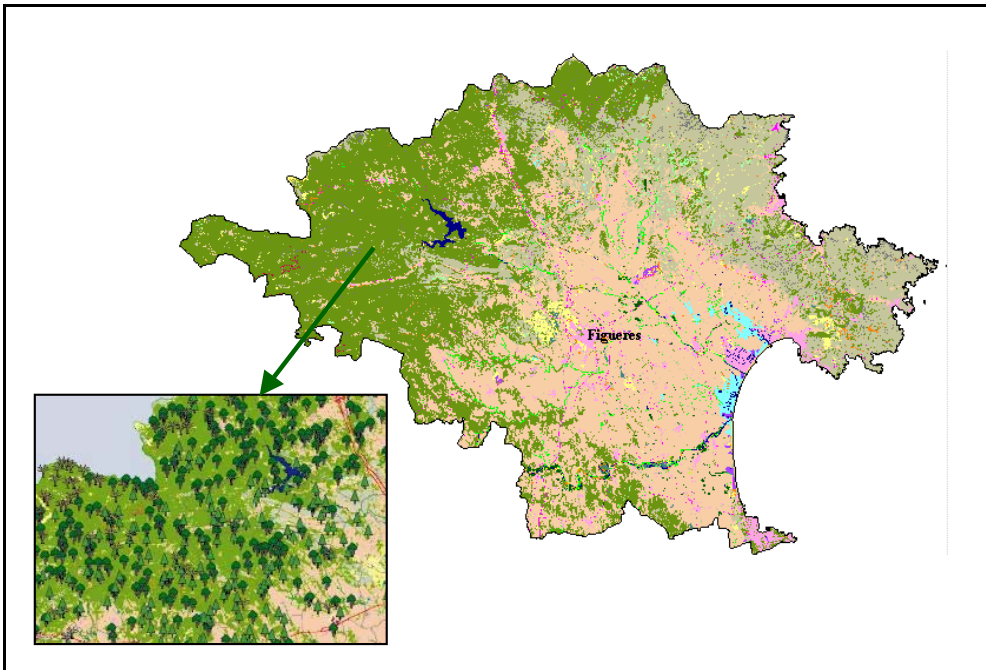


Figura 3.9: Mapa de la cubierta vegetal de la comarca del Alt Empordà (Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya; ICC Generalitat Catalunya). Representación de vegetación esclerófila, perennifolia y caducifolia.

■ Bosque denso	■ Cultivos
■ Bosque claro	■ Zonas urbanizadas y vías de comunicación
■ Matorral	■ Aguas continentales
■ Praderas	■ Vegetación de marismas

Como se ha comentado anteriormente, el río Muga es un río calcáreo mediterráneo, que nace en el Pirineo, pero que drena principalmente el pre-Pirineo Oriental. Su curso es de carácter permanente, con máximo de caudal primaveral y otoñal. Este régimen de caudales permite que predomine una vegetación riparia de planocaducifolios no esclerófilos. La vegetación de ribera a lo largo de todo el estudio está compuesta principalmente por olmos (*Ulmus minor* Mill.), alisos (*Agnus glutinosa* (L.) Gaertn.), álamos (*Populus alba* L.) y sauces (*Salix atrocinerea* Brot.).

Usos del suelo: En la cuenca del río Muga interfieren varios factores que promueven los cambios en el uso del suelo, destacando la diversidad paisajística, en cierta parte fronterizo, desarrollo del turismo, crecimiento urbanístico difuso, promoción de espacios protegidos y la especialización agraria intensiva. La evolución de los usos del suelo en la cuenca sigue un gradiente paisajístico: llanura - litoral, zona de transición y el interior. La zona litoral es la más alterada, debido a la actividad humana, ya que se desecaron lagunas para la creación de pastos y cultivos de maíz y girasol, y se desviaron y canalizaron los cursos fluviales. La zona húmeda litoral se corresponde con lagos, lagunas y humedales, terrenos aluviales fértiles y ricos en agua freática y las urbanizaciones de primera línea del mar. La zona de transición se corresponde a las terrazas de erosión a pie de la sierra de l'Albera y la sierra de Rodes, imperando los suelos pobres y pedregosos, donde predomina el cultivo de secano (vid y olivo), alternando con áreas de bosque y garriga. La zona interior comprende desde la parte baja del Pirineo hasta la sierra de Rodes, con masa forestal densa o más abierta, que singulariza todo el sector de montaña (Ventura, 2005).

En los últimos años se ha producido un incremento de las grandes explotaciones agrícolas y ganaderas, en detrimento de la explotación forestal, que en la actualidad es insignificante. Los sectores agroalimentario, metalúrgico y de la construcción copan toda la actividad industrial de la zona. Es notable el crecimiento de la construcción relacionada con los sectores de turismo y servicios (Ventura, 2005).

Las necesidades hídricas de los diferentes sectores y la temporalidad de las demandas han supuesto un aumento en la competencia por el agua, recurso tradicionalmente excedentario pero escaso en la actualidad. También han supuesto una disminución en la calidad de los recursos superficiales y subterráneos y un aumento de los daños y pérdidas tras periodos de riadas e inundaciones. El aumento de la demanda de agua asociada a los diferentes usos del suelo ha conducido a un incremento en la reutilización de aguas residuales depuradas, que permite mantener la autosuficiencia hídrica de la cuenca (Ventura, 2005).

El embalse de Boadella representa una aportación anual de 45 Hm³/año. Si se consultan los consumos medios del territorio, para satisfacer el conjunto de necesidades sociales, económicas y ambientales sería necesario que el embalse de Boadella cubriera aproximadamente lo correspondiente al 72% de su capacidad. La reserva anual excedentaria de agua acumulada en el pantano sólo contempla entre 3 y 10 Hm³/año, siempre considerando un año pluviométrico normal (aportaciones medias de lluvia en la cabecera de 65 Hm³/año). El balance hídrico resulta de la suma y resta de parámetros según las entradas y salidas de agua en la cuenca: Precipitación (P) + Escorrentía (E) + Reservas (R) - Evapotranspiración (ETR) - Infiltración (I) - Demandas (D).

- Balance hídrico en un año pluviométrico medio (Hm³/año)
P(558,5)+E(98)+R(36,8)-ETR(418,5)-I(42)-D(64)=170,8
- Balance hídrico en un año pluviométrico húmedo (Hm³/año)
P(685)+E(172,4)+R(38,4)-ETR(513)-I(11)-D(64)=336,8
- Balance hídrico en un año pluviométrico seco (Hm³/año)
P(459,2)+E(40,6)+R(34,7)-ETR(344,4)-I(70)-D(64)=112,1

Sin embargo, el desconocimiento de la totalidad de las captaciones subterráneas y por tanto de la totalidad del recurso disponible, dificulta la previsión de los consumos de agua para toda la cuenca del río Muga (Ribas *et al.*, 2002).

3.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO:

El tramo estudiado se sitúa en la parte alta y media del río Muga y abarca los primeros 22 Km de su recorrido desde el nacimiento hasta el último punto de muestreo (Muga 4). Al margen del condicionamiento climático, otros factores como la alta velocidad, alta oxigenación del agua, el predominio de la erosión (química y/o física) frente a la sedimentación, el perfil del cauce, etc., todos ellos característicos del curso alto, han influido directamente en la selección de cada tramo objeto de estudio.

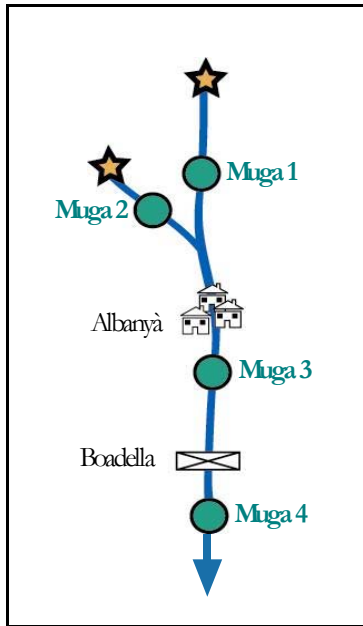


Figura 3.2: Esquema de los puntos de muestreo: Nacimiento (★), tramo de estudio (—), cauce (▬), población y embalse (---).

Muga 1 está localizado a 310 m de altitud sobre el nivel del mar (Muga 1: 475.678X – 4.685.262Y), a una distancia de 12 km del nacimiento del río. Tiene un área de drenaje de 57 Km², en los que no se desarrolla ninguna actividad humana salvo la debida al turismo pero sin instalaciones fijas, concentrada en verano, y no recibe otro aporte externo adicional más que el derivado del drenaje de la misma cuenca, aunque pueden incidir ocasionalmente el acondicionamiento de las pistas forestales. El segundo tramo de estudio está localizado en la riera d'en Parada (Muga 2: 475.871X – 4.684.163Y) y encuentra situado a tan solo 4,6 Km del nacimiento de esta riera. La cuenca de drenaje correspondiente es mucho menor (7,8 Km²) y está localizado a 280 m sobre el nivel del mar, ligeramente más bajo que Muga 1. Al igual que en Muga 1, no existe ningún aporte humano a la cuenca excepto el debido al turismo, baño en pozas y paseo por orillas.

	MUGA 1	MUGA 2	MUGA 3	MUGA 4
Altitud (m sobre nivel mar)	310	280	203	88
Distancia al nacimiento (km)	12	4,6	16	22
Área (km ²)	57	7,8	73	179

Tabla 3.1: Parámetros geográficos de los distintos puntos de muestreo.



Figura 3.3: Población Albanyà (Girona). Google Imágenes, 2009.

A 17,30 Km de la cabecera se localiza la población de Albanyà (477.125X – 4.683.900Y), que tuvo censada una población de 99 habitantes en los 94,4 Km² de su superficie territorial en el año 2001 (Institut d' Estadística de Catalunya, dpto. de Medio Ambiente de la Generalitat de Catalunya, 2009). En el mismo municipio, existe un camping con capacidad para 265 personas (Bassegoda), que aporta un incremento estival de la población total asociada a Albanyà. En cuanto a los usos del suelo, se ha observado un descenso en el terreno forestal debido en parte a un incremento de los pastos permanentes a finales de los años noventa. Sin embargo, la superficie labrada total en el municipio descendió más del 60% en esta época. En estos terrenos, tanto de pasto permanente como labrados, predomina el cultivo de secano frente al de regadío. Durante el año 1999, de las 4.965 ha con vegetación censadas, 4.600 ha eran terreno forestal, 355 ha se dedicaron al cultivo de secano y 10 ha a regadío. La actividad ganadera en el municipio está constituida principalmente por ganado bovino (155 unidades de cabeza (UR)), aunque también se practica en menor medida la ganadería caprina (15 UR), equina (13 UR), porcina (6 UR), ovina (3 UR) y de averío (2 UR).

Aguas abajo de la población de Albanyà se ubicó el tercer punto de muestreo (Muga 3: 478.195X – 4.683.848Y), situado a 203 metros de altitud y a 16 Km de su nacimiento, con un área de drenaje de 73 Km². Este punto recibe los vertidos tanto del camping, como del núcleo urbano y de algunas masías enclavadas en la llanura aluvial aguas abajo del núcleo urbano. Dado el tamaño del núcleo poblacional estable, carece de un sistema de depuración de aguas residuales.



Figura 3.4: Embalse de Boadella. Google Imágenes, 2009.

El caudal de agua del río Muga se encuentra regulado a través del embalse de Boadella (presa: 486.364X – 4.687.842Y), construido en 1969 y con capacidad para 62 Hm³. Tiene diferentes finalidades básicas, desde el control de laminación de las frecuentes inundaciones que pueden afectar a la llanura posterior, hasta el abastecimiento de agua potable a diferentes núcleos de la cuenca, como Roses, Figueres y Llançà, el cultivo de regadío de la llanura y la producción hidroeléctrica (Ribas y Saurí, 2002). En teoría su principal función es para regadío, de modo que los máximos caudales circulantes aguas abajo se dan en verano, de mayo a agosto, cambiando el régimen hídrico normal de Muga 4. Este punto se encuentra a 22 Km del nacimiento del río (Muga 4: 488.106X – 4.687.365Y), con un área de drenaje total de 179 Km² y a tan solo 88 m sobre el nivel del mar.

En el río Muga existe un punto de control de aguas superficiales de la red de seguimiento de la calidad del agua tras el embalse de Boadella y otro posterior justo antes de la desembocadura, ambos puntos tienen asociadas estaciones de aforos (red de la Agencia Catalana del Agua).

3.2.1 Caracterización de la estación Muga 1 (R. Muga):

El tramo estudiado se encuentra localizado en el curso alto del río Muga, con una estructura de pozas grandes y pequeños rápidos que proporciona un aspecto abierto al tramo (figura 3.13). La pauta anual del caudal, así como la de sus descriptores (velocidad media superficial, velocidad media de fondo y velocidad media, profundidad media y anchura del transecto) son consistentes en el régimen hídrico mediterráneo, con máximos en primavera y otoño, seguidos de periodos con caudales hídricos mínimos en verano e invierno. En la época estival, el caudal disminuye hasta un mínimo de 32,7 l/s en junio 2001. Los valores de la velocidad media (0,02 m/s en junio 2001) y de la profundidad media (2,32 cm en agosto 2001) también se redujeron en verano (apéndice 1).



Figura 3.13: Tramo de estudio Muga 1, la foto corresponde a la época otoñal.

Este tramo se encuentra encajado en su margen derecho por paredes calcáreas, mientras que en su margen izquierdo está abierto con una playa de arena y bloques. La vegetación se localiza a 3 – 7 m del cauce, observándose ejemplares de *Buxus sempervirens* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., *Salix* sp. y *Pistacia lentiscus* L.. Ambas orillas están despejadas de vegetación y por tanto el cauce está totalmente abierto.

En cuanto al sustrato del lecho fluvial, predominan los cantos directamente depositados sobre superficie higropétrica (losas). La presencia de gravas y arenas es pequeña (tabla 3.2). Destaca la ausencia de limo relacionada principalmente con la velocidad de corriente al tratarse de un tramo localizado en el curso alto del río. Por tanto, los resultados obtenidos se corresponden con un tramo alto, en el que la corriente favorece el transporte del material y provoca una baja proporción de los materiales más finos (limo y arena).

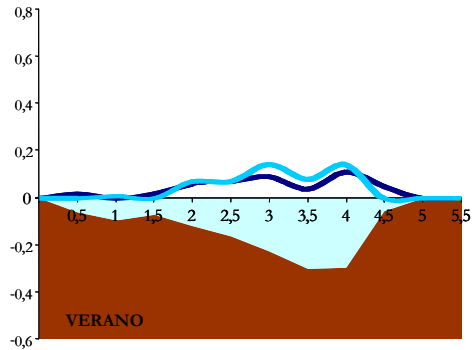
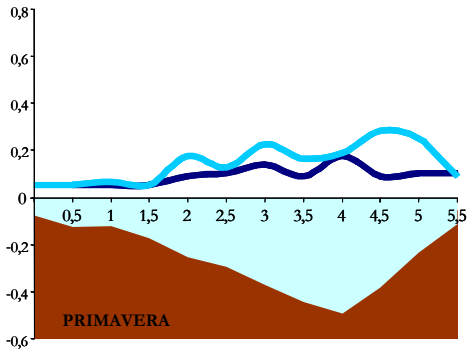
2001-2003	Bloques (%)	Cantos (%)	Grava (%)	Arena (%)	Limo (%)
Media	0,00	83,08	14,92	1,83	0,00
Máximo	0,00	97,00	60,00	6,00	0,00
Mínimo	0,00	40,00	1,00	0,00	0,00

Tabla 3.2: Estadísticos descriptivos de la composición del sustrato en Muga 1.

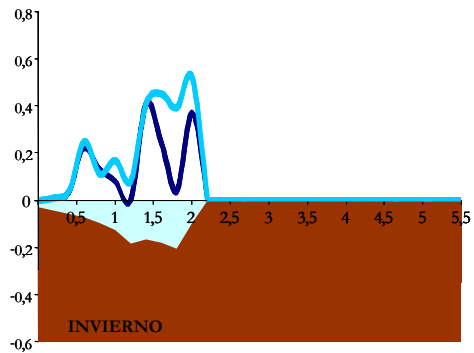
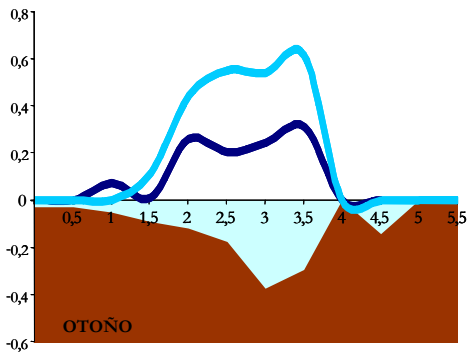
Las figuras 3.14 – 3.17 muestran la variación de la sección transversal fija que se controló a lo largo de todo el estudio, en los meses de abril, julio, noviembre y enero, los cuales se han tomado como representativos de las diferentes épocas del año y que muestran la dinámica típica de este tramo, típicamente mediterráneo, tal y como se desarrollará a continuación.

Las principales variaciones observadas en la sección transversal han sido que la menor anchura inundada se produce durante el invierno (2,2 m en enero), mientras que la máxima inundación en primavera, asociada a las lluvias de este periodo (9,10 m en abril 2002). A pesar de estas variaciones, el lecho del cauce observado en la sección transversal de Muga 1, no sufre un cambio brusco en su morfología a lo largo de los dos periodos estudiados, aunque sí una ligera modificación tal y como es esperable con los cambios de caudal y el aporte continuo de materiales en la cuenca del río. También se observa la colmatación de la parte más profunda del cauce que se tradujo en el cambio del perfil de la sección, compárese primavera (figura 3.14) con otoño e invierno (figuras 3.16 y 3.17), como consecuencia de las lluvias torrenciales otoñales que originaron un máximo de caudal de 188,2 l/s en noviembre de 2001 (apéndice 1). Es también en este mes cuando se han registrado los valores más elevados de la velocidad de la corriente en superficie (figura 3.16).

En el segundo año de muestreo (2002) se registraron valores muy superiores de caudal especialmente en primavera, época en la que se midió un caudal máximo de 606,4 l/s. Como ya se ha comentado anteriormente, este fue un año húmedo, a lo largo del cual el aumento de caudal se debió especialmente tanto al incremento de la anchura inundada como de la velocidad de la corriente (apéndice 1).



Figuras 3.14 y 3.15: Transecto estudiado de Muga 1 en abril y julio 2001 respectivamente. Relación entre valores de profundidad en metros (parte inferior), y la velocidad de corriente en m/s a nivel superficial (azul claro) y junto al sustrato (azul oscuro), a lo largo de la sección inundada (metros).



Figuras 3.16 y 3.17: Transecto estudiado de Muga 1 en noviembre 2001 y enero 2002 respectivamente. Relación entre valores de profundidad en metros (parte inferior), y la velocidad de corriente en m/s a nivel superficial (azul claro) y junto al sustrato (azul oscuro), a lo largo de la anchura de inundación (metros).

Aunque para caracterizar la estación de muestreo es suficiente con analizar los cambios que se producen en un ciclo anual, el hecho de que ambos años sean tan distintos a nivel de variables hidrológicas nos lleva a considerar necesario comparar la variación en el rango de los valores de los distintos parámetros físico-químicos y de la concentración de nutrientes (tablas 3.3. – 3.8), así como sus valores medios y los más frecuentes (medianas). Sólo se omite el cálculo de la mediana de la temperatura del agua, al no tener ningún sentido su estima a partir de un dato puntual mensual. Tampoco se muestra el valor de la temperatura mínima correspondiente al segundo ciclo anual ya que no se muestreó durante el invierno de segundo ciclo anual (2002 – 2003), por lo que dicho valor no es significativo. Esta aproximación al tratamiento de la información se ha aplicado tanto en esta estación (Muga 1) como en la estación de Muga 3; mientras que en las dos restantes, al haberse muestreado sólo durante el primer ciclo anual no son aplicables los razonamientos precedentes.

2001-2002	Temp. (°C)	PH	Calcio (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Cond. (µS/cm)	O ² (mg/l)	O ² %
Media	15,08	8,59	64,30	3,12	436	10,86	114
Mediana	----	8,59	64,30	3,16	420	11,02	106
Máximo	23,60	9,09	88,10	3,72	520	12,84	151
Mínimo	5,00	7,97	42,07	2,11	387	7,21	82

2002-2003	Temp. (°C)	PH	Calcio (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Cond. (µS/cm)	O ² (mg/l)	O ² %
Media	14,86	8,76	68,51	3,27	419	8,82	96
Mediana	----	8,79	66,24	3,38	432	9,30	100
Máximo	19,70	9,02	86,00	3,76	438	10,38	103
Mínimo	----	8,30	55,63	2,77	388	6,99	82

Tablas 3.3 y 3.4: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos I, durante el primer y segundo ciclo anual muestreado en Muga 1.

La temperatura del agua oscila entre 5,0°C y 23,6°C durante el primer ciclo anual (tabla 3.3) y entre 19,7°C y 13,1°C durante el segundo ciclo anual (tabla 3.4), sin que las oscilaciones se produzcan de manera abrupta. Estos datos reflejan las condiciones climáticas propias del área en que se encuentra enclavado el tramo, siguiendo un patrón típicamente mediterráneo, con una estacionalidad marcada y temperaturas más elevadas en verano y más frías en invierno (apéndice 1).

La naturaleza geológica del tramo estudiado conlleva valores de alcalinidad y pH elevados debido a la alta proporción de carbonatos disueltos en el agua (tablas 3.3 y 3.4). Para los valores de pH registrados en el agua, la concentración del ión calcio es bastante elevada (42-88 mg/l). En aguas dulces, la cantidad de calcio depende fundamentalmente del pH. A concentraciones elevadas de pH, la concentración de calcio va disminuyendo ya que precipita rápidamente. A veces esta precipitación se produce sobre los propios organismos y se observan valores de alcalinidad no tan altos (Margalef, 1983). Los valores de alcalinidad siguen un patrón similar al registrado en la concentración del calcio del agua durante el primer ciclo anual, pero no se ha detectado una correlación significativa, con dos descensos en agosto 2001 y noviembre 2001. La conductividad también presenta valores elevados, pero su dinámica no se asemeja tanto a la de los valores de calcio disueltos en el agua. Sí se aprecia un ligero descenso a finales de noviembre de 2001.

La concentración de oxígeno disuelto en el agua es bastante elevada, con medianas próximas al 100% de saturación de oxígeno disuelto, como es característico en zonas altas de ríos de montaña. Durante el primer ciclo anual se registraron los valores más altos en verano (tabla 3.3), claramente superiores al 100% de saturación, debido a un mayor aporte asociado a la producción primaria de las comunidades bentónicas. A medida que la temperatura aumenta, la solubilidad del oxígeno va disminuyendo, patrón característico detectado durante el segundo ciclo anual (tabla 3.4), en el que los valores más bajos y por debajo de saturación son los correspondientes a la época estival.

El carbono, nitrógeno, fósforo y silicio son los nutrientes más utilizados por la comunidad biológica, pero ante la abundancia de anhídrido carbónico disuelto en el agua y por tanto del elemento carbono, los compuestos de nitrógeno, fósforo y silicio son los que adquieren mayor importancia ya que pueden convertirse en elementos limitantes, de modo que la concentración de estos nutrientes determina el nivel de actividad biológica (Margalef, 1983).

De los cuatro nutrientes mayoritarios, la concentración de silicatos solamente es limitante para las diatomeas. Estos productores primarios constituyen un grupo muy importante en ecosistemas acuáticos, especialmente en arroyos y pequeños riachuelos (Aboal *et al.*, 1996; Sabater y Sabater, 1988), como es el caso del presente estudio. A lo largo de los dos periodos estudiados se observan valores similares en la concentración de silicatos en el agua circulante (fondo), así como en la intersticial (tablas 3.5 y 3.6). Los valores oscilan desde 100 a 171 $\mu\text{mol/l}$, recogiendo una mayor variación de datos a nivel intersticial que bentónico. La concentración de silicatos, tanto en el fondo como a nivel intersticial, es menor durante los meses de invierno.

2001-2002	Silicato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Silicato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	2002-2003	Silicato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Silicato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)
Media	138,43	133,14	Media	140,34	134,61
Mediana	138,45	132,32	Mediana	145,10	142,62
Máximo	165,38	171,51	Máximo	154,33	157,96
Mínimo	103,83	82,31	Mínimo	106,95	99,97

Tablas 3.5 y 3.6: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos II, durante el primer y segundo ciclo anual muestreado en Muga 1 (FND= junto al substrato; INTRS= agua intersticial).

El resto de nutrientes se muestran en las tablas 3.7 y 3.8. Los valores de nitrógeno y fósforo son bastante bajos, correspondiendo a la situación típica del tramo alto de un río de montaña. El ciclo del nitrógeno es bastante complejo por la gran cantidad de estados químicos cuya transformación es debida al componente bacteriano. En este estudio se han analizado las fracciones disueltas de nitrógeno inorgánico en forma de nitrito y nitrato. El amonio no se ha analizado porque estudios previos dieron como resultado concentraciones indetectables, así como contaminación durante el transporte. Los autótrofos, bacterias y hongos asimilan el nitrógeno como nitrógeno inorgánico disuelto, preferiblemente en forma de NH_4^+ antes que nitratos y nitritos, más costosos energéticamente y por tanto se evaluará la limitancia del recurso mediante el estudio de la dinámica de las formas de nitrógeno inorgánico disuelto más estables en el sistema (Allan, 2001).

Se ha observado la misma dinámica para la variación de la concentración de nitratos y nitritos tanto a nivel de fondo, como a nivel intersticial. Los valores de nitrato oscilan desde valores muy bajos (2 $\mu\text{mol/l}$) a bastante elevados (187 $\mu\text{mol/l}$), teniendo en cuenta el área geográfica en la que se encuentra ubicado el tramo estudiado. La concentración registrada a nivel de fondo fue siempre mayor que a nivel intersticial. Se diferencian dos incrementos puntuales y bastante acusados a lo largo del ciclo anual (2001 - 2002), que no

se detectaron durante el segundo ciclo anual (2002 – 2003). Esta subida también se detecta a nivel intersticial, aunque en menor proporción (apéndice 1).

2001-2002	Nitrato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
Media	35,59	27,26	0,31	0,58	0,19	0,59	0,66
Mediana	7,35	7,29	0,11	0,30	0,14	0,36	0,83
Máximo	187,03	134,46	1,47	1,88	0,51	1,53	1,63
Mínimo	2,49	3,89	0,05	0,08	0,08	0,09	0,10

2002-2003	Nitrato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
Media	12,89	14,65	0,26	0,25	0,06	0,06	0,37
Mediana	7,45	12,79	0,17	0,34	0,05	0,06	0,37
Máximo	28,93	39,29	0,81	0,42	0,18	0,12	0,60
Mínimo	5,84	2,85	0,04	0,07	0,02	0,01	0,21

Tablas 3.7 y 3.8: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos III, durante el primer y segundo ciclo anual muestreado en Muga 1 (FND= junto al sustrato; INTRS= agua intersticial).

Los valores de nitrito son mucho menores a los de nitrato, en parte debido a su mayor inestabilidad y menor permanencia como tal en el sistema. Se han detectado valores de hasta 1,88 $\mu\text{mol/l}$, pero generalmente la concentración no supera 1 $\mu\text{mol/l}$. En este caso, la concentración a nivel intersticial es mayor que en el agua que baña la comunidad, tal y como era de esperar debido en parte a la menor concentración de oxígeno disuelto presente en dicha zona. La diferencia de concentración derivaría de la actividad de la propia comunidad y de la facilidad de retención de compuestos por la misma, que es máxima a finales de agosto 2001 y posterior al pico de nitratos. Este comportamiento se mantiene a lo largo de los dos periodos de estudio.

Los valores de fósforo inorgánico son generalmente bajos, aunque sí se diferencia una mayor concentración durante el periodo 2001 – 2002, con valores medios mayores que los máximos registrados durante el periodo 2002 – 2003. Esta diferenciación es más marcada en los valores de ortofosfato intersticial. Los valores medios de la concentración intersticial de ortofosfato es un orden de magnitud mayor durante el primer año de estudio que durante el segundo. Se diferencia un periodo de actividad y retención a nivel bentónico desfavorecido durante el periodo 2002 – 2003 por el aumento del caudal y riadas originadas a causa de un aumento de las lluvias en la zona. Aun así, durante todo el estudio, la porción de fósforo orgánico es mayor a la del inorgánico puesto que los valores de fósforo total están referidos al agua circulante a nivel de fondo.

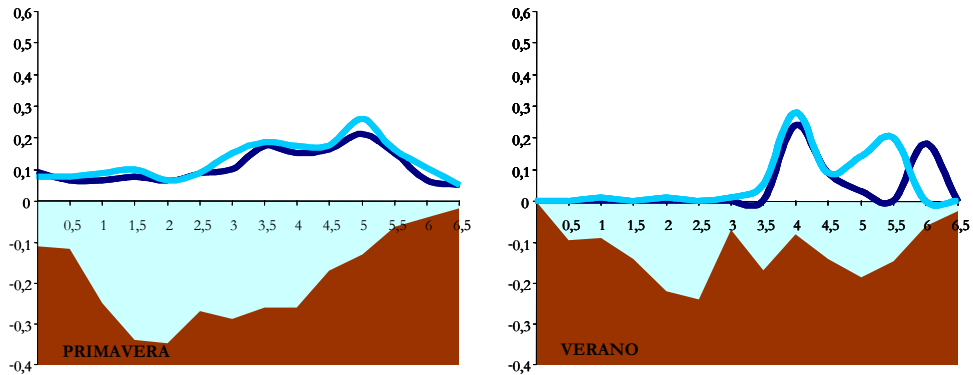
3.2.2 Caracterización de la estación Muga 2 (Riera d'en Parada):

Esta estación de muestreo también se encuentra localizada en la parte alta de la cuenca del río Muga, pero en la riera d'en Parada, corto afluente del margen derecho del río Muga. El tramo estudiado está en una garganta estrecha que proporciona un aspecto bastante cerrado y encajado a este enclave (figura 3.18). El tramo tiene una orientación Noroeste – Sudeste, que implica una menor iluminación durante la época invernal. La vegetación se localiza junto al cauce, observándose también ejemplares de *B. sempervirens*, *A. glutinosa*, *Salix* sp. y *P. lentiscus*, cubriendo el cauce aproximadamente un 40% de su superficie.

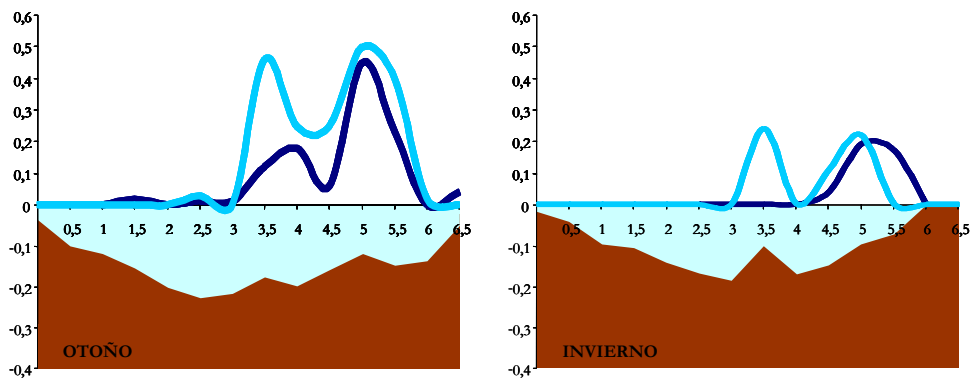
La pauta anual del caudal, así como la de sus descriptores, son consistentes con el régimen hídrico mediterráneo (tabla 3.9), con caudales superiores en primavera y otoño, seguidos de periodos con caudales hídricos menores en verano e invierno, tal y como corresponde al régimen de lluvias de esta zona. En invierno, el caudal disminuye hasta alcanzar los 25,9 l/s en enero 2002, mínimo medido durante el ciclo anual estudiado. Al igual que en el punto anterior, el máximo de caudal se registró en primavera y no en otoño, con un valor máximo de 163,1 l/s en mayo 2001, aunque no muy alejado del valor medio alcanzado en otoño 150 l/s (apéndice 1). Que el máximo sea otoñal o primaveral depende de la magnitud y distribución de las lluvias dentro de cada ciclo hidrológico, de modo que es sumamente variable.



Figura 3.18: Tramo de estudio Muga 2. Visión general (izda.) y detalle del sustrato del cauce (dcha.).



Figuras 3.20 y 3.21: Transecto estudiado de Muga 2 en abril y julio 2001 respectivamente. Relación entre valores de profundidad en metros (parte inferior), y la velocidad de corriente en m/s a nivel superficial (azul claro) y junto al substrato (azul oscuro), a lo largo de la sección inundada (metros).



Figuras 3.22 y 3.23: Transecto estudiado de Muga 2 en noviembre 2001 y enero 2002 respectivamente. Relación entre valores de profundidad en metros (parte inferior), y la velocidad de corriente en m/s a nivel superficial (azul claro) y junto al substrato (azul oscuro), a lo largo de la anchura de inundación (metros).

El transecto se fijó al inicio del cambio de pendiente del tramo, aguas abajo de una poza (figura 3.19). Su margen derecho quedaba fijado por una losa emergida en parte, que se corresponde con el inicio del transecto en las figuras 3.20 – 3.23. La anchura del cauce en el transecto transversal varió entre los 5,90 m en invierno y los 7 m de mayo (apéndice 1). Como era de esperar, la profundidad es mayor en primavera coincidiendo con los valores más altos de caudal (abril-mayo 2001); aunque las velocidades más altas registradas dentro de la sección transversal se dieron en otoño, con valores puntuales próximos a 0,5 m/s tanto en superficie como junto al substrato (figura 3.22). Fue también en el mismo mes, octubre 2001, cuando se registró la mayor velocidad media de todo el transecto. En cuanto a la relación entre velocidad superficial y a nivel de fondo, ambas han mantenido tendencias semejantes a las registradas en Muga 1. Al igual que en Muga 1, la velocidad superficial suele ser mayor que la velocidad a nivel de fondo, salvo en puntos con profundidades pequeñas (figuras 3.21 y 3.22).

Respecto al perfil del cauce estudiado en la sección transversal de Muga 2, se observa que la zona más profunda cambia de posición pasando del margen derecho en primavera (izquierda del diagrama) a la zona central del cauce a partir de las lluvias otoñales (figuras 3.22 y 3.23).

2001-2002	Bloques (%)	Cantos (%)	Grava (%)	Arena (%)	Limo (%)
Media	14,17	65,50	15,92	4,33	0,00
Máximo	57,00	90,00	53,00	20,00	0,00
Mínimo	0,00	23,00	0,00	0,00	0,00

Tabla 3.9: Estadísticos descriptivos de la composición del sustrato en Muga 2.

En cuanto al sustrato, siguen predominando los cantos, y destaca la ausencia de limo, que estaría relacionada con la velocidad de corriente la cual impediría su acumulación sobre el fondo, tal y como es de esperar al tratarse de un tramo localizado en el curso alto del río. Los resultados obtenidos vuelven a ser por tanto, descriptivos de un tramo alto en el que la corriente favorece el transporte del material y provoca una baja proporción de materiales finos (arenas y gravas).

2001-2002	Temp. (°C)	PH	Calcio (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Cond. (µS/cm)	O ² (mg/l)	%O ²
Media	16,08	8,50	82,52	3,03	491,18	10,51	112,14
Mediana	--	8,61	86,66	3,07	506,00	10,92	105,30
Máximo	20,70	9,05	110,67	3,91	616,00	12,90	146,10
Mínimo	8,50	7,24	47,28	2,11	367,00	6,82	83,20

Tabla 3.10: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos I, en Muga 2.

La temperatura del agua oscila dentro de un rango menor que en Muga 1, solo entre 8,5°C y 20,7°C, con una amplitud anual de 12°C frente a los casi 19°C de dicha estación. Estos datos vuelven a reflejar las condiciones climáticas propias del área, con un claro efecto amortiguador asociado a lo estrecho del valle y la menor radiación directa que recibe el cauce en verano.

Los valores del pH del agua registrados son bastante elevados, propios de las aguas que se mueven a lo largo de materiales calcáreos, llegando a un valor máximo de 9,05 en otoño (octubre 2001). La mayor parte del año las medidas de pH registradas varían poco, generalmente con valores superiores al límite de solubilidad del bicarbonato (Margalef, 1983). De modo que, junto con la concentración elevada del ion calcio (47 – 111 mg/l), nos encontramos ante un escenario típico de cauce en el que predomina la precipitación rápida de carbonato cálcico sobre la superficie de los distintos sustratos, encontrándose algunos soldados entre ellos.

Al igual que en Muga 1, se registran dos descensos de los valores de alcalinidad en agosto y noviembre de 2001. La alcalinidad sigue una pauta similar que el calcio, en cuanto a evolución de sus valores (apéndice 1). Así mismo, la conductividad sigue la misma dinámica que la concentración de calcio, tal y como era de esperar en aguas carbonatadas fuertemente tamponadas. El valor de la conductividad se reduce al aumentar el caudal, ya que se produce el típico efecto de dilución de la cantidad de sales disueltas que transporta el agua, como es bien conocido (Margalef, 1983).

La concentración de oxígeno disuelto en el agua es alta, próxima al valor de saturación la mayor parte del año (tabla 3.10), tal y como es de esperar en ríos de montaña poco eutrofizados. Se han registrado valores máximos de oxígeno disuelto durante la época estival al igual que en Muga 1, que corresponden a porcentajes de sobresaturación de oxígeno, los cuales pueden asociarse con el incremento de la actividad de los productores primarios en esta época del año.

2001-2002	Silicato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Silicato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)
Media	122,03	106,61
Mediana	123,21	103,34
Máximo	148,75	158,25
Mínimo	83,28	74,43

Tabla 3.11: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos II, durante el primer y segundo ciclo anual muestreado en Muga 2 (FND= junto al substrato; INTRS= agua intersticial).

En cuanto a los nutrientes, la concentración de silicatos es algo menor que en Muga 1, oscilando de 74 a 158 $\mu\text{mol/l}$, pero se sigue registrando un mayor rango de variación a nivel intersticial que bentónico. La dinámica de la concentración de silicatos en el medio intersticial es similar a la observada en Muga 1. Mientras, la concentración medida junto al fondo del cauce, sobre el substrato, discrepa en relación a la elevada concentración de silicatos que se midió en enero de 2002, concentración similar a la registrada también en septiembre en este mismo punto, mes al que corresponden las máximas concentraciones medidas en la cabecera de la Muga (Muga 1).

Las concentraciones de los distintos compuestos de nitrógeno y fósforo analizados se muestran en la tabla 3.12. Al igual que en Muga 1, la concentración de nitratos disueltos en el agua colindante a la comunidad bentónica sigue una misma pauta tanto a nivel de fondo como a nivel intersticial, independientemente de que generalmente sea menor la concentración a nivel intersticial y el rango de variación pequeño comparativamente (apéndice 1). La principal divergencia se encuentra asociada a la magnitud de concentración máxima medida en el agua superficial, algo más de tres veces superior al máximo intersticial registrado en el mes de julio 2001. Dicho incremento puntual es coincidente con el registrado también en Muga 1.

2001-2002	Nitrato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
Media	14,42	9,93	0,30	0,77	0,17	0,61	0,77
Mediana	10,05	9,15	0,15	0,19	0,10	0,24	0,36
Máximo	63,58	17,81	1,05	3,55	0,47	2,74	2,63
Mínimo	4,63	3,78	0,05	0,10	0,01	0,02	0,07

Tabla 3.12: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos III en Muga 2 (FND= junto al substrato; INTRS= agua intersticial).

Los valores de nitrito son muy inferiores a los de nitrato, normalmente un orden de magnitud menor, que podemos asociar en parte debido a su mayor inestabilidad en el agua. Sin embargo, los valores de nitrito intersticial son algo mayores a los registrados en Muga 1, especialmente el máximo medido en otoño (tabla 3.12).

En cuanto a la concentración de fosfatos disueltos en el agua junto al substrato, los valores siguen siendo muy bajos ($\leq 0.5 \mu\text{mol/l}$), aunque sí ligeramente superiores a los medidos en Muga 1. Dentro de dichos valores, las concentraciones son mayores en julio y octubre, mientras que intersticialmente se diferencia un pico en primavera. La concentración de ortofosfato intersticial está correlacionada negativamente con los valores de calcio registrados en el agua colindante a la comunidad. La concentración de fósforo total muestra dos picos, uno en primavera y otro en otoño, coincidentes con el inicio de las lluvias en ambos periodos, que pueden interpretarse como el aporte de compuestos de fósforo, especialmente fósforo orgánico disuelto, merced al lavado de la cuenca por las primeras lluvias.

3.2.3 Caracterización de la estación Muga 3 (R. Muga):

El tramo estudiado se encuentra localizado en el eje principal del río dentro de su curso alto, pero ya cuando se abre algo más el cauce y aparece un pequeño valle de montaña asociado, que el río ha excavado de modo que discurre, en el tramo de estudio, encajado por la derecha del valle a unos 15 m por debajo de la cota del valle aproximadamente. El canal fluvial ya es mucho más ancho que en tramos anteriores, de modo que la vegetación de ribera no alcanza a cubrir el cauce, permitiendo una buena iluminación del mismo. Ambos márgenes fluviales presentan la vegetación de ribera bien desarrollada, con un estrato arbóreo dominado por alisos (*A. glutinosa*) y el estrato arbustivo por *Salix* sp. (figura 3.24). Esta última especie, tolerante a niveles de inundación variables, aparece tanto en las barras emergidas del interior del cauce como en las zonas temporalmente inundadas de las orillas (2 a 4 m en el margen izquierdo).

La pauta seguida por el caudal a lo largo del periodo estudiado, así como la de sus descriptores (velocidad media superficial, velocidad media de fondo, velocidad media, profundidad media y anchura del transecto) son consistentes en el régimen hídrico mediterráneo. Se registraron valores más altos en primavera y otoño, seguidos de periodos con reducción del caudal en verano e invierno, acorde con la pauta pluvial que les alimenta. El caudal disminuyó hasta 115,2 l/s en enero 2002 y 161,5 l/s en agosto 2001. Sin embargo, el mínimo anual (104,7 l/s) se registró en marzo 2002. Esta pauta no se mantuvo durante el ciclo anual posterior, ya que en marzo de 2003 se registró el caudal máximo absoluto de ambos ciclos hidrológicos, que en este segundo periodo se debió a las fuertes lluvias que provocaron una riada primaveral (1.842,4 l/s).

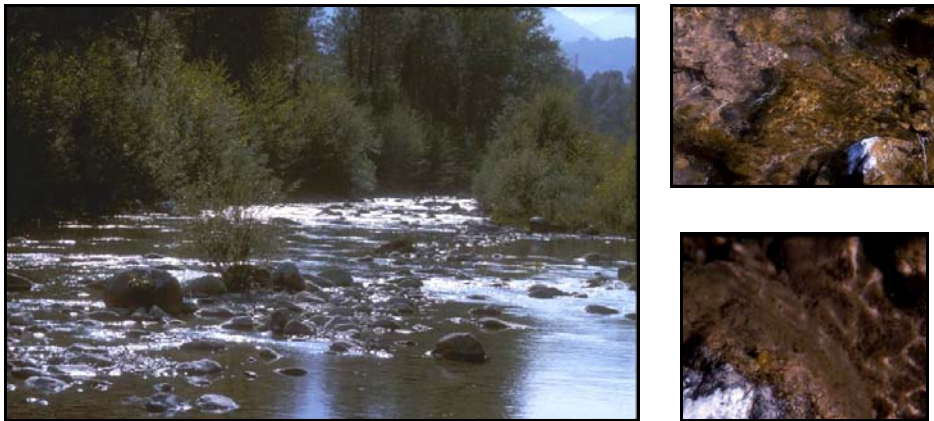
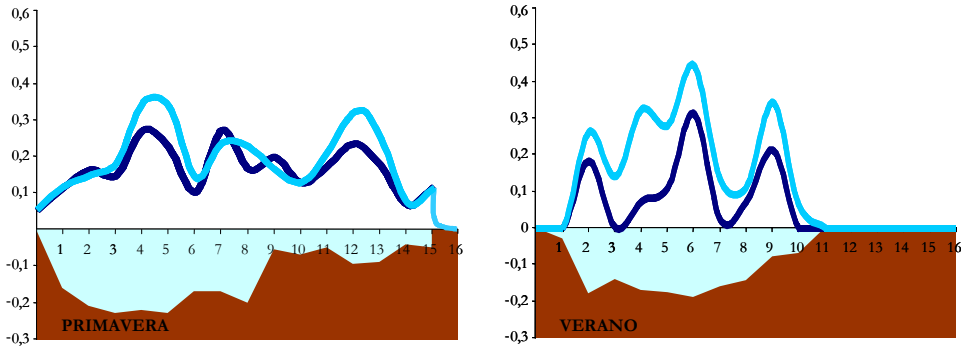
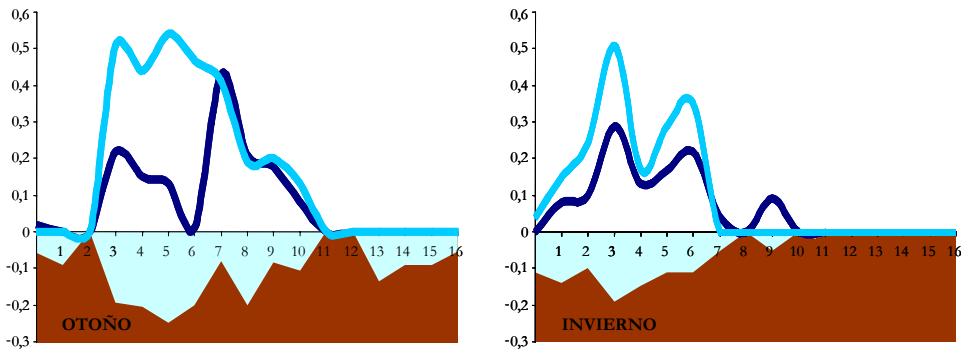


Figura 3.24: Tramo de estudio Muga 3. A la izda. visión general del tramo, a la dcha. dos imágenes que muestran el aspecto del lecho del cauce con el recubrimiento algal del substrato.



Figuras 3.25 y 3.26: Transecto estudiado de Muga 3 en abril y julio 2001 respectivamente. Relación entre valores de profundidad en metros (parte inferior), y la velocidad de corriente en m/s a nivel superficial (azul claro) y junto al substrato (azul oscuro), a lo largo de la sección inundada (metros).



Figuras 3.27 y 3.28: Transecto estudiado de Muga 3 en noviembre 2001 y enero 2002 respectivamente. Relación entre valores de profundidad en metros (parte inferior), y la velocidad de corriente en m/s a nivel superficial (azul claro) y junto al substrato (azul oscuro), a lo largo de la anchura de inundación (metros).

La longitud de la sección transversal medida es normalmente mayor que en la estación de cabecera precedente situada aguas arriba (Muga 1), de acuerdo con la estructura general del valle que ya hemos comentado en el párrafo inicial. La anchura ha oscilado entre los 8,13 m de agosto del 2001 y los 17,4 m de marzo de 2003. Dada la estructura de la zona de inundación asociada al cauce, el aumento de la anchura inundada se produce especialmente por la ocupación de la orilla izquierda (derecha de las figuras 3.25-3.28). En la sección se aprecia una zona más profunda junto al margen derecho (izquierda de las gráficas) y otra más somera junto al margen opuesto, la cual según el nivel de inundación puede quedar separada de la parte más profunda por una barra emergida (figuras 3.27 y 3.28). Salvo en primavera, se ha observado que el agua permanece más o menos estancada junto al margen derecho, con velocidades de la corriente prácticamente nulas. Se ha observado también que los valores máximos de velocidad corresponden a los valores máximos de profundidad medidos tanto en verano como en invierno (figuras 3.26 y 3.28). Se aprecia la misma pauta para la velocidad superficial en otoño (figura 3.27).

Los valores medios de la composición del sustrato nos indican que su estructura está dominada por materiales gruesos (bloques y cantos), frente a una menor proporción de materiales finos (gravas y arenas), así como a la ausencia de los limos debido a su menor tamaño (tabla 3.13). La composición observada está en concordancia con el hecho de que esta estación esté sita en el tramo alto de la cuenca, donde se favorece el transporte frente a la sedimentación de materiales finos (Cushing y Allan, 2001).

2001-2003	Bloques (%)	Cantos (%)	Grava (%)	Arena (%)	Limo (%)
Media	18,05	68,54	9,71	3,70	0,00
Máximo	85,00	93,00	25,00	15,00	0,00
Mínimo	0,00	15,00	0,00	0,00	0,00

Tabla 3.13: Estadísticos descriptivos de la composición del sustrato en Muga 3.

La temperatura del agua oscila entre 3,8°C y 26,6°C durante el primer ciclo anual, mientras que en el segundo ciclo anual la temperatura máxima medida fue inferior (23,2°C en julio de 2002). No podemos hablar de la temperatura mínima invernal del segundo ciclo, al no haberse realizado ningún muestreo durante dicha época. Estos datos vuelven a reflejar las condiciones climáticas propias del área en que se encuentra enclavado el tramo, con el ciclo térmico anual característico ya descrito en otros apartados previos.

Los valores del pH del agua son elevados, propios de las aguas básicas que se mueven a lo largo de materiales calcáreos y con gran actividad por parte de los autótrofos presentes en el cauce, que alcanza un valor máximo de 9,74 en agosto 2002. Dados los valores de pH registrados en el agua, la concentración del ion calcio y los valores de alcalinidad medidos (tablas 3.14 y 3.15), se trata de aguas en las que predomina la precipitación rápida del calcio asociado a carbonatos sobre las superficies del sustrato (*e.g.* bloques y cantos).

Los valores de alcalinidad siguen un patrón similar al registrado en Muga 1, con dos descensos en agosto 2001 y noviembre 2001, al igual que ion calcio. Se registra además un máximo puntual bastante destacado durante el primer ciclo anual de 8,47 meq/l en mayo 2001, mientras que el resto de registros oscila entre 2,5 meq/l y 3.5 meq/l. Durante el segundo periodo, no se obtienen valores tan elevados.

Con respecto a la conductividad se ha registrado un descenso en noviembre de 2001, al igual que en la alcalinidad y el ion calcio. También presenta valores elevados, propios de las características geológicas de la cuenca. En el ciclo anual completo estudiado (2001-2002) los valores más bajos de conductividad se registraron asociados a caudales altos debidos a periodos de lluvia (mayo y noviembre). Esta pauta no se reprodujo durante el siguiente ciclo anual.

2001-2002	Temp. (°C)	PH	Ca (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Cond. (μ S/cm)	O ₂ (mg/l)	%O ₂
Media	17,49	8,60	61,88	3,37	435	12,25	134
Mediana	—	8,64	66,23	2,88	415	11,67	135
Máximo	26,60	8,92	77,23	8,47	528	16,36	202
Mínimo	3,80	8,05	33,50	2,47	351	8,25	88

2002-2003	Temp. (°C)	PH	Ca (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Cond. (μ S/cm)	O ₂ (mg/l)	%O ₂
Media	16,82	8,69	63,16	3,28	414	9,96	110
Mediana	----	8,76	63,57	3,25	416	9,77	109
Máximo	23,20	9,74	82,67	4,12	446	12,88	128
Mínimo	----	7,45	47,53	2,20	377	7,05	98

Tablas 3.14 y 3.15: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos I, durante el primer y segundo ciclo anual muestreado en Muga 3.

La concentración de oxígeno disuelta en el agua sigue siendo bastante elevada (tabla 3.14), típica del curso alto de ríos de montaña poco antropizados. Los valores máximos en verano están asociados a la actividad fotosintética de los productores primarios y en invierno asociados a la menor temperatura, que permite una mayor presión parcial de oxígeno, origen del aumento de la concentración disuelta en el agua de este elemento. Suele estar en condiciones de saturación a lo largo de todo el periodo estudiado, ya que en arroyos turbulentos, el intercambio con la atmósfera de oxígeno conlleva condiciones de saturación en el agua (Allan, 2001). Durante el primer periodo se registraron valores de saturación muy elevados durante los meses de verano, alcanzándose un 202% de saturación en agosto 2001 (tabla 3.14). Este valor indica el período de máxima actividad fotosintética de los organismos autótrofos bentónicos, así como un cierto grado de eutrofización. Sin embargo, este patrón no se ha detectado durante el segundo ciclo anual, al igual que en Muga 1. Los valores más bajos de saturación en el periodo 2002 – 2003 son los correspondientes a la época estival (tabla 3.15), de modo que durante este segundo periodo la comunidad no tendría un balance tan favorable a la producción fotosintética de oxígeno frente a su consumo por respiración del conjunto de la comunidad. El valor máximo medido fue otoñal (127,9%) y muy inferior al registrado en el ciclo precedente.

La disolución de oxígeno se produce de la atmósfera al agua acorde a la presión parcial y la temperatura, siguiendo el principio de Le Châtelier enunciado en 1884 y modificado en 1904. Es esperable un cambio de las concentraciones a lo largo del año de modo que a mayor temperatura del agua, la concentración de oxígeno será menor. Sin embargo, no se ha observado una relación directa entre la temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto. Químicamente, el porcentaje de saturación del oxígeno disuelto en el agua depende negativamente de la temperatura (Allan, 2001). Una modificación en esta relación implica un aporte de oxígeno debido a la actividad biológica (Margalef, 1983). Los resultados obtenidos en Muga 1 y Muga 3 revelan la importancia del

aporte debido a la actividad biológica (fotosíntesis), ya que se han obtenido correlaciones positivas entre la temperatura y el porcentaje de saturación de oxígeno en ambos tramos y máximos durante la época estival que son los meses de mayor productividad biológica en el tramo estudiado.

2001-2002	Silicato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Silicato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	2002-2003	Silicato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Silicato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)
Media	123,8	123,4	Media	119,9	124,9
Mediana	125,3	134,4	Mediana	116,7	125,6
Máximo	162,6	175,6	Máximo	149,3	167,4
Mínimo	80,5	47,1	Mínimo	92,7	90,2

Tablas 3.16 y 3.17: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos II, durante el primer y segundo ciclo anual muestreado en Muga 3 (FND= junto al sustrato; INTRS= agua intersticial).

En cuanto a los macronutrientes, se observa un ligero descenso de la concentración de silicatos con respecto a la registrada en Muga 1, oscilando de 47 a 176 $\mu\text{mol/l}$, con un mayor rango de variación a nivel intersticial. El patrón registrado en el fondo es intermedio al de los tramos anteriores. La concentración es elevada, pero el máximo absoluto se registra en invierno (enero 2002), al igual que el mínimo (febrero 2002). Sin embargo, durante el verano es cuando se produce un período más largo con concentraciones elevadas (tabla 3.16), al igual que sucede a lo largo del segundo ciclo de muestreo (tabla 3.17). A nivel intersticial se asemeja más al patrón registrado en Muga 2, con concentraciones mayores en verano y menores en momentos de aumento del caudal.

El resto de nutrientes se caracterizan en las tablas 3.18 y 3.19. Los valores de nitrógeno y fósforo ya no son tan bajos como en los tramos precedentes, confirmando la entrada de aportes de origen antrópico, tanto agrícolas como urbanos, aunque dichos aportes no sean muy altos. Al igual que en Muga 1 y Muga 2, la concentración de nitratos disueltos en el agua colindante a la comunidad bentónica sigue la misma dinámica tanto a nivel de fondo como a nivel intersticial, siendo generalmente menor la concentración a nivel intersticial. Han oscilado entre 2,73 $\mu\text{mol/l}$ y 124 $\mu\text{mol/l}$, aunque este valor máximo debe considerarse puntual, dado que las restantes concentraciones medidas han sido siempre inferiores a 23 $\mu\text{mol/l}$, tanto junto al fondo como a nivel intersticial.

Los valores de nitrito vuelven a ser mucho menores que los de nitrato. Al igual que en Muga 2, los valores de nitrito registrados en Muga 3 son mayores que los de Muga 1, incluso algo mayores que Muga 2, aunque generalmente no sobrepasan 1 $\mu\text{mol/l}$. Sólo se han registrado concentraciones superiores a este valor en agua intersticial en primavera (mayo 2001) y otoño (septiembre 2001), picos puntuales que no se han registrado en las medidas tomadas a nivel de fondo.

2001-2002	Nitrato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
Media	17,21	7,72	0,30	0,88	0,25	4,93	1,01
Mediana	6,52	5,98	0,21	0,47	0,18	3,06	0,57
Máximo	124,17	22,60	1,12	3,20	0,81	31,72	3,77
Mínimo	2,73	3,48	0,05	0,16	0,03	0,01	0,27

2002-2003	Nitrato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
Media	13,22	11,71	0,45	0,30	0,01	0,31	0,43
Mediana	13,27	11,24	0,22	0,33	0,01	0,12	0,37
Máximo	21,05	15,24	1,38	0,58	0,34	1,08	0,58
Mínimo	7,68	7,43	0,08	0,08	0,00	0,01	0,34

Tablas 3.18 y 3.19: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos III, durante el primer y segundo ciclo anual muestreado en Muga 3 (FND= junto al substrato; INTRS= agua intersticial).

Con respecto al fósforo, los valores tanto de ortofosfato como de fósforo total ya no son tan bajos como en Muga 1 y Muga 2, pero este aumento sólo se ha detectado durante el periodo 2001 – 2002, ya que luego vuelven a disminuir a valores generalmente menores o entorno a $0,5 \mu\text{mol/l}$, aunque hay que ser cautos con esta afirmación ya que la periodicidad del muestreo no fue la misma durante el segundo ciclo.

El ortofosfato en el fondo varía muy poco, con concentraciones muy bajas a lo largo de los dos ciclos anuales estudiados. Sin embargo, los valores registrados a nivel intersticial son generalmente más elevados durante la primavera y el verano. Esta diferencia entre la concentración de fondo e intersticial se hace máxima en noviembre 2001, momento en que se registra una concentración elevada de ortofosfato intersticial ($31,72 \mu\text{mol/l}$), que es 3 órdenes de magnitud superior a la medida a nivel de fondo ($0,56 \mu\text{mol/l}$).

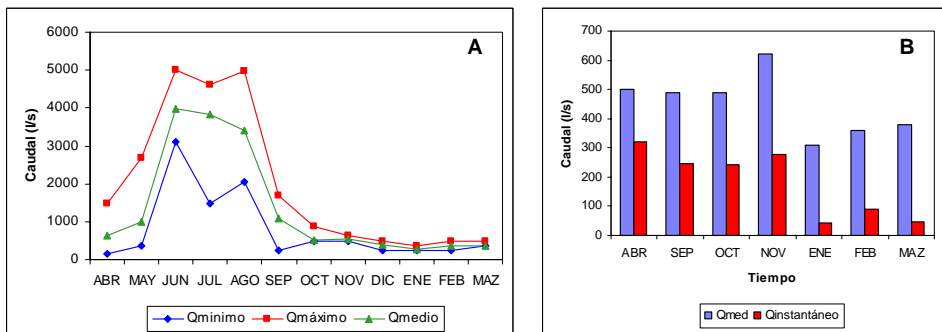
En cuanto al fósforo total disuelto se observa una tendencia semejante a la descrita para el ortofosfato, con concentraciones bastante bajas, salvo en mayo 2001 que se registró una concentración de fósforo total de $3,77 \mu\text{mol/l}$. Se ha observado la existencia de una correlación positiva significativa entre el fósforo total disuelto y la alcalinidad ($R^2=83,45\%$), que podría interpretarse asociada a procesos de disolución de compuestos fosfo-carbonatados previamente precipitados.

3.2.4 Caracterización de la estación Muga 4 (R. Muga):

El tramo estudiado está localizado al final del curso medio del río Muga, 2 km aguas abajo del embalse de Boadella. El tramo se encuentra encajado, en parte dentro de la primera terraza fluvial, en parte por la mota del camino vecinal que discurre paralelamente al margen izquierdo del cauce. Tanto el margen izquierdo como el derecho se encuentran dominados por la presencia de vegetación, sobre todo arbórea (*Salix* sp.). La orilla derecha, debido al mayor desnivel del terreno que se encuentra completamente recubierto de vegetación, sombrea de 3 a 4 metros del cauce. Mientras, la orilla izquierda al ser la que soporta en mayor medida las crecidas fluviales por su menor pendiente, posee una vegetación de menor porte que apenas sombrea el cauce, salvo en los periodos de crecidas (figura 3.29). En este tramo, también existen pequeños islotes centrales (figura 3.29, imágenes ambos extremos), con vegetación generalmente arbustiva y herbácea, que junto a la vegetación marginal, llega a un máximo de cobertura del 50% del cauce durante la época primavera-estival.



Figura 3.29: Tramo de estudio Muga 4. A la izquierda visión panorámica del tramo en primavera, en el centro dos aspectos del recubrimiento vegetal del lecho del cauce, a la derecha visión parcial del cauce en un momento de bajo caudal.



Este tramo está completamente regulado y su caudal depende de la gestión de las aportaciones del embalse al río Muga. El embalse de Boadella se utiliza fundamentalmente para almacenar agua para riego, para agua de consumo si es necesario y para producción hidroeléctrica si las reservas lo permiten. Como la mayor parte de los embalses de la cuenca mediterránea que se gestionan prioritariamente para riego, los mayores caudales se producen en los meses estivales que es cuando el déficit de aportaciones naturales es mayor (figura 3.30 A), principalmente de lluvias, en las zonas agrícolas de la llanura del Alt Empordà que se abastecen del embalse de Boadella. En este tramo, los mayores caudales se corresponden con los meses de junio, julio y agosto. El caudal medio mensual más alto se produjo en junio, mes que presentó la menor variabilidad, con la menor amplitud absoluta entre el mínimo y el máximo caudal diario registrados durante ese mes. Los caudales medios entre octubre y marzo tienen valores similares, que indicarían una aparente estabilidad de los mismos en dicho periodo. De modo que el patrón hídrico de este tramo está en la antítesis de la que sería su régimen mediterráneo natural, ya que se han eliminado los máximos asociados a las lluvias otoñales y primaverales.

Puntualizar que este tramo padece además oscilaciones diarias de caudal para producción hidroeléctrica durante la mayor parte del año, siempre que las reservas del embalse lo permitan. La producción hidroeléctrica se genera de madrugada, casi al amanecer. Aunque no tenemos datos de máximos instantáneos diarios, sí podemos estimar su importancia en relación a la variabilidad diaria de caudal que se registra en el tramo al comparar el caudal medio diario obtenido por la estación de aforos con el caudal que se ha medido en el momento del muestreo ese mismo día (figura 3.30 B). La variación entre ambos oscila, desde caudales instantáneos que representan en torno al 13% de caudal medio diario en invierno (enero y marzo 2002), hasta caudales instantáneos próximos al 50% del caudal medio diario en otoño y primavera. Es decir, la máxima variabilidad relativa se da en los meses invernales, meses que según el régimen de lluvias de la zona presentarían variabilidades muy pequeñas.

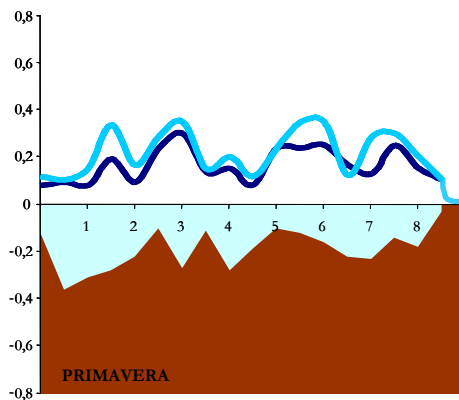
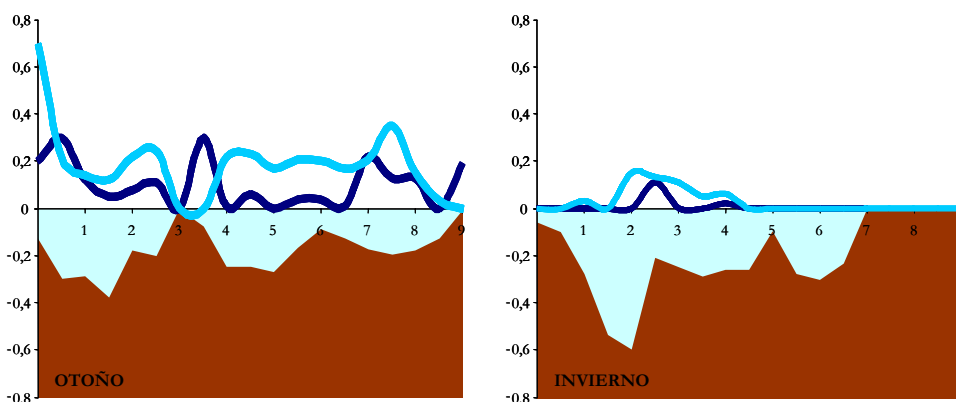


Figura 3.31: Transecto estudiado de Muga 4 en abril respectivamente. Relación entre valores de profundidad en metros (parte inferior), y la velocidad de corriente en m/s a nivel superficial (azul claro) y junto al substrato (azul oscuro), a lo largo de la sección inundada (metros).



Figuras 3.32 y 3.33: Transecto estudiado de Muga 4 en noviembre 2001 y enero 2002 respectivamente. Relación entre valores de profundidad en metros (parte inferior), y la velocidad de corriente en m/s a nivel superficial (azul claro) y junto al sustrato (azul oscuro), a lo largo de la anchura de inundación (metros).

En esta estación se observa un cauce más abrupto que en el resto de la cuenca estudiada. De hecho, si se interpreta asociado a los cambios que se han observado en el perfil de la sección de inundación, queda patente la gran inestabilidad del cauce (figuras 3.31 - 3.33), salvo las barras fijadas por la vegetación arbustiva. En enero se midió la profundidad máxima del transecto, que puede verse como una evidencia más de la importante erosión e inestabilidad que sufre este tramo.

En este tramo deberían estar bien representados los sustratos más pequeños como son gravas y arenas, mientras que los cantos deberían ser los únicos de tipo grueso, ya que nos encontramos en un tramo de transición hacia una zona de pendiente mínima. De hecho la comunidad de peces esperable es de ciprínidos y anguila (fuente ACA). Sin embargo, la presencia de arenas es ínfima y los bloques pueden dominar en algunos momentos (tabla 3.20)

2001-2002	Bloques (%)	Cantos (%)	Grava (%)	Arena (%)	Limo (%)
Media	8,33	61,95	28,68	1,25	0,00
Máximo	72,00	100,00	80,00	6,00	0,00
Mínimo	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00

Tabla 3.20: Estadísticos descriptivos de la composición del sustrato en Muga 4.

2001-2002	Temp. (°C)	PH	Calcio (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Cond. (µS/cm)	O ² (mg/l)	%O ²
Media	12,64	8,53	49,65	2,78	345	10,36	101
Mediana	----	8,66	47,00	2,81	343	10,49	104
Máximo	20,80	8,72	76,00	3,08	377	13,60	117
Mínimo	4,60	7,80	37,10	2,37	318	7,15	77

Tabla 3.21: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos I, en Muga 4.

La temperatura del agua oscila entre 4,6°C y 20,8°C (tabla 3.21), aunque lo más destacable es que el valor máximo es menor al registrado en el tramo superior (Muga 3), donde en verano se alcanzaron más de 26°C. La amortiguación de las temperaturas extremas en este tramo, junto con la reducción de la conductividad, alcalinidad y la concentración de ion calcio en relación con los valores registrados aguas arriba del embalse de Boadella, constituyen pautas habituales del efecto de los embalses sobre la composición de las aguas que liberan (Sabater *et al.*, 1991), tras la precipitación y utilización de los iones que llevan en disolución las aguas que entran en ellos (Sabater *et al.*, 1995).

La concentración de oxígeno disuelta en el agua sigue siendo elevada, con valores máximos en invierno (apéndice 1). Suele estar entorno al 100% de saturación la mayor parte del periodo estudiado, sin alcanzar valores de sobresaturación tan elevados como los medidos en las estaciones precedentes. Por tanto, su producción primaria neta parece ser menor que en dichos tramos. Se han registrado valores por debajo de la saturación únicamente en primavera y otoño, con un mínimo del 77% en abril de 2001, coincidiendo con los momentos de cambio en la gestión de aportaciones del embalse. El pH mantiene sin embargo valores similares a los medidos en las restantes estaciones estudiadas.

2001-2002	Silicato FND (µmol/l)	Silicato INTRS (µmol/l)
Media	63,15	66,03
Mediana	62,28	61,22
Máximo	79,66	99,33
Mínimo	41,16	44,81

Tabla 3.22: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos II, durante el primer y segundo ciclo anual muestreado en Muga 4 (FND= junto al substrato; INTRS= agua intersticial).

En cuanto a los macronutrientes, la concentración de silicatos es claramente menor que en el resto de tramos estudiados, oscilando de 41 a 99 µmol/l y con medias y medianas menores de 100 µmol/l (tabla 3.22). La falta de datos correspondientes al periodo estival, de concentración elevada en tramos anteriores, no implica que esté claro que las concentraciones de silicatos son habitualmente entre un 40 y un 50% inferiores a las medidas en Muga 3.

2001-2002	Nitrato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
Media	16,19	13,59	0,48	0,92	0,13	0,83	2,42
Mediana	9,09	12,12	0,30	0,54	0,13	0,76	0,43
Máximo	57,34	26,63	1,23	2,56	0,29	1,63	15,78
Mínimo	4,77	5,40	0,14	0,17	0,00	0,10	0,01

Tabla 3.23: Estadísticos descriptivos de parámetros físicos y químicos III en Muga 4 (FND= junto al sustrato; INTRS= agua intersticial).

Con respecto a los compuestos de nitrógeno, sucede algo semejante ante la ausencia de datos correspondientes al final de la primavera y toda la época estival. Resulta notable la ausencia de julio 2001, mes en el que se registró una concentración de hasta dos órdenes de magnitud mayor en los tramos superiores, que no pudo ser evaluada en Muga 4.

La concentración de nitratos a nivel intersticial suele ser mayor o igual que la concentración a nivel de fondo (apéndice 1), salvo en los meses de enero y febrero 2002 en los que se detectó una diferencia de más de 40 $\mu\text{mol/l}$. Dentro de los meses que se han podido estudiar, queda claro que la pauta de la concentración intersticial en ambas zonas presenta patrones diferentes, difícilmente interpretables. No puede asegurarse que se trate de una respuesta ante el cambio del caudal, ante la reestructuración del sistema bentónico, o ante su inestabilidad.

La concentración de nitritos sigue siendo baja, claramente menor que la de nitratos como es esperable, y de rango semejante al registrado en Muga 3. Sin embargo, se observa un incremento de la concentración durante los meses más fríos semejante a los tramos anteriores y claramente de mayor concentración. La dinámica registrada en el fondo y a nivel intersticial son bastante similares, pero la concentración intersticial es siempre mayor que en el fondo junto al sustrato, entre 2 y 3 veces mayor.

Con relación al ortofosfato disuelto (fósforo reactivo soluble), los valores siguen siendo bastante bajos (no superiores a 2 $\mu\text{mol/l}$), mayores a nivel intersticial (hasta 3 órdenes de magnitud en octubre de 2001), con pautas distintas para ambos medios y valores inferiores a los registrados en el tramo aguas arriba del embalse (Muga 3), ver apéndice 1. El fósforo disuelto total presenta sin embargo un valor máximo muy superior al registrado en las restantes estaciones de muestreo, de 15,78 $\mu\text{mol/l}$ en abril de 2001. Aunque las restantes estaciones han presentado valores altos entre abril y mayo del mismo ciclo anual, al ser el valor registrado un orden de magnitud superior puede interpretarse como resultado de la aportación del embalse.

3.2.5 Pautas generales y discusión:

Como se ha descrito en los apartados precedentes, los tres primeros tramos estudiados del río Muga corresponden a tramos naturales que sufren diferente grado de presión antrópica. Esta presión ha estado asociada al turismo estival principalmente, como aguas de baño en las estaciones 1 y 2, y como receptor de efluentes domésticos y agroganaderos en la estación 3. Este último también está afectado en parte por la detección de agua para consumo urbano en el municipio de Albanyà, con requerimientos mayores en verano. Mientras, la estación 4 sito aguas abajo del embalse de Boadella, está condicionada principalmente por la dinámica de liberación de caudales por parte de dicho embalse, ya sean para riego como para consumo humano (apartado 3.2.4).

En el apartado correspondiente a cada estación de muestreo se han descrito y analizado la variación de sus características hidrológicas, físicas y químicas en detalle. Ahora se pretende valorar qué pautas comunes presentan las estaciones en su conjunto.

Pero antes de proceder a realizar los correspondientes análisis estadísticos creemos que merece la pena visualizar en dos gráficas, la variación de la concentración de nitratos tanto junto al lecho del cauce, justo encima del substrato (figura 3.34), como a nivel intersticial (figura 3.35); por ser los nitratos la variable que ha presentado un mayor rango relativo de cambio, que se ha producido principalmente dentro del primer ciclo anual estudiado.

El primer incremento evidente en la concentración de nitratos se produjo en julio de 2001 y aparece como tal en todas las estaciones de muestreo de las que se poseen datos, con valores máximos similares para las estaciones del eje principal (MU1-MU3) e inferiores en el pequeño afluente de cabecera muestreado (Muga 2). De este modo, dicho aumento de la concentración de nitratos en el agua circulante aparece como una perturbación que afecta a toda la subcuenca principal (eje del río Muga) y a alguno de sus afluentes de cabecera (figura 3.34). Sin embargo, en el medio intersticial solo aparece en Muga 1 (figura 3.35), tal vez debido a que en dicho tramo la potencia del medio intersticial es pequeña (algunos centímetros sobre la roca madre del cauce), mientras que en las restantes estaciones el medio intersticial está bien constituido y con una mayor potencia, que se traduciría en una circulación lenta a nivel intersticial junto con una tasa de renovación del agua intersticial menor. Por tanto, en el muestreo de julio se ha detectado una entrada de nitratos a nivel superficial más o menos puntual, aparentemente, que afecta a una amplia extensión de la cuenca principal. Este tipo de aporte suele estar asociado a actividades estacionales, que en el mes que se produce suele deberse a la importante actividad turística existente en toda la zona (Benito, 2007).

El segundo aumento notable de la concentración de nitratos se produjo en enero de 2002, justo tras fundirse la nieve caída a finales de diciembre de 2001, que mantuvo incomunicada la parte alta de la cuenca varios días. Sin embargo, esta entrada por lavado de los suelos de la cuenca solo se refleja en el punto más alto muestreado dentro del eje principal del río Muga (Muga 1), observándose el incremento de la concentración tanto a nivel del agua circulante junto al substrato como en el medio intersticial (figuras 3.34 y

3.35). Ambos picos de nitratos muestran dos situaciones que a pesar de afectar a todo el tramo alto de la cuenca, pueden o no reflejarse en todas las estaciones enclavadas en dicha zona y mostrar pautas comunes de respuesta (pico de julio) o no (pico de enero).

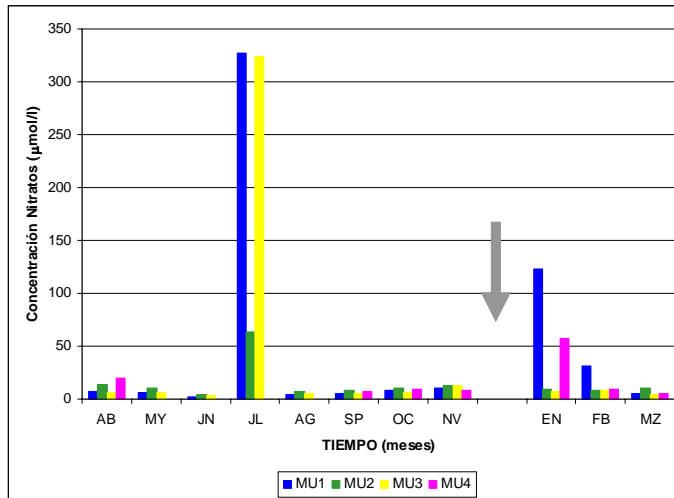


Figura 3.34: Variación de la concentración de nitratos a nivel de fondo, sobre el sustrato, a lo largo del primer ciclo anual para cada estación de muestreo. Se indica con una flecha la fuerte nevada producida en MU1-MU3.

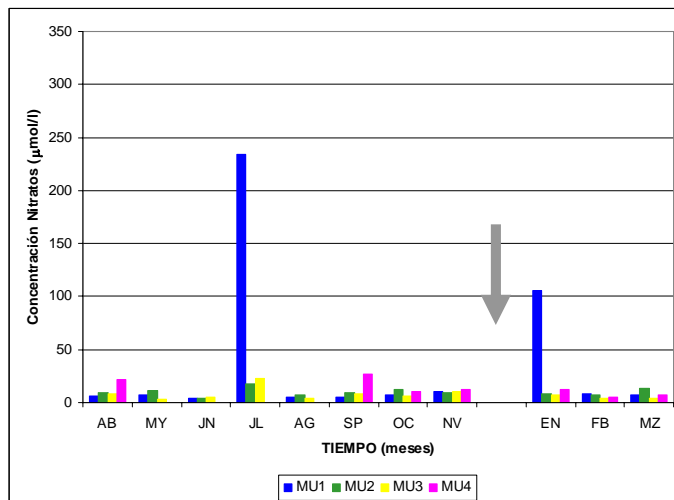
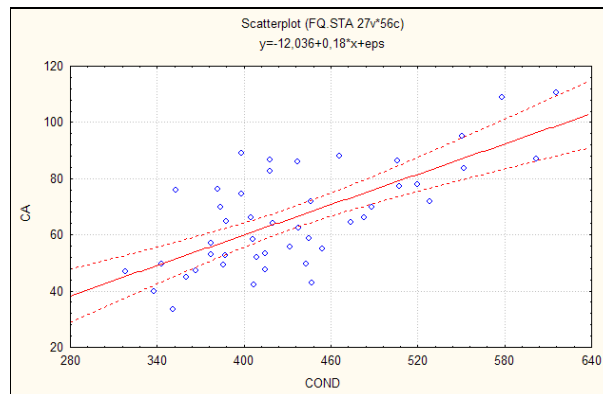


Figura 3.35: Variación de la concentración de nitratos intersticial a lo largo del primer ciclo anual en cada estación de muestreo. Se indica con una flecha la fuerte nevada producida en MU1-MU3.

Con el objetivo de buscar pautas o tendencias, se han realizado dos análisis de componentes principales (PCA) mediante el programa CANOCO 4.5, que utiliza la matriz de correlaciones de las variables del medio. El primer PCA incluye las cuatro estaciones y todos los muestreos realizados en ellas, es decir, el primer ciclo anual para todas ellas y algunos muestreos de un segundo ciclo para las estaciones 1 y 3. El segundo PCA se ha realizado con los datos procedentes de los muestreos del primer ciclo anual para las tres estaciones no reguladas. En ambos análisis solo se han utilizado muestreos completos, con datos de todas las variables, de modo que se han eliminado los muestreos correspondientes al período mayo-agosto de la estación 4 (bajo el embalse de Boadella). Para evitar eliminar otros muestreos, se ha optado por no incluir dos variables (alcalinidad e ion calcio) de las que no se tenían resultados en todos ellos. Además, cada una de ambas variables está correlacionada positiva y significativamente con otra variable que sí ha sido incluida en cada PCA: la alcalinidad con el fósforo disuelto total ($R^2=50,33$ y $p<0,001$) y el ion calcio con la conductividad ($R^2=48,79$ y $p<0,001$) que se representa en la figura 3.36.



Figuras 3.36: Correlación entre la conductividad y el ion calcio.
Línea de tendencia con intervalo de confianza del 95%.

También se ha optado por utilizar los datos de caudales medios diarios cedidos por el ACA para la estación 4, después de comprobar que las correlaciones obtenidas con ellos son mejores a los obtenidos a partir de los caudales puntuales medidos en nuestros muestreos. Finalmente, no se han transformado las variables logarítmicamente.

En el análisis realizado con todas las estaciones de muestreo y todos los casos completos, la varianza total explicada por los cuatro primeros ejes es del 97,5%. La figura 3.37 muestra la representación gráfica de las coordenadas (distancias estadísticas) de las variables para los dos primeros ejes del PCA.

Ejes	1	2	3	4
Valores propios	0,782	0,101	0,064	0,027
Varianza acumulada en %	78,23	88,35	94,75	97,50

Tabla 3.24: Resultados referentes a los cuatro primeros ejes canónicos obtenidos en el PCA de los parámetros físico-químicos (matriz medio), para la totalidad de casos correspondientes a MU1-MU4 durante el primer y segundo ciclo anual (2001-2003).

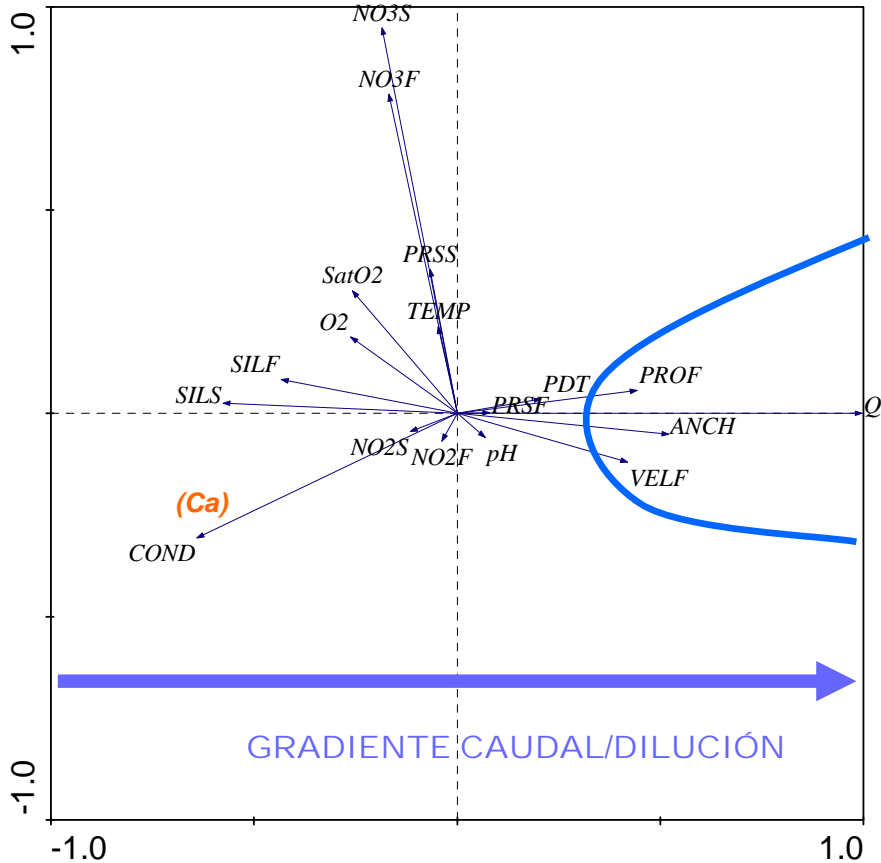


Figura 3.37: Representación gráfica de las coordenadas de los parámetros del medio en los dos primeros ejes obtenidos a partir del PCA realizado con los casos correspondientes a las 4 estaciones y a todos los muestreos completos. (El eje I es el horizontal y el eje II el vertical) (*S = * agua junto al sustrato; *F= * intersticial).

El primer eje, eje horizontal, explica el 78,23% de la varianza total (tabla 3.24) y está definido en su extremo positivo por el caudal (Q) y sus descriptores (profundidad, anchura de inundación y velocidad de corriente). Mientras, el extremo opuesto (negativo) tiene asociadas la conductividad y la concentración de silicatos disueltos, principalmente en la columna de agua junto al sustrato (SILS), como parámetros que lo definen. De hecho, este eje representa un gradiente de caudal y dilución, ya que el semieje positivo opone el período de lluvias y la riada primaveral que se produjo durante el segundo año de estudio (2002), junto con todos los muestreos de la estación aguas abajo del embalse (Muga 4) a los restantes muestreos, encontrándose su extremo negativo asociado a los dos períodos de menor caudal en las estaciones no reguladas, el invernal (enero-febrero) y el estival (julio-agosto), como se representa en la figura 3.38.

Los caudales más bajos se corresponden con conductividades más altas, ya que el aumento del caudal produce la dilución de las sales disueltas presentes en el medio fluvial (Sabater, 1987), hasta el punto de homogeneizar los valores de parámetros como la conductividad (Sabater *et al.*, 1991). En la figura 3.38 se observa que el muestreo correspondiente a la riada de mayo 2002 en Muga 1 se encuentra próximo a los correspondientes a la misma riada en Muga 3 y entre los muestreos de MU4 dentro del semieje positivo del primer eje.

Dejando a un lado los 3 muestreos correspondientes a la riada de 2002, puede interpretarse el gradiente de caudal como un gradiente de tamaño fluvial, que sería también altitudinal/longitudinal. El gradiente correspondiente sería $MU2 < MU1 < MU3 < MU4$ (figura 3.38).

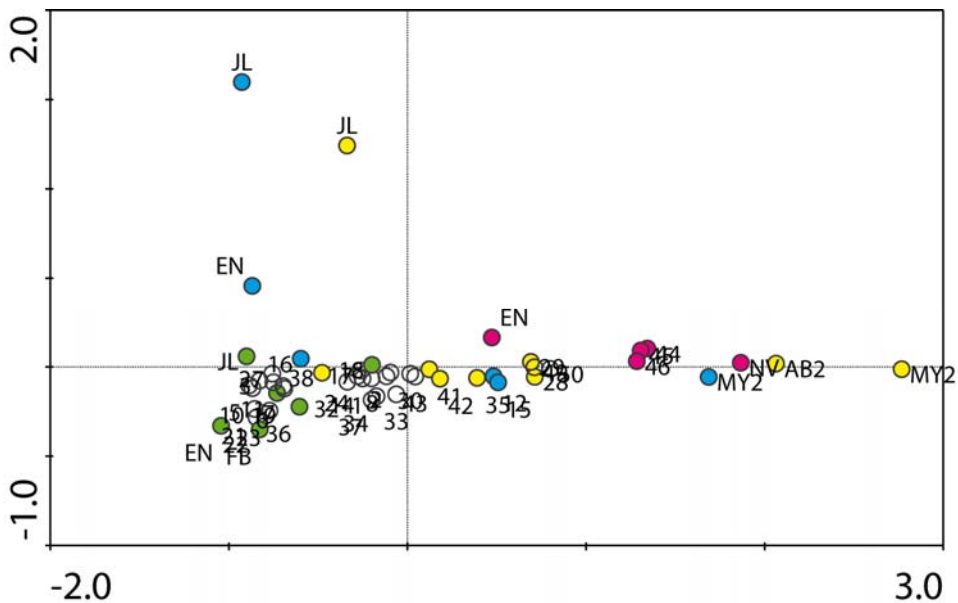


Figura 3.38: Representación gráfica de las coordenadas de los distintos muestreos (casos) utilizados en el PCA realizado para las cuatro estaciones estudiadas y todos los muestres completos. Los colores utilizados en la gráfica corresponden a Muga 1 (azul), Muga 2 (verde), Muga 3 (amarillo) y Muga 4 (fucsia).

El segundo eje (eje vertical) explica el 10,12% de la varianza (tabla 3.24) y de hecho se encuentra asociado únicamente a las máximas concentraciones de nitratos disueltos, tanto en el agua circulante superficial como intersticial, NO_3S y NO_3F respectivamente (figura 3.37). Por tanto, este segundo eje separa los muestreos de julio de 2001 en Muga 1 y Muga 3, así como de enero de 2002 en Muga 1 de todos los restantes (figura 3.38).

En un estudio sobre la variabilidad interanual realizado en las cuencas internas catalanas para el período 1996-2002 (Benito, 2007), también se observó que la concentración de nitratos disueltos aumentaba en algunas estaciones de muestreo localizadas en la cuenca del río Muga en 2001. En este trabajo, dichas estaciones se agrupaban en función únicamente de este parámetro, que definía así mismo el segundo eje

de un PCA realizado a partir de distintos parámetros descriptores del medio. Mientras, el primer eje también reflejaba el gradiente longitudinal de la cuenca, aunque en este caso la mayoría de los puntos de muestreo correspondían a la zona media y baja de la cuenca (Benito, 2007).

El segundo PCA se ha realizado con las tres estaciones de muestreo no reguladas (MU1 - MU3) y todos los casos completos correspondientes al primer ciclo anual, que fue el que se estudió entero mensualmente en realidad. Este PCA muestra algunos cambios con respecto al primer PCA, destacando que el primer eje pierde importancia relativa a favor de segundo eje. De este modo, la varianza expresada por el primer eje es del 44,94 % frente al 30,98% del segundo eje (tabla 3.25). En su conjunto, la varianza total acumulada explicada por los cuatro primeros ejes (94,12%) es solo algo inferior a la obtenida en el PCA previo (97,50), realizado con todos los casos completos estudiados.

Ejes	1	2	3	4
Valores propios	0,449	0,309	0,126	0,055
Varianza acumulada en %	44,94	75,92	88,59	94,12

Tabla 3.25: Resultados referentes a los cuatro primeros ejes canónicos obtenidos en el PCA de los parámetros físico-químicos (matriz medio), para la totalidad de casos correspondientes a MU1-MU3 durante el primer ciclo anual (2001-2002).

El eje horizontal (eje I) continúa siendo un eje que muestra un gradiente de caudal/dilución, ya que tiene asociados en su extremo positivo el caudal y a dos de sus descriptores (anchura y velocidad de fondo). Mientras, el extremo negativo está definido por la conductividad, junto a silicatos y nitritos, estos últimos del agua circulante junto al sustrato (figura 3.39). Sin embargo, se observa que la profundidad pierde importancia en el semieje positivo del eje I, como reflejo de que sea el descriptor que menos incide en la variación del caudal en las tres estaciones superiores (MU1 - MU3) a lo largo de un ciclo hidrológico normal, es decir sin riadas, debido a la estructura de las secciones de inundación y pendiente de los tramos estudiados. Esta relación estaría de acuerdo con las tipologías descritas por Leopold (1996), del mismo modo que en las riadas la altura de la columna de agua (profundidad) adquiere importancia en la estima del caudal y sus efectos (Beven y Carling, 1989; Gordon *et al.*, 2004).

Al observar en detalle la distribución de los muestreos respecto al primer eje (figura 3.40), se puede ver el gradiente de caudal para cada una de las tres estaciones de muestreo incluidas en este análisis. Los muestreos que presentaron mayores caudales tienen coordenadas más positivas, es decir más hacia el extremo positivo de este eje. Los muestreos que corresponden a momentos de menor caudal tienen coordenadas más negativas. Se puede estimar la importancia de la variabilidad asociada a este primer eje, si consideramos la amplitud de dicha variabilidad como medida del nivel de perturbación natural que soporta cada tramo estudiado, según la definición de perturbación realizada por Odum *et al.* (1979). Por tanto, puede calcularse la distancia ponderada entre los valores extremos de las coordenadas para cada estación de muestreo, según la metodología propuesta por Sabater *et al.* (1991). Los resultados obtenidos, para un rango de 0 a 1, nos muestran el gradiente de variabilidad siguiente:

$$\text{MU2 (0,368)} < \text{MU1 (0,412)} < \text{MU3 (0,620)}$$

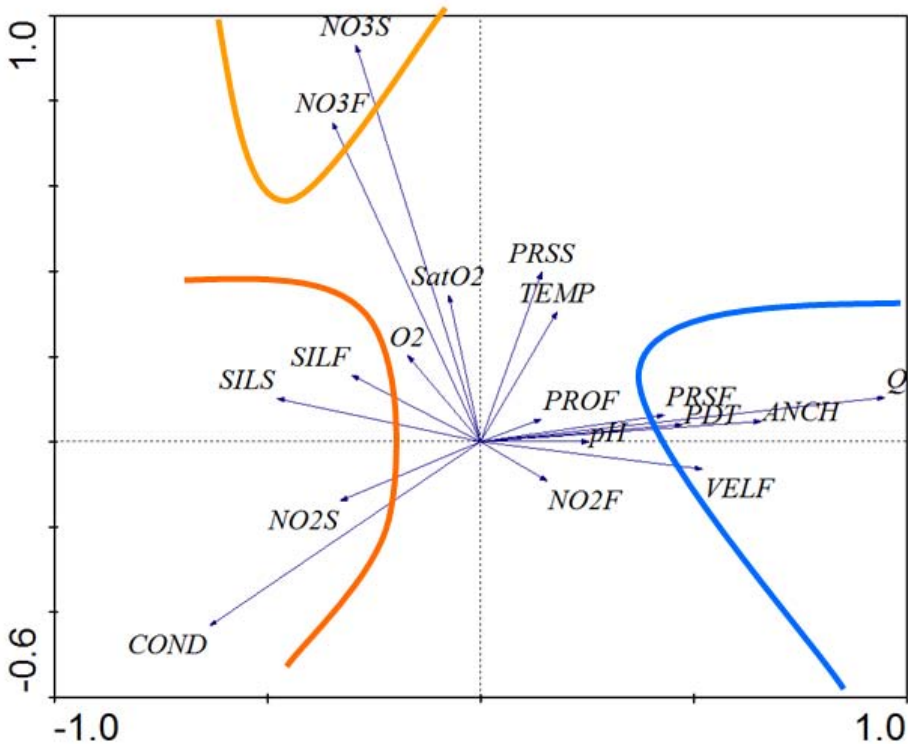


Figura 3.39. Representación gráfica de las coordenadas de los parámetros del medio en los dos primeros ejes obtenidos a partir del PCA realizado con los casos correspondientes a las 3 estaciones sitas aguas arriba del embalse de Boadella y a todos los muestreos completos del primer ciclo anual (abril 2001 – marzo 2002). (El eje I es el horizontal y el eje II el vertical) (*S = * agua junto al sustrato; *F= * intersticial).

Este gradiente puede asociarse al tamaño de la cuenca de drenaje o a la distancia del nacimiento, como descriptores del tramo, y refleja la pauta más habitual de generación de caudales en tramos con distinto tamaño de cuenca de drenaje, asociada dentro de una misma cuenca como el mismo patrón de pluviosidad (Leopold, 1996; Gordon *et al.*, 2004; Ward y Stanford, 1983).

Respecto al segundo eje (eje vertical), se encuentra definido por la concentración de nitratos, asociados a su extremo positivo, al igual que en el primer PCA realizado con todos los casos completos de todas las estaciones de muestreo (figura 3.37). De modo que, únicamente separa los tres casos en los que se registraron las mayores concentraciones de nitratos de todos los restantes (figura 3.40).

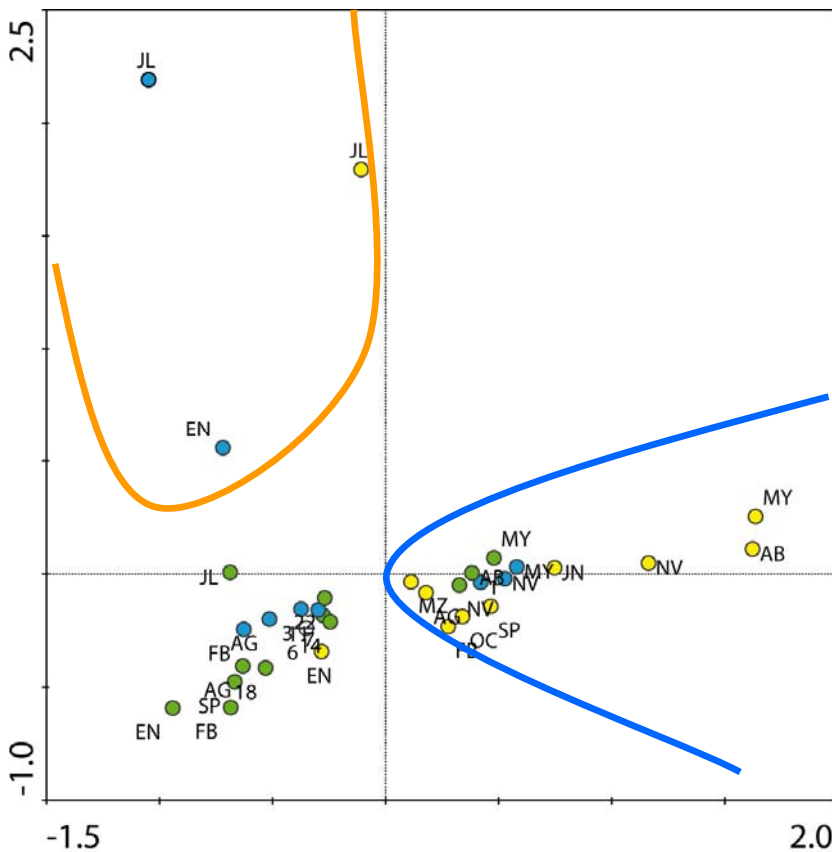


Figura 3.40. Representación gráfica de las coordenadas de los distintos muestreos (casos) utilizados en el PCA realizado para las tres estaciones estudiadas aguas arriba del embalse y todos los muestres completos. Los colores utilizados en la gráfica corresponden a Muga 1 (azul), Muga 2 (verde), Muga 3 (amarillo)

Finalmente, se debe destacar que a partir de la información obtenida en los distintos análisis estadísticos realizados, el medio físico y químico de las cuatro estaciones de muestreo estudiadas en el período 2001-2003 queda definido por la variabilidad del caudal principalmente. No se observa un gradiente creciente de contaminación aguas abajo, gracias en parte al efecto depurador, a nivel de cargas soportadas, y rejuvenecedor, a nivel hidrológico, que tiene el embalse de Boadella sobre la estación inferior muestreada en el eje principal de río Muga (MU4). Esta última situación ya ha sido observada en otros tramos y ríos regulados tanto en nuestro país (Sabater, 1987; Sabater *et al.*, 1990 y 1991; Benito, 2007) como teorizada a nivel general (Ward y Stanford, 1983).

4.- FLORÍSTICA

COMUNIDAD

BENTÓNICA:

4.1. LISTADO DE CIANOBACTERIAS. FICHAS DESCRIPTIVAS:

En el estudio realizado en la cuenca del río Muga de abril 2001 a marzo 2003, se han identificado un total de 32 especies de cianoprocariotas, con una nueva cita para Cataluña (*Pseudanabaena galeata*) y una para la Península Ibérica (*Synechococcus ambiguus*). También se encontraron varios ejemplares de *Chroococcales* que no han sido identificadas, tal y como se ha comentado en el capítulo anterior.

- 1.- *Calothrix fusca* Nägeli ex Bornet et Flahault 1886.
- 2.- *Calothrix parietina* (Thuret) Bornet et Flahault 1886.
- 3.- *Chamaesiphon confervicolus* A. Braun in Rabenhorst 1865
var. *elongatus* (Nordstedt) Kann 1972.
- 4.- *Chamaesiphon polonicus* (Rostafinski) Hansgirg 1892.
- 5.- *Chroococcus minutus* (Kützing) Nägeli 1849.
- 6.- *Dichothrix orsiniana* (Kützing) Bornet et Flahault 1886.
- 7.- *Homoeothrix crustacea* Voronichin 1923.
- 8.- *Homoeothrix juliana* (Bornet et Flahault) Kirchner 1898.
- 9.- *Leibleinia epiphytica* (Hieronymus) Compère 1985.
- 10.- *Leptolyngbya rivulariarum* (Gomont) Anagnostidis et Komárek 1988.
- 11.- *Merismopedia punctata* Meyen 1839.
- 12.- *Microcoleus lacustris* (Rabenhorst) Farlow ex Gomont 1892.
- 13.- *Microcoleus vaginatus* Gomont ex Gomont 1892.
- 14.- *Nostoc sphaericum* Vaucher ex Bornet et Flahault 1886.
- 15.- *Nostoc verrucosum* Vaucher ex Bornet et Flahault 1886.
- 16.- *Oscillatoria subbrevis* Schmidle 1901.
- 17.- *Phormidium ambiguum* Gomont ex Gomont 1892.
- 18.- *Phormidium favosum* Gomont ex Gomont 1892.
- 19.- *Phormidium retzii* (Agardh) Gomont ex Gomont 1892.
- 20.- *Phormidium uncinatum* Gomont ex Gomont 1892.
- 21.- *Pleurocapsa minor* Hansgirg 1891.
- 22.- *Pseudanabaena galeata* Böcher 1949.
- 23.- *Rivularia biasolettiiana* (Meneghini) Bornet et Flahault 1886.
- 24.- *Rivularia haematites* (de Candolle) Bornet et Flahault 1886.
- 25.- *Schizothrix calcicola* Gomont 1892.
- 26.- *Schizothrix lardacea* Gomont 1892.
- 27.- *Schizothrix pulvinata* Kützing ex Gomont 1892.
- 28.- *Schizothrix* sp. *sensu* Anagnostidis.
- 29.- *Synechococcus ambiguus* Skuja 1937.
- 30.- *Scytonema myochrous* ((Dillwyn) Agardh) Bornet et Flahault 1886.
- 31.- *Tolypothrix distorta* Kützing ex Bornet et Flahault 1886.
- 32.- *Tolypothrix distorta* Kützing ex Bornet et Flahault 1886
var. *penicillata* (Agardh) Lemmermann 1886.

Debido al elevado número de figuras utilizadas en el presente capítulo, se han ido agrupando taxonómicamente, siguiendo una numeración diferente al resto de la presente memoria.

Orden Chroococcales Wettst. 1924

Organismos unicelulares o coloniales. Estructuras polarizadas o diferenciación celular en especies más complejas. Comunicación fisiológica entre células evidente y directa (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Fam. Chroococcaceae Nägeli 1849

Células coccas dispuestas en colonias de diferentes morfologías, raramente solitarias. En ocasiones, las colonias se agrupan y forman estructuras macroscópicas. Colonias generalmente de pocas células provistas de una cubierta mucilaginosa, fina y estratificada, firme o difluente. Células esféricas, ovales, hemisféricas o irregulares. División celular en tres o más planos sucesivos. Las células hijas alcanzan el tamaño de la generación anterior, antes de la siguiente división (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Chroococcus Nägeli 1849

Colonias de 2 a 16 células, raramente solitarios o colonias de mayor tamaño, recubiertas por una envuelta mucilaginosa, incolora o amarillenta, generalmente concéntricamente lamelada y bien delimitada. Células grises, verdes, azulverdosas, amarillentas, rojizas o violetas, al principio subesféricas o esféricas, que posteriormente se vuelven hemisféricas. A veces con aerótopos. División celular en al menos 3 planos en sucesivas generaciones, generalmente perpendiculares una a otra. Las células hijas alcanzan el tamaño de la generación anterior, antes de la siguiente división. Raramente, formación de nanocitos (Komárek y Anagnostidis, 1998).

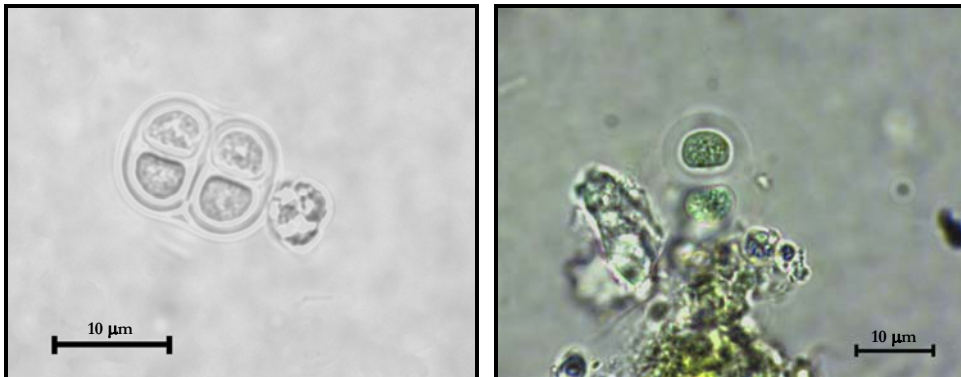
Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli 1849

Protococcus minutus Kützing 1843; *Chroococcus virescens* Hantzsch in Rabenhorst 1865; *Gloeocapsa minuta* (Kützing) Hollerbach in Elenkin 1938 p.p.

Morfología: Células libres o agrupadas en parejas. **Vaina** general incolora y homogénea. **Células** verdeazuladas o verdes, hemisféricas u oblongas, de (2) 2,5 – 3,2 (4) x (2,4) 3,2 – 4,5 (6) μm (figuras C1 y C2).

Vainas anchas y a veces concéntricamente lameladas (John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 1998).

Orden Chroococcales – Familia Chroococcaceae



Figuras C1 y C2: *Chroococcus minutus*. Muga 3.

Ecología: Presente en aguas con bajo caudal, pobres en nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Condiciones ambientales: temperatura: 7,2 – 23,6°C; profundidad: 2 – 30 cm; velocidad: 0,024 – 0,155 m/s; caudal: 34 – 95 l/s; pH: 8,4 – 9,1; alcalinidad: 2,8 – 3,3 meq/l; conductividad: 418 – 520 microS; O₂: 7,21 – 12,84 mg/l; calcio: 43 – 88 ppm; silicato: 127 – 172 µmol/l; nitrito: 0,09 – 1,88 µmol/l; nitrato: 4,31 – 187,03 µmol/l; ortofosfato: 0,08 – 1,08 µmol/l; fósforo total: 0,15 – 1,63 µmol/l.

Especie con numerosos morfotipos (Komárek y Anagnostidis, 1998). Especie de aguas estancadas y riberas de cursos de agua dulce, oligotróficas o ligeramente eutróficas. También frecuente en zonas litorales, a veces en aguas salobres (Aboal, 1988; Frémy, 1930; John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 1998). Epifítica, epilítica o presente entre los filamentos de otras algas o macrófitos sumergidos, a veces planctónica (Aboal, 1988; Cambra, 1989; Frémy, 1930; Guarrera *et al.*, 1987; John *et al.*, 2002; Margalef, 1944).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en Muga 1 en verano, otoño y puntualmente durante la primavera.

Distribución general: Probablemente cosmopolita, de zonas templadas: Europa, Norte de África, América del Norte y regiones antárticas (Komárek y Anagnostidis, 1998). Ampliamente distribuida (Cambra, 1989). Citada en Cataluña (Cambra, 1989; González Guerrero, 1943; Margalef: 1944, 1945, 1949, 1952; Sabater, 1987), Guadalajara (González Guerrero, 1941) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

Fam. Chamaesiphonaceae Borzi 1882

Organismos sésiles, heteropolares, solitarios y coloniales. Vainas o pseudovainas lameladas y mucilaginosas, a veces pueden ser finas o estar reducidas a una pequeña zona mucosa basal. División celular asimétrica en el plano perpendicular al eje vertical a partir de la célula basal. En los pseudofilamentos, sólo la parte terminal de la célula o la célula hija se dividen, algunas veces de manera repetitiva y rápida. Las células divididas (exocitos) se separan de la parte basal y germinan dando lugar a nuevas células vegetativas. (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Chamaesiphon A. Braun *et* Grunow *in* Rabenhorst 1865, *nom.cons.*

Aristella Kützing 1834; *Brachytrix* A Braun *in* Rabenhorst 1865 *pro syn.*; *Sphaerogonium* Rostafinski 1883; *Godlewskia* Janczewski 1883 *incl.*; *Chamaesiphonopsis* Fritsch 1929 *incl.*

Organismos heteropolares, delgados o elongados, unidos basalmente al sustrato. Pueden asociarse a colonias o permanecer solitarias. Vaina delgada e incolora o lamelada y coloreada. La vaina se abre por la zona apical tras la división celular y la separación de los exocitos. Basalmente es delgada y a veces termina en una parte adherente en forma de disco. La coloración de las células puede ser muy variada, incluso no estar coloreada y va cambiando incluso dentro de la misma colonia o asociación. División celular asimétrica; los exocitos se liberan al medio desde la parte abierta de la vaina o permanecen unidos a la pseudovagina o en el mucílago comunitario (Komárek y Anagnostidis, 1998).

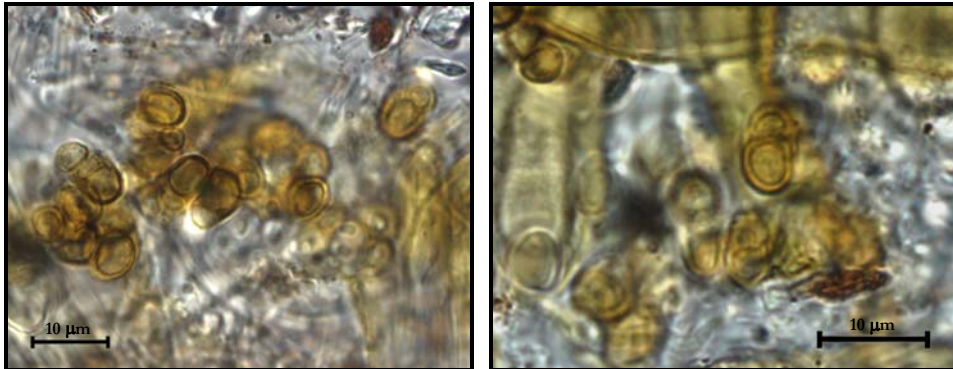
Chamaesiphon polonicus (Rostafinski) Hansgirg 1892

Sphaerogonium polonicum Rostafinski 1883.

Morfología: Colonias en forma de manchas amarillentas o parduzcas. **Vaina** firme, pigmentada o hialina en algunos casos, no lamelada (figuras C3). La vaina suele recubrir la totalidad de la célula madre y de los exocitos (figura C4). **Células** verdeazuladas, más o menos redondeadas, de 7 – 8 μm de diámetro, con uno o más gránulos intracelulares. Exocitos de menor tamaño (4 – 5 μm de diámetro), pero también redondeadas, escasos por célula, generalmente 1 – 3 (4).

Ecología: Presente en aguas de elevado caudal, pero durante los registros más bajos o medios. Generalmente en aguas con bajas concentraciones de nitrato, pero también tolerante a incrementos puntuales del mismo. Incluso en Muga 3, el máximo recubrimiento de *Ch. polonicus* es simultáneo al valor máximo de nitratos registrado. Sin embargo, siempre en aguas con baja concentración de fósforo inorgánico y generalmente de fósforo total. Cuando se registran un ligero aumento de la concentración a 5 $\mu\text{mol/l}$, la especie desaparece, volviéndose a encontrar al volver a disminuir la concentración, situación que se vuelve a repetir a lo largo del ciclo anual estudiado.

Orden Chroococcales – Familia Chamaesiphonaceae



Figuras C3 y C4: *Chamaesiphon polonicus*.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 23,8°C; profundidad: 8 – 28 cm; velocidad: 0,051 – 0,283 m/s; caudal: 42 – 1842 l/s; pH: 7,5 – 9,7; alcalinidad: 2,2 – 4,1 meq/l; conductividad: 386 – 528 microS; O₂: 7,21 – 14,28 mg/l; calcio: 48 – 87 ppm; silicato: 74 – 176 μmol/l; nitrito: 0,04 – 1,89 μmol/l; nitrato: 2,73 – 187,03 μmol/l; ortofosfato: 0,01 – 6,28 μmol/l; fósforo total: 0,15 – 0,83 μmol/l.

Especie dulceacuícola, en hábitats oligotróficos o con ligera eutrofia, estenotermos y oligosaprobios, formando manchas parduzcas sobre las rocas. Frecuente en aguas claras de alta montaña o cabeceras de ríos, sobre las rocas de arroyos de aguas muy puras, alcalinas o ligeramente ácidas y corriente intensa. También se ha citado en largos ríos e incluso en lagos de substrato silíceo y ambientes subaéreos (Aboal: 1988, 1989; Backhaus, 1976; Geitler, 1932; John *et al.*, 2002; Kann, 1978; Komárek y Anagnostidis, 1998; Sabater, 1987; Sladeczek, 1973).

Distribución en el tramo estudiado: Aunque no se ha recolectado en todos los puntos, ni en todos los muestreos, se trata de una especie constante en las comunidades bentónicas del río Muga. Suele observarse en la parte basal de colonias (figura C5) y tapetes de cianoprocaritas, adheridas directamente al sustrato (figura C6).

Distribución general: Ampliamente distribuida por Europa Central y probablemente de zonas templadas (Komárek y Anagnostidis, 1998). Citada en Cataluña (Sabater, 1987) y el SE de la Península Ibérica (Aboal: 1988, 1989).

Chamaesiphon confervicolus A. Braun *in* Rabenhorst 1865 **var. *elongatus*** (Nordstedt) Kann 1972

Syn.: *Chamaesiphon curvatus* f. *elongatus* Nordstedt 1978.

Morfología: Células solitarias o en grupos, a modo de ramillete (figura C5). **Vaina** firme e hialina, abierta en la zona apical. **Célula** basal de 14,6 – 32,9 (70) μm de longitud y claramente elongada, con el extremo apical redondeado (figura C6). La célula se atenúa hacia la parte basal, reduciendo su diámetro más de la mitad, hasta 2,9 μm de diámetro. **Exocitos** elipsoides (figura C7), que permanecen adheridos a la célula basal, continuos uno a otro, hasta que son liberados al medio para formar nuevos ejemplares.



Figura C5: *Chamaesiphon confervicolus* var. *elongatus*.

Ecología: Presente en aguas de baja concentración de fósforo. En el caso del nitrógeno, no se observa una clara tendencia. La tendencia del resto de parámetros resulta contradictoria.



Figura C6: *Chamaesiphon confervicolus* var. *elongatus*.

Condiciones ambientales:
 temperatura: 4,6 – 24,2°C; profundidad: 8 – 25 cm; velocidad: 0,009 – 0,179 m/s; caudal: 41 – 368 l/s; pH: 8,4 – 8,9; alcalinidad: 2,2 – 8,5 meq/l; conductividad: 351 – 415 microS; O₂: 8,63 – 13,53 mg/l; calcio: 34 – 76 ppm; silicato: 41 – 147 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,13 – 3,20 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 3,48 – 57,34 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,01 – 3,31 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,23 – 3,77 $\mu\text{mol/l}$.

Orden Chroococcales – Familia Chamaesiphonaceae

Especie dulceacuícola, epífita sobre otras algas filamentosas como *Cladophora* y *Oedogonium*, musgos y otras plantas acuáticas (Frémy, 1930; John *et al.*, 2002; Temes-Casas y Noguerol-Seoane, 2002), raramente epilítica. Descrita en aguas tanto lóticás como leníticas, pero siempre en aguas no contaminadas, siendo frecuente en áreas calcáreas. Probablemente especie más característica de zonas oligotróficas o mesotróficas que de aguas muy eutróficas (John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 1998).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en Muga 3 y Muga4, sin observarse una clara tendencia estacional. Siempre se ha observado epífita de *Cladophora* sp.



Figura C7: *Chamaesiphon confervicolus* var. *elongatus*.

Distribución general: Probablemente cosmopolita, con amplia distribución en zonas templadas y a veces en zonas tropicales (Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 1998; Noguerol-Seoane y Temes-Casas, 2001). Citada en Cataluña (Margalef: 1952, 1958), Palencia (Margalef, 1955), Galicia (Temes-Casas y Noguerol-Seoane, 2002).

Familia Hyellaceae Borzi 1914

Organismos compuestos por células inconexas fisiológicamente, sin poros y por tanto sin formar verdaderos filamentos. Morfologías muy diversas, más o menos polarizadas. El crecimiento de los pseudofilamentos es generalmente apical. Células variadas, generalmente elongadas, pudiendo encontrarse distintas morfologías dentro de la misma macroestructura. División celular en un plano perpendicular al eje del pseudofilamento y facultativa en otros planos (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Subfamilia Hyelloideae Komárek Anagnostidis 1998.

Pleurocapsaceae Geitler 1925 incl.

Pseudofilamentos compuestos de filas uniseriadas o multiseriadas, de células más o menos irregulares (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Pleurocapsa Thuret *in* Hauck 1885

Scopulonema Ercegović 1930

Talos epilíticos, crustáceos. Las células se disponen en un plano, aunque a veces también se desarrolla tridimensionalmente; de estos agregados salen de manera radial pseudofilamentos que a veces se ramifican de forma dicótoma. Cada fila de células está rodeada de vaina más o menos fina, incolora o pigmentada, que a veces puede estar lamelada. Células de tamaño y forma variable, con varios gránulos intracelulares. División celular en varios planos, salvo en los pseudofilamentos, que es en cruz. La división celular de la célula apical es longitudinal para dar lugar a las pseudodicotomías (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Pleurocapsa minor Hansgirg 1891

Scopulonema minus (Hansgirg) Geitler 1942

Morfología: **Colonias** generalmente poco desarrolladas, irregulares de células que forman pequeños pseudofilamentos rectos o ligeramente sinuosos. Se agregan irregularmente, uniéndose lateralmente a través de sus vainas gelatinosas. **Células** verdeazuladas, de morfología variable, de 3 – 6 μm de diámetro, rodeadas por una vaina incolora durante la época invernal y pigmentada en primavera (figura C8).

Ecología: Presente en aguas con baja concentración de fósforo, en especial la porción inorgánica y generalmente con valores altos de N/P mayores de 25 o incluso de 150, aunque en Muga 3 los valores de N/P son menores debido a la baja concentración de nitrato.

Orden Chroococcales – Familia Hyellaceae

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 23,2°C; profundidad: 8 – 30 cm; velocidad: 0,009 – 0,234 m/s; caudal: 26 – 349 l/s; pH: 7,2 – 9,1; alcalinidad: 2-1 – 3,4 meq/l; conductividad: 323 – 602 microS; O₂: 7,15 – 13,82 mg/l; calcio: 48 – 95 ppm; silicato: 41 – 163 μmol/l; nitrito: 0,13 – 3,55 μmol/l; nitrato: 4,77 – 63,58 μmol/l; ortofosfato: 0,00 – 0,76 μmol/l; fósforo total: 0,01 – 15,78 μmol/l.



Figura C8: *Pleurocapsa minor*.

Especie dulceacuícola de naturaleza calcárea, generalmente en aguas lólicas (arroyos y pequeños ríos), aunque también se ha citado en lagos limpios (Frémy, 1930; Compère, 1986; John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 1998). John *et al.* (2002) comenta su tolerancia a la eutrofización. Sabater (1987) describe esta especie como incrustante, también en substrato silíceo. Margalef (1944, 1956) la observó formando colonias con incrustación ferruginosa y acompañando a *Phormidium foveolarum*.

Distribución en el tramo estudiado: Ampliamente distribuida en el tramo estudiado del río Muga y durante todo el periodo muestreado, pero sin registrarse porcentajes de recubrimiento muy elevados a lo largo del periodo estudiado. Sobre sus colonias suelen desarrollarse tapetes de otras cianoprocariotas. Las colonias se observan acompañando a las colonias de *Schizothrix pulvinata* o *Rivularia biasolettiana*.

Distribución general: Cosmopolita y bastante común (Compère, 1986; Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 1998). Citada en Cataluña (Margalef, 1944; Sabater, 1987) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

Fam. Merismopediaceae Elenkin 1933

Células cocales solitarias o dispuestas en colonias de diferentes morfologías. Las colonias pueden ser planas (tabulares) o mucilaginosas esféricas. Mucílago generalmente incoloro y no estructurado, pero las células hemisféricas se disponen en agregados especiales en el interior de las colonias. Células rodeadas por una vaina simple, fina, individual gelatinosa. División celular siempre en dos planos perpendiculares. Las células desarrollan la forma y tamaño de la generación anterior, antes de la siguiente división. Reproducción mediante la desintegración de las colonias, raramente se realiza a través de células solitarias (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Subfam. Merismopedioideae Komárek *et* Anagnostidis 1998

Holopediaceae Elenkin 1933 *incl.*; *Beckiaaceae* Elenkin 1933 *incl.*; *Planimetrinales* Starmach 1966.

Células solitarias o en colonias tabulares microscópicas, dispuestas de manera irregular o en filas perpendiculares. Las colonias son generalmente plantónicas y metafíticas. Células esféricas, raramente ovoides, esferoidales o alargadas. En algunas especies las células están rodeadas por una vaina gelatinosa individual. División celular en dos planos perpendiculares. Reproducción mediante la desintegración de las colonias (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Merismopedia Meyen 1839

Agmenellum Brébisson 1839; *Gonidium* Ehrenberg in Meneghini 1849; *Merismopedium* *sense auct.*; *Merismopedia* subg. *Pseudoholopedia* Ryppowa 1925; *Pseudoholopedia* (Ryppowa) Elenking 1938 *incl.*

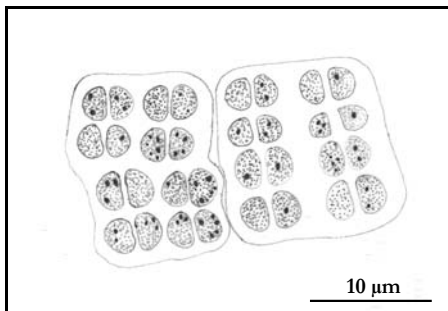


Figura C9: *Merismopedia punctata*, detalle de las colonias.

Colonias de vida libre, microscópicas y a veces macroscópicas, tabulares, cuadrangulares o rectangulares. Las colonias están formadas por filas perpendiculares, con una vaina hialina. Células esféricas o ligeramente elipsoidales que, tras la división, son hemisféricas. A veces tienen vaina individual hialina y con aerótopos. División celular en dos planos perpendiculares, dando lugar a dos células iguales. Reproducción mediante la desintegración de las colonias.

Orden Chroococcales – Familia Merismopediaceae

Merismopedia punctata Meyen 1839

Merismopedia kuetzingii Nägeli 1849; *Merismopedia convoluta* f. *minor* Wille 1922; *Merismopedia haumanii* Kufferath 1942; *Agmenellum quadruplicatum* sensu auct. (Drouet et Daily 1956 p.p.).

Morfología: **Colonias** tabulares, generalmente de 32 células, compuestas de pequeñas subcolonias de 8 células rodeadas por una **vaina** común (figuras C9 – C11). **Células** esferoidales, de 3 – 3,7 μm de diámetro y 2 – 2,9 μm de longitud. Protoplasma verde azulado y granuloso.

Margalef (1952) describe una gran variabilidad morfológica en esta especie, que refleja totalmente o en parte las influencias del ambiente. Describe células más pequeñas en aguas estancadas y de temperatura elevada; mientras que la forma de células mayores, con dimensiones similares a las observadas en este estudio, se halla preferentemente en cursos de agua y, en general, en medios poco eutróficos.



Figuras C10 y C11: *Merismopedia punctata*.

Ecología: Especie no muy abundante, siempre presente entre otras algas bentónicas. En relación a los nutrientes, no se observa ninguna alteración tras el incremento puntual de la concentración de nitratos detectado durante el periodo de estudio.

Condiciones ambientales: temperatura: 4,6 – 26,6°C; profundidad: 2 – 30 cm; velocidad: 0,009 – 0,234 m/s; caudal: 26 – 349 l/s; pH: 7,2 – 9,7; alcalinidad: 2,1 – 3,9 meq/l; conductividad: 353 – 602 microS; O₂: 6,82 – 16,36 mg/l; calcio: 42 – 89 ppm; silicato: 41 – 172 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,05 – 2,56 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 2,73 – 187,03 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,00 – 3,29 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,01 – 2,63 $\mu\text{mol/l}$.

Especie generalmente planctónica y metafítica de aguas dulces mesotróficas, generalmente en aguas estancadas, siendo poco frecuente en aguas lólicas. A veces también se ha observado en rocas húmedas, ambientes subaéreos y aguas termales. Morfotipos semejantes han sido citados en aguas salobres a lo largo de todo el mundo (Compère, 1986; Frémy, 1930; Geitler, 1932; Hoffmann, 1986; Komárek y Anagnostidis, 1998; Sabater, 1987). John *et al.* (2002) la describen como especie típica de aguas mesotróficas y Aboal

Orden Chroococcales – Familia Merismopediaceae

(1988) en aguas de grado trófico variable. Aislada o asociada a otras algas, sobre todo en los márgenes y zonas de bajo caudal (Frémy, 1930; Geitler, 1932; Sabater, 1987).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en todos los puntos de muestreo, a lo largo de todo el ciclo anual, aunque es poco abundante. Suele observarse entre los filamentos de otras cianoprocaritas, particularmente en los tapetes dominados por *Phormidium retzii*.

Distribución general: Cosmopolita, tanto en zonas templadas como tropicales (Compère, 1986; Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 1998). Ampliamente distribuida en Cataluña (González, 1927; Margalef, 1944; Sabater, 1987), Guadalajara (González, 1941) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

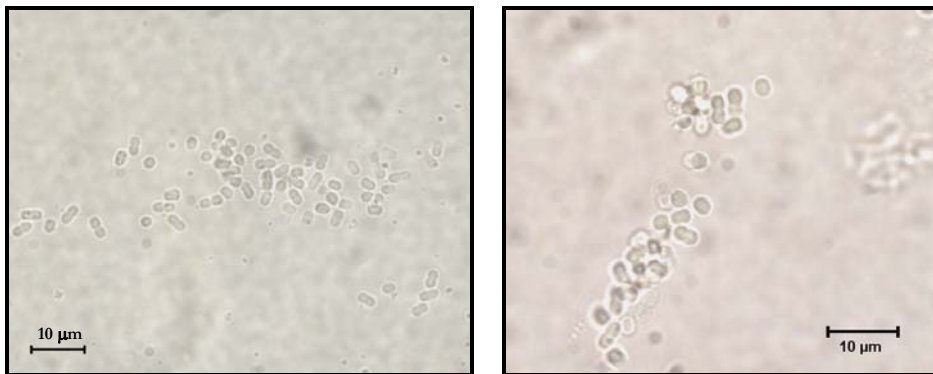
Orden Chroococcales – Familia Merismopediaceae

Fam. *Synechococcaceae* Komárek *et* Anagnostidis 1995

Colonias mucilaginosas de diferentes morfologías o células solitarias. Células generalmente cilíndricas, ovales, elipsoidales y a veces esféricas. División celular en un plano tras sucesivas generaciones, generalmente perpendicular al eje longitudinal. Las células hijas alcanzan el tamaño de la generación anterior, antes de la siguiente división (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Subfam. *Synechococcoideae* Komárek *et* Anagnostidis 1998

Células solitarias no mucilaginosas, o colonias mucilaginosas a veces formadas por pseudofilamentos isopolares. Vainas mucilaginosas homogéneas o ausentes. Células cilíndricas, generalmente de longitud varias veces superior al diámetro celular, raramente ovales (Komárek y Anagnostidis, 1998).



Figuras C12 y C13: *Synechococcus ambiguus*.

Synechococcus ambiguus Skuja 1937

Morfología: Células libres o en parejas después de la división celular. **Vaina** no distinguible. **Células** verdeazuladas, esféricas u oblongas, de 1,6 – 2,4 μm de anchura y (2,3) 2,7 – 3,6 (4,1) μm de longitud (figuras C12 y C13).

Komárek y Anagnostidis (2005) describen una vaina muy fina que es casi es indistinguible.

Ecología: Presente en aguas de alto caudal y velocidad de corriente, pobres en nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Orden Chroococcales – Familia Merismopediaceae

Condiciones ambientales: temperatura: 14,3°C; profundidad: 14 cm; velocidad: 0,087 m/s; caudal: 232 l/s; pH: 8,9; alcalinidad: 2,2 meq/l; conductividad: 415 microS; O₂: 12,88 mg/l; calcio: 47 ppm; silicato: 117 - 126 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,35 - 0,45 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 7,68 – 10,63 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,01 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,36 $\mu\text{mol/l}$.

Especie dulceacuícola, presente en diferentes ecotipos, desde aguas claras a muy eutróficas (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en Muga 3 durante la época estival, pero de manera puntual y poco abundante.

Distribución general: En zonas templadas y subtropicales (Komárek y Anagnostidis, 1998).

Orden Nostocales (Borzi) Geitler 1925

Syn. Nostochineae Thuret 1875 *p.p.* (*sec.* Borzi 1914); Hormogoneae Thuret 1875 *p.p.*; Hormogonales Wettst. 1924 *p.p.*; Hormogoneae Elenkin 1916 *p.p.*; Section IV *sensu* Rippka *et al.* 1979.

Filamentos con tricomas isopolares o heteropolares, no ramificadas o con falsas ramificaciones, con heterocitos y/o acinetos. División celular siempre según un eje perpendicular al del tricoma. Presencia poco frecuente de monocitos en algún género. Reproducción mediante hormogonios u hormocitos (Komárek y Anagnostidis, 1989).

Familia Nostocaceae Dumort 1829

Se: Kützing 1843, Kirchner 1898; *Syn.:* Hydrocorynaceae Elenkin 1934 *incl.*; Pseudonostocaceae Elenkin 1934 *incl.*; Anabaenaceae Elenkin 1934 *incl.*; Aphanizomenonaceae Elenkin 1934 *incl.*; Nodulariaceae Elenkin 1916 *incl.*

Tricomas solitarios o en colonias mucilaginosas, uniseriados, no ramificados y sin zonas meristemáticas delimitadas; todas las células con capacidad de división. Filamentos y tricomas siempre isopolares, atenuados apicalmente o terminados en una célula de ápice redondeado, o en células cilíndricas, con heterocitos y/o acinetos. Los heterocitos pueden ser terminales o intercalares. Reproducción por hormogonios que se desarrollan simétricamente o por hormocitos (Komárek y Anagnostidis, 1989).

Subfamilia Nostocoideae (Boris) Komárek *et* Anagnostidis 1989

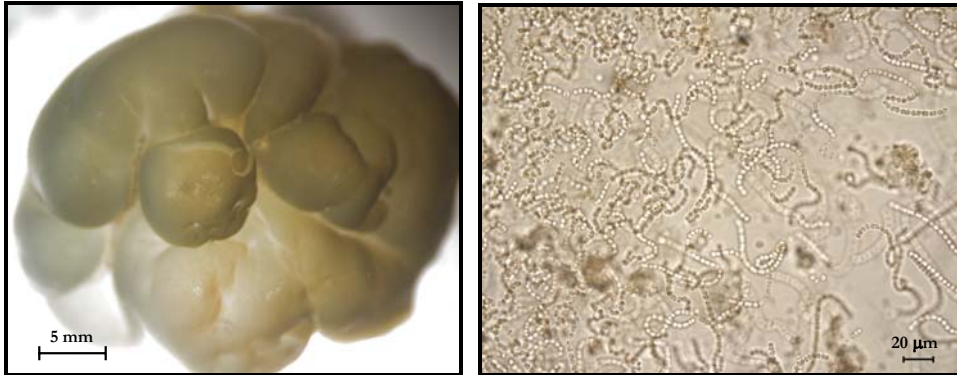
Desarrollo de los acinetos apoheterocítico (medio del intervalo entre los heterocitos). Las células cercanas a los heterocitos son siempre células vegetativas, que de manera individual se pueden ir transformando en acinetos cuando están en contacto con otro acineto (Komárek y Anagnostidis, 1989).

Nostoc Vaucher *ex* Bornet *et* Flahault 1886

Syn.: *Nematonostoc* Nylander 1873 *ex* Elenkin 1931, *Amorphonostoc* Elenkin 1931, *Sphaeronostoc* Elenkin 1931, *Stratonostoc* Elenkin 1931.

Colonias mucosas, gelatinosas o coriáceas, de diferentes morfologías: globosa, foliosa, filiforme, etc., fijadas al substrato aunque pueden liberarse del mismo. El ciclo vital de las especies del género es complejo. Una característica especial de todas las especies de este género es la dependencia de la radiación solar en la alternancia de las distintas fases de desarrollo (Mollenhauer *et al.*, 1994). Los hormogonios crecen y comienzan a diferenciarse. Las dos células terminales se van a diferenciar en heterocitos mientras se genera una capa mucosa y sólida que rodea a las células. Las células crecen y se dividen posteriormente (Mollenhauer, 1986). Diversos autores coinciden en considerar este género como muy polimórfico (Bourrelly, 1985; Sabater, 1987; Carr y Whitton, 1982). La coloración, estructura e incrustación de la capa mucosa varía en función de las condiciones ambientales (Mollenhauer *et al.*, 1994) y de la presencia de bacterias (Sabater, 1987; Carr y Whitton, 1982).

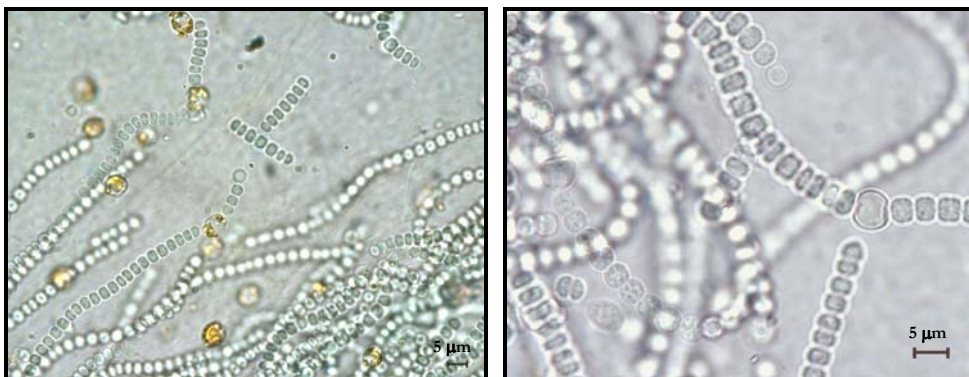
Orden Nostocales – Familia Nostocaceae



Figuras N1 y N2: *Nostoc verrucosum*, vista general (16 aumentos) y detalle de la colonia.

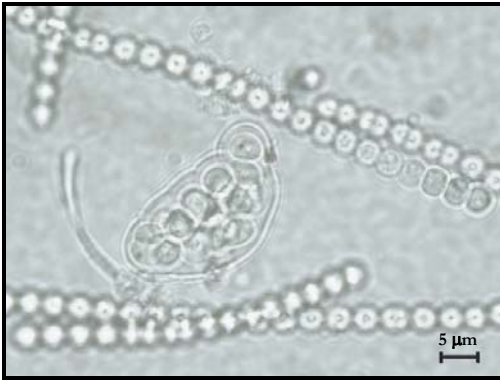
Nostoc verrucosum Vaucher *ex* Bornet *et* Flahault 1886.

Morfología: **Colonias** globosas, lobuladas, tanto aisladas como formando agregados de 2 - 3 (4) cm (figura N1); de color azul-verdoso a pardo, dependiendo de la exposición solar. A veces se observan con la lupa binocular precipitados de carbonato cálcico en la base de las colonias (ejemplares en febrero 2002). **Tricomas** verde-azulados (figura N2). **Células vegetativas** esféricas, aunque se deforman por el contacto de células adyacentes, de (3) 4 – 5 µm de diámetro y 2 – 3 µm de largo. **Heterocitos** intercalares esféricos de 7 µm de diámetro (figura N4). Su número es mayor en las colonias recolectadas en verano que a comienzos de la primavera. Asimismo, se observó durante la época estival una tendencia a la pigmentación de los heterocitos en las colonias de mayor tamaño (figura N3). Se observaron fases iniciales de la formación de las colonias en la época estival, aunque no han sido muy numerosas (figura N5).



Figuras N3 y N4: *Nostoc verrucosum*, detalle de la pigmentación y heterocitos.

El material estudiado se corresponde morfológicamente con el observado por diversos autores, aunque Margalef (1953) encuentra heterocitos menores. Sin embargo, Frémy (1930) y Starmach (1966) citan heterocitos de mayor tamaño, de hasta 7 μm de diámetro, más similares a las de la descripción original de Bornet y Flahault (1886), mientras que Geitler (1932) fija su tamaño en 6 μm de diámetro.



Figuras N5: *Nostoc verrucosum*, detalle reproducción.

Ecología: Colonias fijas al sustrato, recolectadas tras la población de Albanyà (Muga3 y Muga4), pero siempre con valores bajos tanto de fósforo como de nitrógeno. En áreas con un porcentaje de recubrimiento bajo, su presencia corresponde con un aumento de los valores de caudal, debido al aumento de la profundidad y la anchura del transecto, pero no a un incremento de la velocidad. Igualmente corresponde con un descenso de la conductividad y de la concentración de silicatos y de calcio, que es coincidente con bajos

valores del porcentaje de saturación de oxígeno. Sin embargo, estas tendencias no se observan tras el embalse de Boadella, localidad con mayor recubrimiento de la especie.

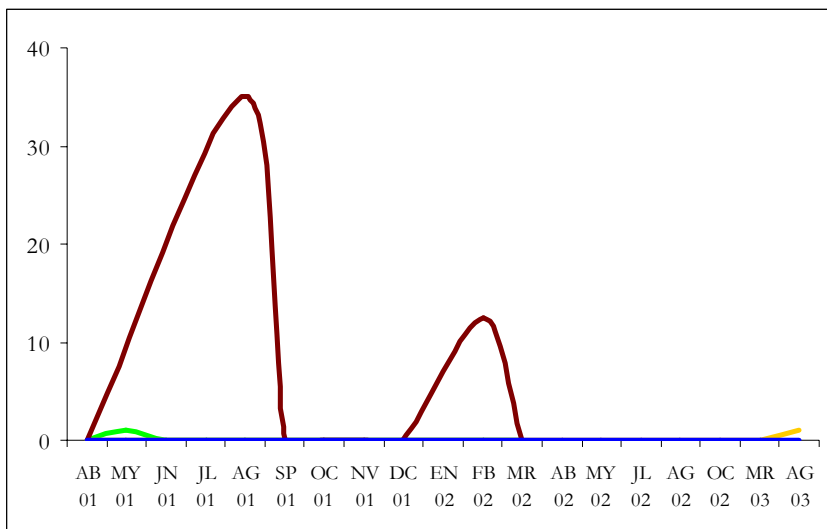


Figura N6: *Nostoc verrucosum*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Orden Nostocales – Familia Nostocaceae

Condiciones ambientales: temperatura: 8,0 – 20,7°C; profundidad: 15 – 27 cm; velocidad: 0,023 – 0,116 m/s; caudal: 91 – 1850 l/s; pH: 8,6 – 8,7; alcalinidad: 2,1 – 3,9 meq/l; conductividad: 360 – 406 microS; O₂: 7,72 – 13,60 mg/l; calcio: 44 – 58 ppm; silicato: 55 – 113 μmol/l; nitrito: 0,05 – 1,75 μmol/l; nitrato: 5,40 – 13,78 μmol/l; ortofosfato: 0,01 – 2,74 μmol/l; fósforo total: 0,07 – 2,63 μmol/l.

Especie dulceaçuícola, frecuente en aguas lóaticas, sobre todo en ríos y arroyos de corriente rápida, y menos abundante en aguas tranquilas o estancadas (Frémy, 1930; Geitler, 1932; Llimona *et al.*, 1985 y Margalef, 1953). Bentónica, sobre los bloques y cantos de aguas alcalinas muy puras o con ligeras muestras de eutrofia (Aboal, 1988; Douteruelo *et al.*, 2004; Frémy, 1930; Geitler, 1932 y West y Fritsch, 1927), aunque a veces se han citado colonias en aguas de montaña poco profundas, moderadamente calcáreas y cercanas a zonas de pastoreo ovino, donde generalmente no están firmemente fijadas al substrato (John *et al.*, 2002). Cambra (1989) hace referencia a su desarrollo, generalmente en hábitats subaéreos.

Distribución en el tramo de estudio: Recolectada a partir de la población de Albanyà, siendo abundante en el punto 4 (Figura N6). No se han detectado tendencias estacionales claras. Ocasionalmente, se han observado filamentos aislados en el punto 2 de morfología semejante a la de los filamentos de esta especie, sin detectarse colonias aguas arriba o aguas abajo de la presencia de los mismos.

Distribución general: Cosmopolita (Frémy, 1930 y Geitler, 1932). Citada en la provincia de Barcelona y Girona (Cambra, 1989; Llimona *et al.*, 1985 y Margalef, 1953), SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988) y Guadalajara, Madrid y Cáceres (Caballero, 1944). Cambra (1989) cita una presencia abundante en invierno y primavera, a diferencia de lo observado en el tramo de estudio (verano y finales de invierno).

Nostoc sphaericum Vaucher *ex* Bornet *et* Flahault 1886

Morfología: **Colonias** esféricas, amarillentas, de menos de 0,5 cm de diámetro y dispuestas sobre plantas acuáticas, generalmente briófitos (figuras N7 y N8). **Vainas** individuales claramente visibles y coloreadas en los filamentos externos de las colonias (figura N9). **Tricomas** verde-azulados (figura N10). **Células** de 3 – 4 μm de diámetro y **heterocitos** de 6 μm de diámetro.

Aboal (1988), Cambra (1989), Hoffmann (1986), John *et al.* (2002) y Margalef (1953) describen colonias microscópicas de hasta de 0,5 cm de diámetro, libres y agrupadas sobre plantas acuáticas, generalmente carofíceas y briófitos. Margalef (1953) describe tricomas muy contorneados y sinuosos y distribuidos uniformemente a lo largo de toda la colonia, con mucílago incoloro, o con vainas individuales distinguibles, aunque según Geitler (1932), las vainas están generalmente ausentes. Frémy (1930) considera esta especie con talo libre, y no epífita, siendo el resto de características coincidentes con la descripción de Margalef (1953). La descripción original recoge tanto las formas talosas libres como las epifíticas (Bornet y Flahault, 1886).

John *et al.* (2002) y Starmach (1966) hacen referencia a la similitud morfológica entre *Nostoc sphaericum* con *N. verrucosum*, haciendo hincapié en el desarrollo de tricomas más estrechos y la coloración de la parte distal de las colonias en *N. sphaericum* (figura N10).

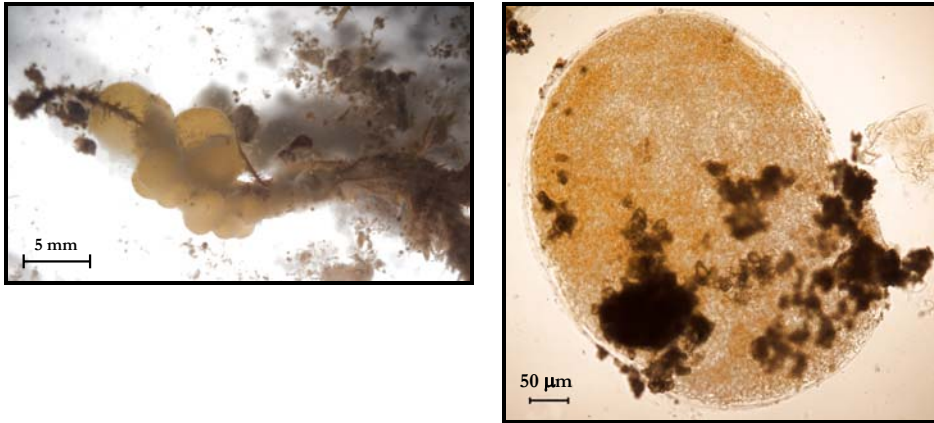
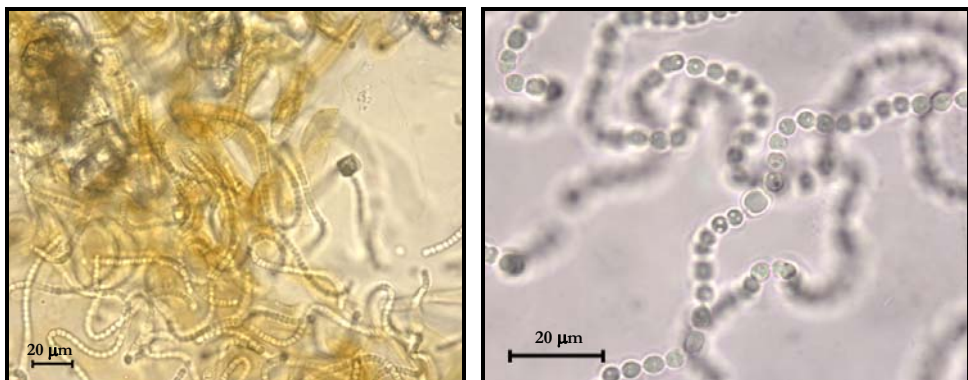


Figura N7 y N8: *Nostoc sphaericum*, vista de la colonia (10 y 200 aumentos).

Ecología: Recolectada en zonas de corriente, poco profundas, pero siempre debajo del embalse y cerca de los márgenes de la cuenca y con valores bajos tanto de fósforo como de nitrógeno, pero elevado N/P (748). Probablemente, su presencia esté relacionada con variaciones bruscas del caudal. No parece existir una relación con un aporte puntual de nutrientes.

Condiciones ambientales: temperatura: 13,6°C; profundidad: 26 cm; velocidad: 0,013 m/s; caudal: 47 l/s; pH: 8,6; alcalinidad: 2,8 meq/l; conductividad: 353 microS; O₂: 7,15 mg/l; calcio: 76 ppm; silicato: 61 – 71 μmol/l; nitrito: 0,17 – 0,23 μmol/l; nitrato: 4,77 – 7,20 μmol/l; ortofosfato: 0,00 – 0,18 μmol/l; fósforo total: 0,01 μmol/l.



Figuras N9 y N10: *Nostoc sphaericum*, detalle de las vainas individuales y heterocitos.

Orden Nostocales – Familia Nostocaceae

Especie dulceacuícola, presente en aguas estancadas y arroyos (Cambra, 1989; John *et al.*, 2002 y Margalef, 1953), generalmente en cursos de agua alcalina, con ligeras muestras de eutrofia, formando masas conspicuas tanto en zonas sumergidas como subaéreas (Aboal, 1988 y Sabater, 1987). Geitler (1932) y Llimona *et al.* (1985) la delimitan a aguas tranquilas.

Distribución en el tramo de estudio: Recolectada siempre tras el embalse. Tan sólo se recolectó a finales de marzo 2002.

Las colonias se desarrollan sobre los caulidios de musgos acuáticos, aunque ocasionalmente, también se observaron pequeñas colonias libres.

Distribución general: Cosmopolita (Compère, 1986 y Frémy, 1930). Citada en Cataluña (Caballero, 1944; Margalef, 1953 y Sabater, 1987), SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988) y Madrid, Navarra, Segovia y La Rioja (Caballero, 1943).

Familia Scytonemataceae Kützing 1843

Sub “Scytonemeae”; *Sec.* Rabenhorst 1865, (Kützing) Kirchner 1898, “(Kützing) Rabenhorst” in Forti 1907, (Kützing) Elenkin 1936; *syn.* Tildeniaceae Kosinskaja 1926 *incl.*

Filamentos y tricomas isopolares, con falsas ramificaciones obligatorias originadas tras la desintegración del resto de tricoma existente entre dos células vegetativas. Las pseudoramificaciones suelen ser dobles, y se inician después de la formación de bucles característicos. Presencia de heterocitos intercalares. Acinetos facultativos. Zona meristemática terminal o subterminal, o ausente. Reproducción por hormogonios, que germinan por ambos lados y se desarrollan de manera simétrica.

A pesar de que la separación entre este género y *Tolypothrix* siempre ha resultado difícil, actualmente, ambos géneros están separados en familias diferentes: familia Scytonemataceae – género *Scytonema* y familia Microchaetaceae – género *Tolypothrix*. El carácter diferencial entre ambos géneros es la pseudoramificación simple, sin heterocito basal (*Scytonema*) o con heterocito basal obligatorio (*Tolypothrix*) (Komárek y Anagnostidis, 1989). Estudios sobre el desarrollo de hormogonios evidencian que este grupo está caracterizado por la presencia de heterocitos bipolares, implicados en el desarrollo de hormogonios y que determinan el desarrollo de las pseudoramificaciones (Hoffmann, 1988).

Scytonema Agardh ex Bornet et Flahault 1886

Syn. *Diplocolon* Nägeli in Itzigs. 1857

Filamentos que generan bucles entre heterocitos sin conexión, para dividirse posteriormente y formar una pseudoramificación, que carece de heterocito basal. Generalmente predominan las pseudoramificaciones dobles. Células apicales redondeadas y, a veces, dilatadas. En ocasiones, las células terminales son más o menos esféricas y aparecen vacuolizados.

La presencia de heterocitos en el género *Scytonema* desciende notablemente en condiciones eutróficas (nitrógeno), por lo que los ejemplares pueden confundirse con *Plectonema* (Hoffmann, 1988). El desarrollo de vainas amplias y divergentes es dependiente de la hidratación, por lo que para algunos autores, la distinción entre *Petalonema* y *Scytonema* es artificial, basado en la mayor o menor anchura de sus vainas (Hoffmann y Demoulin, 1985).

Género vinculado a aguas de baja concentración de nutrientes (Douteruelo *et al.*, 2004).

Orden Nostocales – Familia Scytonemataceae

Scytonema myochrous ((Dillwyn) Agardh) Bornet *et* Flahault 1886

Syn.: *Scytonema crustaceum* Agardh *ex* Bornet *et* Flahault 1886

Morfología: **Filamentos** dispuestos en tapete o de forma cespitosa (figura N11). Se han observado falsas ramificaciones tanto simples como dobles, aunque predominan las pseudoramificaciones dobles (figuras N12 y N13). Las pseudoramificaciones simples nunca tienen heterocito basal (figura N14). Filamentos de (12) 23 - 40 μm de diámetro, no atenuados apicalmente. **Vainas** lameladas (Muga 2, agosto 2001) y pigmentadas, de amarillentas a parduzcas. En ocasiones, la vaina es hialina. **Tricomas** constrictos en algunas zonas, de 5 - 16 μm de diámetro; de color verde-azulado pálido o intenso, con **heterocitos** intercalares de (8) 11 - 16,6 μm de diámetro. **Células** claramente más cortas que anchas, de 3 - 4 μm de longitud, granulosas; pero a veces no se diferencian bien los tabiques transversales. **Célula apical** redondeada-globosa y a veces dilatada, (figura N15).

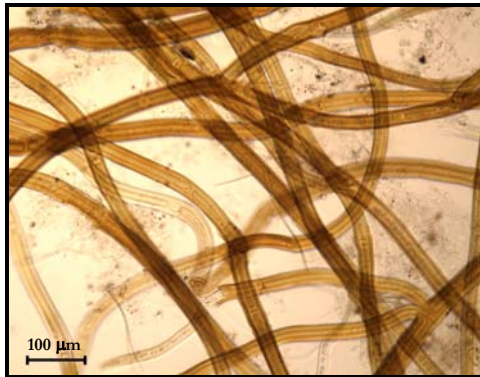


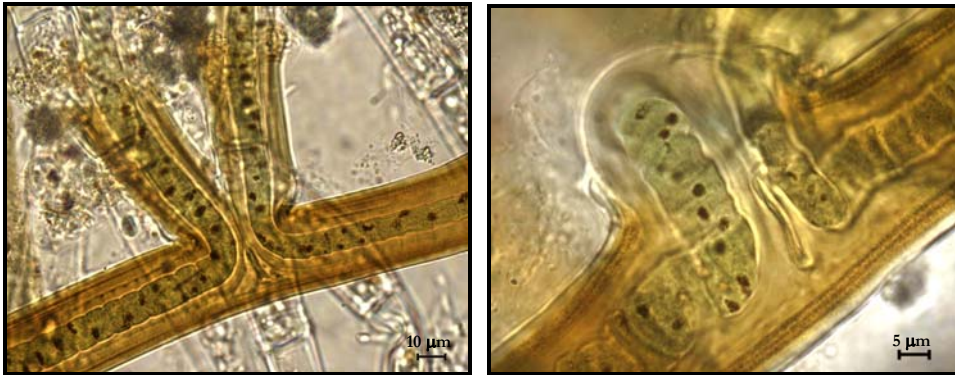
Figura N11: *Scytonema myochrous*, disposición de los filamentos.

Hace referencia a la morfología de la célula apical, redondeada y aparece como en una especie de capítulo, que a menudo sobresale y excede de la vaina, al igual que sucede en *Scytonema mirabile*. Dicho autor señala la escasez de heterocitos, lo que no corresponde con lo observado en el río Muga. Geitler (1932) concede gran importancia a las características de la vaina. Algunos autores consideran que las diferencias morfológicas en este género se deben en gran medida a la variabilidad de las condiciones ambientales (Hoffmann y Demoulin, 1985; Komárek y Anagnostidis, 1989).

Frémy (1930), Hoffmann (1986), John *et al.* (2002), Llimona *et al.* (1985) y Margalef (1952) describen esta especie con dimensiones similares y marcan la pigmentación de las vainas, con conspicua lamelación, así como su clara estructura tronco-cónica. La escasez de nutrientes y agua induce en esta especie a que la vaina se hinche y se desarrolle en forma *Petalonema*. (Llimona *et al.*, 1985; Sabater, 1987).

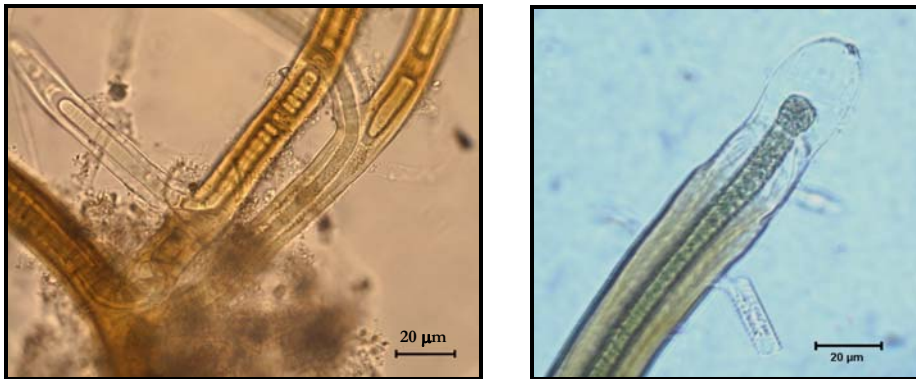
Margalef (1952), distingue cuatro formas diferentes dentro de la misma especie, atendiendo a las dimensiones y de pigmentación de la

Ecología: Forman céspedes en los dos puntos anteriores a la población de Albanyà (Muga 1 y Muga 2), siempre con bajos valores de fósforo total en el agua, a veces simultáneo con un descenso de la concentración de ortofosfato en el agua colindante a la comunidad (Muga 2). El pico puntual registrado en Muga 1 coincide con un descenso del caudal, la alcalinidad y de la concentración de silicatos y el ión calcio, indicando su adaptación a las condiciones aerofíticas.



Figuras N12 y N13: *Scytonema myochrous*, pseudoramificación doble.

Condiciones ambientales: temperatura: 7,2 – 22,3°C; profundidad: 8 – 30 cm; velocidad: 0,024 – 0,145 m/s; caudal: 37 – 188 l/s; pH: 8,4 – 9,1; alcalinidad: 2,1 – 3,4 meq/l; conductividad: 398 – 616 microS; O₂: 6,82 – 12,90 mg/l; calcio: 42 – 111 ppm; silicato: 79 – 172 µmol/l; nitrito: 0,09 – 3,55 µmol/l; nitrato: 7,54 – 187,03 µmol/l; ortofosfato: 0,01 – 1,53 µmol/l; fósforo total: 0,07 – 0,83 µmol/l.



Figuras N14 y N15: *Scytonema myochrous*, pseudoramificación doble y simple y detalle célula apical.

Especie de aguas muy calcáreas, especialmente en arroyos muy pequeños o en los márgenes de ríos grandes y cascadas donde mayoritariamente es bañado por las salpicaduras, a veces en aguas tranquilas (Aboal, 1989; Frémy, 1930; John *et al.*, 2002; Margalef, 1952). Generalmente bentónica, desarrollando formaciones cespitosas de color pardo, en aguas de corriente variable y bajos valores de conductividad y calcio, esparcidas entre otras especies incrustantes (Aboal, 1988; Margalef, 1952; Sabater, 1987), a veces sobre musgos (Geitler, 1932; Hoffmann, 1986, Margalef, 1952; Skuja, 1964) y ocasionalmente planctónica en lagos (Hoffmann, 1986; John *et al.*, 2002). Algunos autores la citan también en ambientes subaéreos (Frémy, 1930 y Llimona *et al.*, 1985). John *et al.* (2002) hacen referencia a que pueden formar pulvínulos.

Orden Nostocales – Familia Scytonemataceae

El número de heterocitos es menor con iluminación intensa, pero aumenta la frecuencia de pseudoramificaciones simples y las células se alargan con escasa iluminación (Hoffmann y Demoulin, 1985).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en los puntos de muestreo anteriores a cualquier tipo de asentamiento o actividad humana (Muga 1 y Muga 2). Se ha observado a lo largo de todo el ciclo anual, pero de manera más abundante en el punto 2. Dentro de los mismos céspedes se pueden encontrar a otras cianoprocariotas filamentosas como *Tolypothrix distorta* y *Dicobotrix orsiniana*, *Tolypothrix distorta* var. *penicillata* y a *Schizothrix calcicola*.

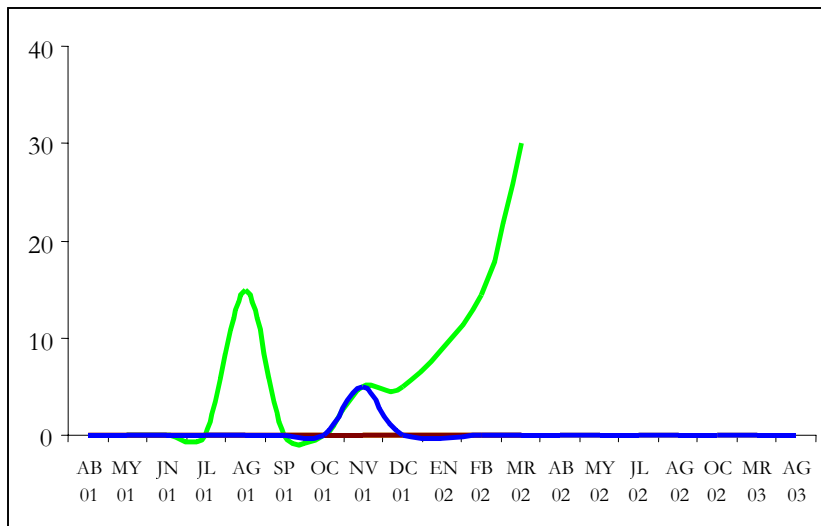


Figura N16: *Scytonema myochrous*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Distribución general: Cosmopolita (Compère, 1986; Frémy, 1930; Geitler, 1932; Margalef, 1952; Sabater, 1987 y Starmach, 1966). Citada en Cataluña, Aragón y SE de España (González Guerrero, 1943; Margalef, 1952; Sabater, 1987).

Familia Microchaetaceae Lemmermann 1910

Syn. Leptobacaceae Elenking 1916 *incl.*

Filamentos generalmente solitarios con falsas ramificaciones obligatorias que suelen ser laterales. Las pseudoramificaciones suelen estar originadas tras la desintegración del tricoma en el heterocito. Tricomas heteropolares con célula terminal redondeada. Sólo son isopolares en periodos de ciclo vital corto. Presencia de heterocitos polares e intercalares. Acinetos facultativos. Zona meristemática terminal, aunque raramente puede ser subterminal. Germinación de los tricomas simétrica, con heterocitos en posición central de los que se desarrolla la heteropolaridad posterior.

Subfamilia Tolypothrichoideae Komárek *et* Anagnostidis 1989

Filamentos con pseudoramificaciones típicas.

Tolypothrix Kützing *ex* Bornet *et* Flahault 1886

Talos cespitosos, pulviniformes y floculosos de agua dulce, compuestas por filamentos con pseudoramificaciones solitarias provistas de un heterocito basal obligatorio (Bornet y Flahault, 1886).

Tolypothrix distorta Kützing *ex* Bornet *et* Flahault 1886

Morfología: **Talos** cespitosos formados por **filamentos** con falsas ramificaciones predominantemente simples, con un heterocito basal obligatorio (figuras N17 y N18). También se observan pseudoramificaciones dobles y heterocitos intercalares que a veces se encuentran en pareja (marzo 2002). Pseudoramificaciones poco abundantes durante la época estival. Filamentos de (9) 13 - 15 μm de diámetro, heteropolares por el heterocito basal; zona apical no atenuada. **Vainas** muy pigmentadas desde el fin de la época invernal hasta verano e hialinas en otoño e invierno. **Tricomas** verde-azulados de (4,4) 7 - 8 (10) μm de diámetro, provistos de vaina no lamelada que puede ser hialina o estar pigmentada. **Células** granulosa de 5 μm de longitud. **Heterocitos** de 6 - 13,2 μm de diámetro, casi totalmente esféricos. En ejemplares poco pigmentados, las pseudoramificaciones son más frecuentes en junio 2001 que en agosto 2001 y noviembre 2001.

Geitler (1932) y John *et al.* (2002) hacen hincapié en la variabilidad de la pigmentación de las vainas con el paso del tiempo. Llimona *et al.* (1985) también hacen referencia a heterocitos basales de dos en dos o más, basales con un proheterocito adyacente.

Orden Nostocales – Familia Microchaetaceae



Figuras N17 y N18: *Tolypotrix distorta*, detalle de la pseudoramificación simple.

Ecología: Forma tapetes en zonas de pequeñas cascadas, aunque generalmente no se observan en los máximos de velocidad de corriente en el tramo, sino con los valores medios. Especie presente con concentraciones de fósforo orgánico e inorgánico bajas, o simultáneas a un descenso evidente de la concentración. N/P bajos, pero no siempre menores de 16.

Condiciones ambientales: temperatura: 8,5 – 20,5°C; profundidad: 8 – 16 cm; velocidad: 0,031 – 0,219 m/s; caudal: 26 – 682 l/s; pH: 7,2 – 9,1; alcalinidad: 2,4 – 3,3 meq/l; conductividad: 377 – 602 microS; O₂: 6,82 – 14,97 mg/l; calcio: 57 – 95 ppm; silicato: 47 – 149 µmol/l; nitrito: 0,05 – 3,55 µmol/l; nitrato: 3,78 – 14,34 µmol/l; ortofosfato: 0,01 – 2,14 µmol/l; fósforo total: 0,18 – 1,74 µmol/l.

Especie dulceacuicola (Geitler, 1932; Compère, 1986 y Starmach, 1966). John *et al.* (2002) la citan unida al sustrato o libre, tanto en aguas leníticas como lólicas, generalmente en áreas con macrófitos sumergidos. Sin embargo, Llimona *et al.* (1985) consideran *T. distorta* común en ríos (aguas lólicas) y *T. tenuis* típica de embalses y lagos (aguas leníticas). En los márgenes de ríos, arroyos y cascadas, generalmente durante la primavera, donde suele aparecer unida a los bloques y cantos. En aguas calcáreas las formaciones suelen ser más o menos incrustantes (Aboal, 1989; Bornet y Flahault, 1886; Necchi *et al.*, 1997).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el ciclo anual en Muga 2 y en primavera e invierno en Muga 3, formando tapetes junto a otras algas filamentosas (*Zygnema* sp. y *Spirogyra* sp.) Normalmente se desarrolla mezclada con otras cianobacterias filamentosas, como *Phormidium retzii* y *Phormidium favosum*. Entre las especies acompañantes se puede citar a *Rivularia biasolettiana* en febrero 2002.

Distribución general: Probablemente cosmopolita (Geitler, 1932; Compère, 1986 y Starmach, 1966). Citada en Cataluña (Llimona *et al.*, 1985 y Margalef, 1952) y SE de España.

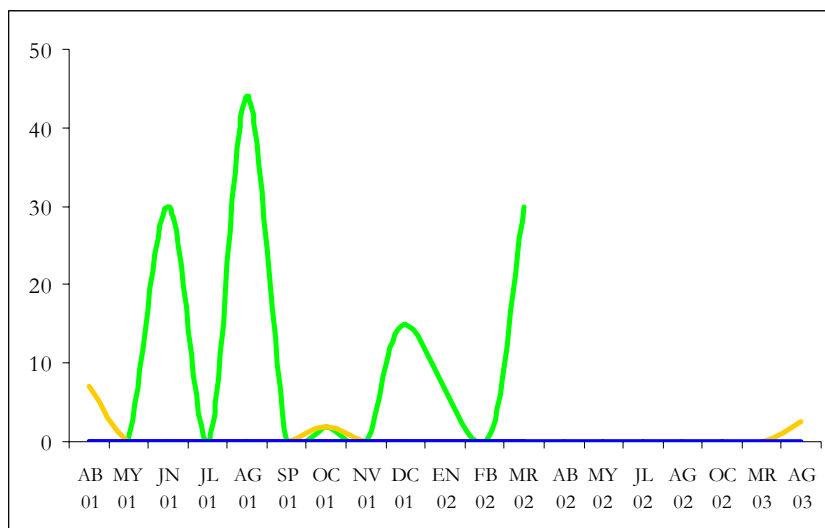


Figura N19: *Tolypothrix distorta*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Tolypothrix distorta Kützing ex Bornet et Flahault 1886

var. penicillata (Agardh) Lemmermann

Syn. Tolypothrix penicillata Thuret ex Bornet et Flahault 1886

Morfología: Los **filamentos** se disponen formando penachos (figura N20), con falsas ramificaciones simples provistas de un heterocito basal. **Vainas** lameladas, hialinas o parduzcas, que pueden ser bastante amplias, con un diámetro de hasta 20 μm . **Tricomas** de 7,3 – 10 μm de diámetro. En épocas frías, casi no se observan pseudoramificaciones. Durante este periodo invernal las vainas están pigmentadas, hasta que a finales de febrero empiezan a observarse ejemplares con áreas no pigmentadas. **Células** verde-azuladas, isodiamétricas o más cortas que anchas, a veces más largas que anchas, de 9 a 14,6 μm de longitud. Células con abundantes gránulos intracelulares, que en enero 2002 son más escasos. **Heterocitos** de 7,7 a 14,6 μm de diámetro (figuras N21 y N22). **Célula apical** redondeada (figura N23).

Geitler (1932) diferencia la variedad por su vaina incolora y relativamente delgada, al igual que Margalef (1952), quien describe ejemplares de esta variedad con tricomas frecuentemente irregulares y células algo torulosas en los segmentos más gruesos. Sin embargo, John *et al.* (2002) cree que el carácter distintivo es la forma de crecimiento en penachos.

Orden Nostocales – Familia Microchaetaceae



Figuras N20: *Tolypothrix distorta* var. *penicillata*, detalle del penicilio (20 aumentos).

conductividad: 382 – 616 microS; O₂: 6,82 – 11,75 mg/l; calcio: 58 – 111 ppm; silicato: 79 – 156 μmol/l; nitrito: 0,09 – 1,05 μmol/l; nitrato: 4,00 – 15,34 μmol/l; ortofosfato: 0,01 – 0,53 μmol/l; fósforo total: 0,07 – 0,47 μmol/l.

Ecología: Penachos en pequeñas cascadas, pero sin observarse una relación clara con la velocidad de corriente, pero sí con la temperatura del agua otoñal e invernal. Asimismo, cuando la temperatura del agua aumenta, se detecta un descenso del recubrimiento. Los requerimientos respecto al fósforo son similares a los de la especie.

Condiciones ambientales:
 temperatura: 8,5 – 19,7°C; profundidad:
 8 – 15 cm; velocidad: 0,031 – 0,145
 m/s; caudal: 26 – 175 l/s; pH: 7,2 – 9,1;
 alcalinidad: 2,1 – 3,5 meq/l;



Figuras N21 y N22: *Tolypothrix distorta* var. *penicillata*, detalle de la pseudoramificación simple.

Especie bentónica en arroyos alcalinos con corriente intensa y formando penachos que pueden quedar emergidos, epífita de plantas acuáticas (*musgos* y *Typha angustifolia*), libre, o a veces en lagos (Aboal, 1989; Cambra, 1989; Geitler, 1932 y John *et al.*, 2002). Generalmente, en aguas poco profundas, márgenes de ríos y cascadas con abundancia de materia orgánica, formando asociaciones densas en verano, con precipitaciones minerales bastante extensas (Aboal, 1989; Cambra, 1989), que no se han observado en el río Muga.



Figuras N23: *Tolypothrix distorta* var. *penicillata*, detalle de la parte apical.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada durante los meses fríos en Muga 2 y Muga 3, pero también en pleno verano en Muga 1, donde no se observó en todo el resto del ciclo anual y por algas filamentosas como *Oedogonium* sp. y También suelen observarse ante la presencia destacada de otras cianoprocariotas filamentosas como *Schizothrix lardacea*, *Phormidium retzii* y *Phormidium favosum*.

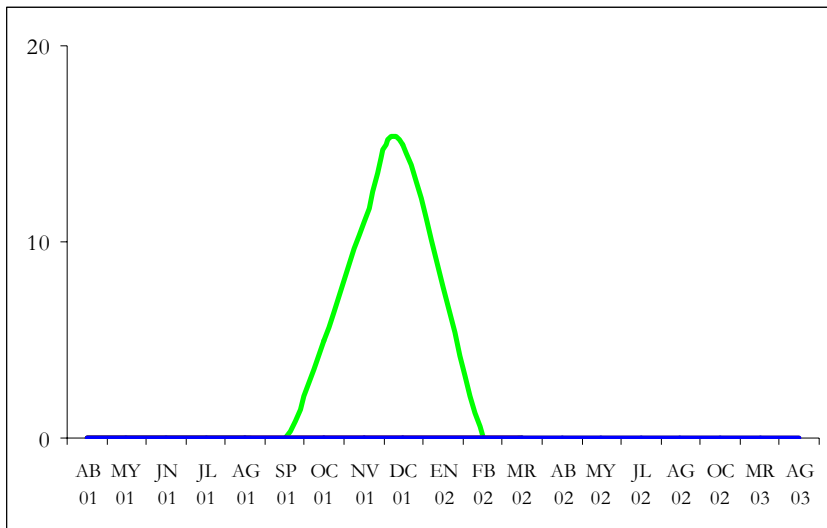


Figura N24: *Tolypothrix distorta*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Distribución general: Cosmopolita (Starmach, 1966). Citada en las provincias de Barcelona (Margalef, 1952), Girona (Cambra, 1989) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1989).

Orden Nostocales – Familia Rivulariaceae

Familia Rivulariaceae Kützing 1843

Filamentos y tricomas heteropolares, con un heterocito basal y zona apical atenuada, terminada en pelos pluricelulares, generalmente formados de células elongadas e hialinas. Además de heterocitos polares, también pueden desarrollar heterocitos intercalares (Komárek y Anagnostidis, 1989). Según Sinclair y Whitton (1977), la formación de heterocitos se produce ante la ausencia de nitrógeno combinado, mientras que la formación de pelos hialinos apicales se produce en cultivo ante condiciones de deficiencia de fósforo. Acinetos facultativos. Reproducción por hormogonios, dependiente de condiciones ambientales. Son producidos en condiciones de abundancia de fósforo (Sinclair y Whitton 1977; Wood *et al.*, 1986). Germinación y desarrollo de los hormogonios heteropolar. Zona meristemática localizada en la parte apical del tricoma, justo al inicio del pelo hialino (Komárek y Anagnostidis, 1989).

Calothrix Agardh *ex* Bornet *et* Flahault 1886

Filamentos solitarios o agregados sin formar colonias gelatinosas. Tricomas provistos de vainas finas, firmes, que pueden estar ligeramente lameladas en la parte terminal, incluso ensanchadas. Las vainas tienen escitonemina, pigmento protector frente a radiación ultravioleta, cuya síntesis está favorecida por la misma (Brenowitz y Castenholz, 1997). Tricomas ensanchados en la base, con un heterocito basal y terminados en un pelo hialino pluricelular. La formación de heterocitos basales, la formación de vainas más anchas y la pérdida de la atenuación apical de los tricomas se relacionan con la ausencia de nitrógeno (Raj *et al.*, 1978 y Weckesser *et al.*, 1988). El desarrollo del pelo hialino y la formación de falsas ramificaciones es una respuesta a la limitación de fósforo (Livingstone y Whitton, 1983; Livingstone *et al.*, 1983). Desarrollo de acinetos facultativo. Reproducción mediante hormogonios, que se forman en la zona apical de los tricomas, en condiciones de fósforo abundante (John *et al.*, 2002). Género vinculado a aguas de baja concentración de nutrientes (Douteruelo *et al.*, 2004).

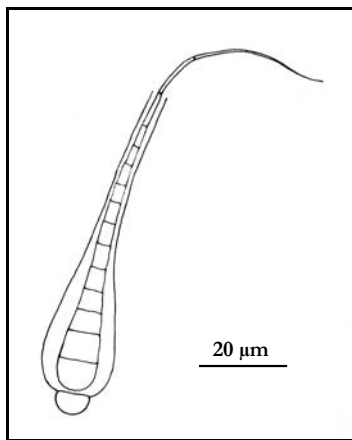
Calothrix fusca Nägeli *ex* Bornet *et* Flahault 1886

Morfología: **Filamentos** solitarios, presentes en las colonias del género *Rivularia*. Filamentos con un heterocito basal hemisférico, de 5 – 8 μm de diámetro (figura N25). **Vainas** delgadas, tenues, no lameladas, hialinas o pigmentadas en primavera y comienzos de verano (figura N26). **Tricomas** ligeramente constrictas, de 100 μm de longitud máxima, 6 - 18 μm diámetro en la base y 5 – 6 μm diámetro en su parte media. Tricomas apicalmente atenuados y, a veces, acabados en un pelo hialino. **Células** de 1 (2) μm de longitud, más cortas que anchas en la parte basal, e isodiamétricas en el resto del tricoma.

Margalef (1952) observa tricomas verde-amarillentos, con caracteres morfológicos semejantes incluso en cuanto al tamaño celular, con vaina simple e incolora, con bacterias epífitas sobre la vaina. Según John *et al.* (2002), las vainas también son incoloras, pero con estrechas lamelaciones. Compère (1986) detalla que las vainas son estratificadas e hialinas, pero a veces también están pigmentadas. En condiciones subaéreas, las vainas están

generalmente pigmentadas y estratificadas (Hoffmann, 1986). Los tricomas descritos por Starmach (1966) son más anchos. Asimismo, Hoffmann (1986) y Compère (1986) describen bases de los tricomas evidentemente ensanchadas. Destacan los tricomas no constrictos y de corta longitud, pero sin especificar su tamaño. Sin embargo, Sabater (1987) describe filamentos con pelos hialinos.

John *et al.* (2002) hacen referencia al ligero ensanchamiento en la base de los tricomas. Frémy (1930), Geitler (1932) y Compère (1986) describen vainas delgadas, firmes e incoloras, al igual que John *et al.*, (2002) que remarcan la ausencia de lamelación de las mismas. Hoffmann (1986) diferencia esta especie por las características de su vaina, incolora y homogénea frente a la estratificación y pigmentación en *C. fusca* y *C. parietina*. John *et al.* (2002) remarca que según Powell (1964) algunos filamentos aislados pueden parecer *Calothrix parietina*.



Figuras N25 y N26: *Calothrix fusca*, detalle de los filamentos.

Ecología: Especie no muy abundante y vinculada a la presencia de colonias de *Rivularia biasolettiana*. Presente en aguas con bajos valores de nitrógeno (nitrito y nitrato), pero también tolerante a incrementos puntuales de la concentración en el agua siempre asociados a un descenso de la velocidad de corriente. Podría estar más influenciada por la concentración de nitritos intersticial.

El máximo desarrollo de *C. fusca* coincidente con descensos en el porcentaje total de recubrimiento de *Rivularia biasolettiana*.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 23,4°C; profundidad: 8 – 25 cm; velocidad: 0,009 – 0,283 m/s; caudal: 33 – 682 l/s; pH: 7,8 – 9,7; alcalinidad: 2,7 – 3,9 meq/l; conductividad: 323 – 578 microS; O₂: 6,82 – 14,97 mg/l; calcio: 40 – 109 ppm; silicato: 41 – 167 μmol/l; nitrito: 0,04 – 3,55 μmol/l; nitrato: 2,49 – 124,17 μmol/l; ortofosfato: 0,00 – 3,15 μmol/l; fósforo total: 0,15 – 15,78 μmol/l.

Orden Nostocales – Familia Rivulariaceae

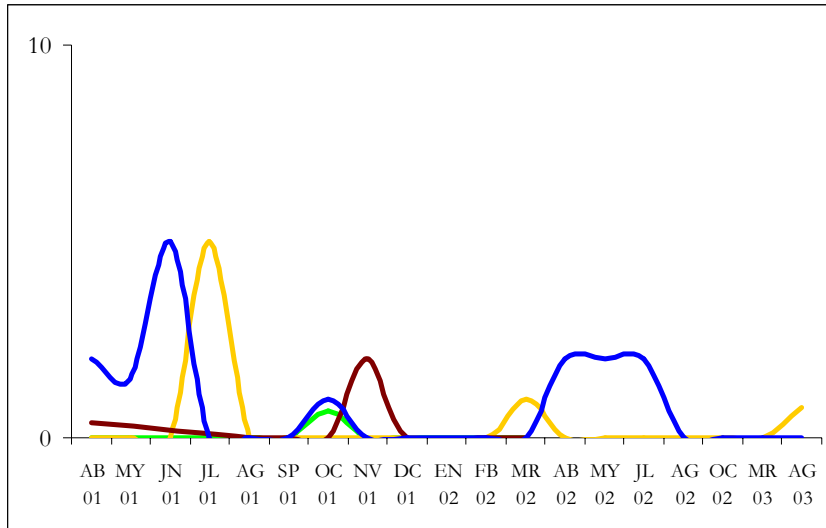


Figura N27: *Calothrix fusca*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento):
 Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Especie dulceacuícola, bentónica en aguas alcalinas muy puras o con ligera eutrofia, así como en ambientes subaéreos (Aboal, 1988; Hoffmann, 1986 y Sabater, 1987). Especie acompañante en el talo mucoso de otras algas, o formando parte de la comunidad incrustante (Frémy, 1930; Geitler, 1932; Compère, 1986; John *et al.*, 2002 y Sabater, 1987). Suele observarse asociada a colonias de *Rivularia biasolettiana* (Aboal, 1989).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el tramo estudiado, sin ningún patrón estacional evidente. Nunca es dominante en la comunidad bentónica del río Muga.

Presente en colonias de *Rivularia biasolettiana* muy carbonatadas (junto a ellas y dentro de las mismas) y junto a las asociaciones *Microcoleus* – *Homoeothrix* – *Schizothrix* – *Chroococcal* y filamentos de otras algas como *Oedogonium* sp.

Distribución general: Cosmopolita (Frémy, 1930; Geitler, 1932; Compère, 1986; John *et al.*, 2002). Citada en las provincias de Tarragona (Margalef, 1952) y de Girona (Sabater, 1987), así como en el SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

Calothrix parietina (Thuret) Bornet *et* Flahault 1886

Morfología: **Filamentos** solitarios o formando parte de colonias o agregados de otras cianoprocaritotas. Filamentos con un heterocito basal, de 5 – 12 μm de diámetro. **Vainas** lameladas y claramente pigmentadas (figura N28). **Tricomas** verde-azulados, de 6 – 8 μm de diámetro y ligeramente ensanchados en su parte basal. **Tricomas** apicalmente atenuados, terminando en un pelo hialino pluricelular.



Figura N28: *Calothrix parietina*, detalle de los filamentos.

John *et al.* (2002) describen matas de filamentos entrelazados, sin reseñar la presencia de colonias de otras especies. Filamentos con vainas amplias, pigmentadas y claramente lameladas.

Ecología: Especie no muy abundante, presente en aguas con bajas concentraciones de nitrógeno (nitrito y nitrato) y fósforo del agua circulante (orgánico e inorgánico), coincidente con los valores máximos de ortofosfato registrados a nivel intersticial y con incrementos del caudal, a pesar de los valores cercanos a 16 de N/P. La tendencia del

ortofosfato intersticial y del recubrimiento de *C. parietina* y con concentraciones menores a 5 $\mu\text{mol/litro}$ ésta desaparece.

Especie vinculada a *R. biasolettiana* y *Dichothrix orsiniana*. La presencia de *C. parietina* es simultánea a los valores de recubrimiento más elevados de *R. biasolettiana*, pero no de *D. orsiniana*.

Condiciones ambientales: temperatura: 9,5 – 20,3°C; profundidad: 8 – 11 cm; 0,150 velocidad: 0,102 - 1m/s; caudal: 232 – 306 l/s; pH: 8,5 – 8,7; alcalinidad: 2,5 – 2,7 meq/l; conductividad: 415 – 488 microS; O₂: 10,90 – 11,67 mg/l; calcio: 53 – 70 ppm; silicato: 83 – 176 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,05 – 1,89 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 5,30 – 12,14 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,05 – 31,72 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,48 – 0,56 $\mu\text{mol/l}$.

Especie dulceacuícola, oligosaprobia (Sládecek, 1973; John *et al.*, 2002) y generalmente de aguas duras. Suele desarrollarse por encima del nivel del agua, sobre todo en aguas no muy ricas en nutrientes y condiciones de iluminación intensa (Aboal, 1988 y John *et al.*, 2002). Ampliamente distribuida en el pecton o entre las incrustaciones de otras cianoprocaritotas, pero también forma agrupaciones subaéreas en aguas alcalinas y con contribuciones moderadas o altas de nutrientes (Margalef, 1953 y Sabater, 1987). Suele observarse junto a colonias de *R. biasolettiana* (Aboal, 1989).

Orden Nostocales – Familia Rivulariaceae

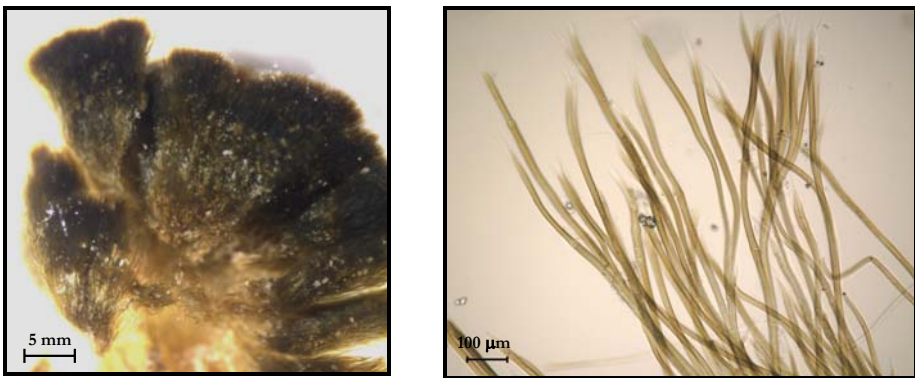
Weckesser *et al.* (1988) comprueban que la composición química de las vainas de esta especie en cultivo es independiente de la concentración de fosfato en el medio. También describe que la vaina no se encuentra íntimamente ligada a las paredes de los tricomas y que pueden actuar como barrera frente a compuestos tóxicos.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en el punto 3, localizado después de la población de Albanyá. Sólo se encontraron durante la época otoñal (septiembre y noviembre 2001), sin ser muy abundante. En el punto 3, la vegetación de ribera está más desarrollada, por lo que la mayor irradiación correspondería a la época otoñal. Recolectada junto a *D. orsiniana* y las colonias de *R. biasoletiana*, intercalándose con filamentos desprendidos de la misma.

Distribución general: Cosmopolita (Frémy, 1930; Geitler 1932; Compère, 1986). Citada en Cataluña y en el SE de la Península Ibérica (Margalef, 1953 y Sabater, 1987).

Dichothrix Zanardini. ex Bornet et Flahault 1886

Algunos autores no reconocen la existencia de este género, incluyéndolo en el género *Calothrix* (Bourrelly, 1985; Compère, 1986 y Hoffmann, 1986), del que se diferencia por su morfología macroestructural además de que las pseudoramificaciones se mantienen dentro de la misma vaina (Komárek y Anagnostidis, 1989). Las respuestas ante variaciones en la concentración de fosfato en el medio son similares a las distinguidas para el género *Calothrix*. Cuando el ortofosfato es limitante, se observa un incremento en la frecuencia de pelos. Además, la formación de hormogonios apicales, se produce como respuesta al incremento en la concentración de fósforo en el medio (John *et al.*, 2002).



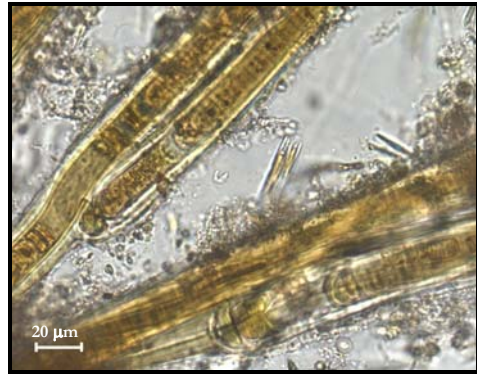
Figuras N29 y N30: *Dichothrix orsiniana*, macroestructura (20 aumentos) y disposición de los filamentos.

Dichothrix orsiniana (Kützing) Bornet et Flahault 1886

Morfología: **Filamentos** dispuestos en penachos agregados en colonias hemisféricas, aunque sin mucílago (figura N29). Filamentos apicalmente atenuados (figura N30), de 14 – 30 μm de diámetro, con pseudoramificaciones simples, con presencia obligatoria de un heterocito basal de 5,9 – 6,5 x 11 - 16 μm de diámetro, pero también hemisféricos, de 11 – 16 μm de diámetro (figuras N31 y N32). **Vaina** pigmentada y lamelada, muy ligada al tricoma incluso en la parte apical (figura N33). **Tricomas** de 5,9 – 14 μm de diámetro, apicalmente atenuados. **Células** claramente más cortas que anchas, de 2,5 – 5 (12) μm de longitud, a veces granulosas. En la mayoría de los ejemplares se observan abundantes precipitaciones de carbonato cálcico alrededor de los filamentos.

Morfológicamente esta especie se asemeja a *D. calcarea*, de la que se diferencia por su calcificación (John *et al.*, 2002). Las dimensiones recogidas en este estudio son mucho más amplias que las descritas por Frémy (1930) y John *et al.* (2002). La variabilidad morfológica encontrada también recoge la variedad descrita por Frémy (1930): *D. orsiniana* var. *africana*.

Orden Nostocales – Familia Rivulariaceae



Figuras N31 y N32: *Dichothrix orsiniana*, disposición de los filamentos y pseudoramificaciones.

Ecología: Especie presente en aguas pobres en fósforo total, menores a 1 $\mu\text{mol/litro}$ en los dos puntos de muestreo anteriores a la población de Albanyà y menores a 0,35 $\mu\text{mol/litro}$ en el punto 3. Con respecto al resto de nutrientes, esta especie se desarrolla en aguas pobres en nutrientes, pero es tolerante a incrementos puntuales de la concentración de nitratos.



Figuras N33: *Dichothrix orsiniana*, parte apical de los filamentos.

Condiciones ambientales:
 temperatura: 5,0 – 20,5°C; profundidad: 8 – 30 cm; velocidad: 0,024 – 0,219 m/s; caudal: 42 – 682 l/s; pH: 8,0 – 9,1; alcalinidad: 2,1 – 3,4 meq/l; conductividad: 377 – 616 microS; O₂: 6,99 – 12,90 mg/l; calcio: 42 – 111 ppm; silicato: 82 – 165 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,05 – 1,88 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 3,78 – 122,93 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,01- 1,70 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,10 – 1,63 $\mu\text{mol/l}$.

Presente sobre rocas y paredes de ríos y arroyos con aguas rápidas, o con intermitencias repetitivas (John *et*

al., 2002). También se han descrito ejemplares en aguas tranquilas (Geitler, 1932).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo del tramo estudiado, a excepción de Muga 4. No se observan tendencias estacionales claras debido a que en Muga 1 se observa durante todo el ciclo anual salvo durante la época estival, mientras que en Muga 2 se encontraron durante el verano. Asimismo, los máximos son primaverales tanto en Muga 1 como en Muga 3, mientras que en Muga 2 el máximo se produce durante la época estival.

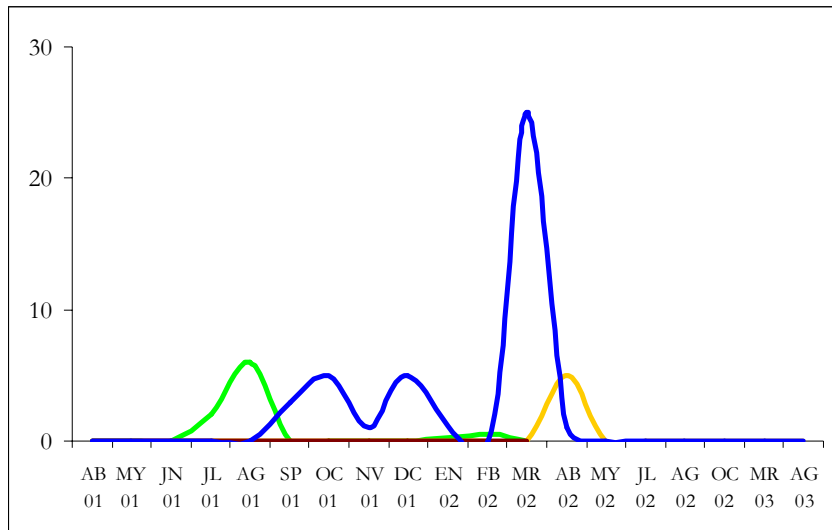


Figura N34: *Dichothrix orsiniana*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Pulvínulos junto a colonias de *Rivularia haematites* (noviembre 2001) y *Pseudanabaena galeata*. En ocasiones, fuertemente epifitado.

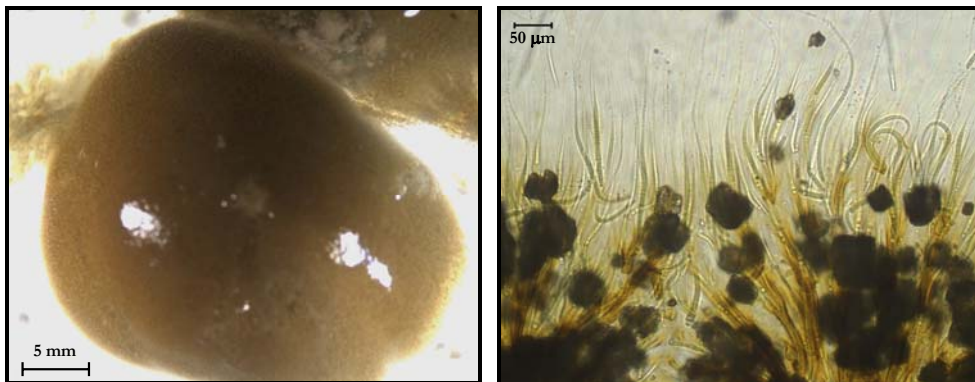
Distribución general: Ampliamente distribuida: Europa, América del Norte y Asia Central, probablemente cosmopolita (Frémy, 1930; Geitler, 1932; John *et al.*, 2002). Citada en Cataluña como *Calothrix orsiniana* (Kützting) Thuret (Llimona *et al.*, 1985).

Orden Nostocales – Familia Rivulariaceae

Rivularia [Roth] Agardh ex Bornet et Flahault 1886

Colonias hemisféricas constituidas por filamentos dispuestos radialmente. Tricomas apicalmente atenuados con un heterocito basal y a veces también heterocitos intercalares. Desarrollo de hormogonios en la zona apical de los tricomas, después de un aumento de las concentraciones de fósforo en el medio (John *et al.*, 2002). La formación de colonias se suele producir por agregación de diversos hormogonios, por lo que podrían no ser genéticamente homogéneas (John *et al.*, 2002). La presencia de este género está favorecida en ambientes con periodos cortos e intermitentes de altas concentraciones de fósforo, seguidas de un descenso brusco (John *et al.*, 2002). Algunas colonias persisten en los medios fluviales varios ciclos anuales. Esto parece ser debido a la resistencia a servir de alimento por la alta calcificación de algunas colonias, pero algunos autores hacen referencia a la posibilidad de que se deba a sustancias tóxicas producidas por estas algas (Aboal *et al.*, 2005 y John *et al.*, 2002).

Género vinculado a aguas limpias (Douteruelo *et al.*, 2004).



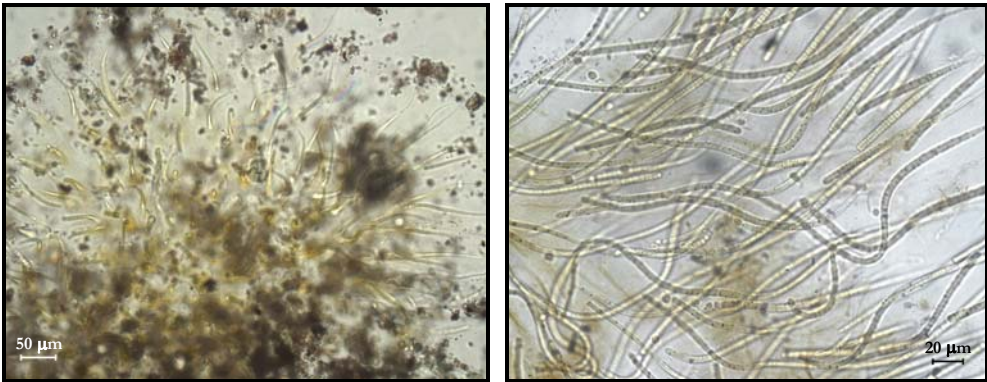
Figuras N35 y N36: *Rivularia biaolettiana*, morfología de las colonias y disposición de los filamentos.

Rivularia biaolettiana (MENEGHINI) BORNET et FLAHAULT 1886

Syn.: *Rivularia coadunata* (Sommerfeld) Foslie.

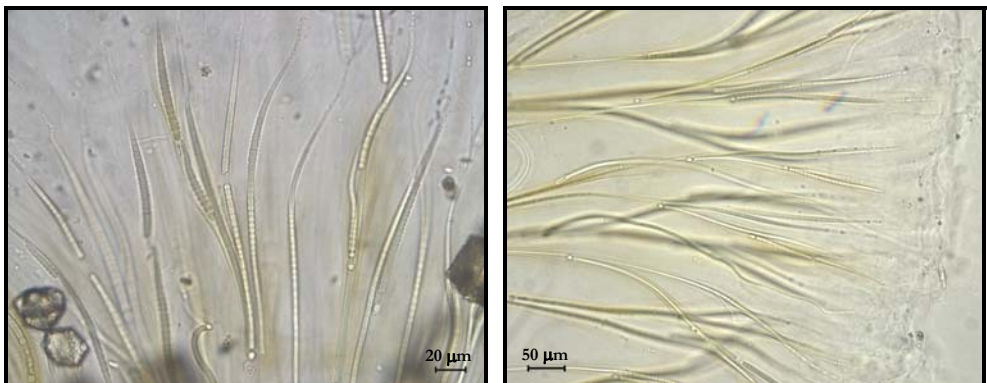
Morfología: Colonias mucilaginosas, parduzcas o verdosas, hemisféricas, de 0,3 – 8 mm de diámetro, que se suelen reunir para disponer agrupaciones más voluminosas (figura N35). Exteriormente presentan un halo gelatinoso bien definido que las envuelve, aunque también pueden prescindir del mismo (figura N40). Incrustación de carbonato cálcico abundante, pero como cristales sueltos (figura N36 y N37). **Filamentos** agrupados en forma de abanico, con pseudoramificaciones simples, con presencia obligatoria de un **heterocito** basal de 4,4 - 10 (13,2) μm de diámetro (figura N42). **Vaina** pigmentada y a veces lamelada (figuras N41 y N43). **Tricomas** de 2,1 – 11 (12,4) μm de diámetro (figuras N38 y N39). Los diámetros mayores fueron observados durante los meses de verano y menores en invierno (figura N44). Apicalmente están atenuados, con un pelo hialino terminal pluricelular. Ausencia de pelo terminal en los tricomas de las colonias más

blanquecinas. **Células** tanto más cortas que anchas como más largas que anchas, con gránulos intracelulares abundantes en ocasiones.



Figuras N37 y N38: *Rivularia biasolettiana*, disposición de los filamentos - carbonatación.

Desarrolla colonias hemisféricas o irregularmente lobuladas, con incrustaciones calcáreas, depositadas dentro del mucílago y separable por presión digital (John *et al.*, 2002 y Compère, 1986). Según Margalef (1953), las vainas son variables, con incrustaciones minerales en forma de partículas sueltas, cuyo tamaño depende del medio externo pero sin que confluyan en una masa compacta. Estas incrustaciones calcáreas pueden ocasionar una consistencia dura de las colonias (Sabater, 1987), condicionando la estructura de las colonias: en la periferia se disponen los filamentos verdes más jóvenes, mientras que el interior está completamente calcificado. Para otros autores, las colonias son blandas y poco calcificadas (Llimona *et al.*, 1985). Esta variabilidad hace difícil la distinción entre esta especie y *R. haematites*. Las dimensiones de los filamentos y heterocitos descritos por los diferentes autores recogen menos variabilidad que la observada en este estudio. Sin embargo, Sabater (1987) deja reflejado la gran variabilidad de las células del mismo filamento, tanto dimensional como morfológicamente.



Figuras N39 y N40: *Rivularia biasolettiana*, disposición de los filamentos.

Orden Nostocales – Familia Rivulariaceae

Ecología: Las colonias tapizan la superficie de los cantos y bloques del tramo estudiado, predominando en áreas de corriente intensa y pequeños cambios de dirección. En Muga 1 y Muga 3, su crecimiento parece estar vinculado a la dinámica de la concentración de nitrito a nivel intersticial, así como de la presencia de *Calothrix parietina*.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 26,6°C; profundidad: 2 – 30 cm; velocidad: 0,023 – 0,283 m/s; caudal: 33 – 682 l/s; pH: 8,0 – 9,7; alcalinidad: 2,1 – 3,8 meq/l; conductividad: 377 – 616 microS; O₂: 6,82 – 16,36 mg/l; calcio: 42 – 111 ppm; silicato: 74 – 176 μmol/l; nitrito: 0,04 – 1,89 μmol/l; nitrato: 2,49 – 187,03 μmol/l; ortofosfato: 0,01 – 31,72 μmol/l; fósforo total: 0,07 – 2,23 μmol/l.

Especie dulceacuícola, sobre rocas del fondo de ríos y arroyos de aguas alcalinas, en zonas de escasa profundidad, fuerte iluminación y corriente media o alta. Generalmente en zonas de cabecera, de ríos y arroyos no polucionados o con leve eutrofia (Aboal, 1988 y John *et al.*, 2002). La alta calcificación de algunas colonias las hace resistentes a periodos sin contacto directo con el agua. Las colonias jóvenes suelen encontrarse en primavera, lo que puede ser debido a un incremento en la concentración de fosfato del agua de escorrentía (John *et al.*, 2002).

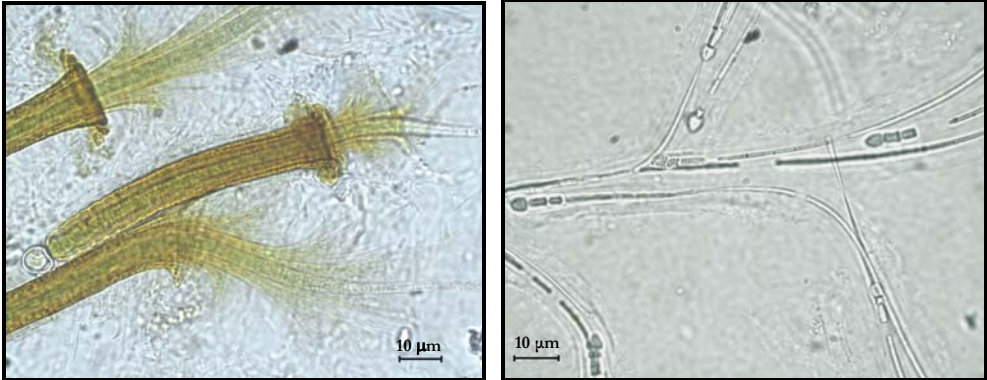
Las colonias suelen desarrollarse junto a otras cianoprocaritotas como *Calothrix fusca* y *C. parietina* (Aboal, 1989).



Figuras N41 y N42: *Rivularia biasolettiana*, detalle de la pseudoramificación simple y hormogonios.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el ciclo anual, tanto en Muga 1 como en Muga 3. Es dominante en Muga 1 a lo largo de todo el ciclo anual y en Muga 3 durante la época estival. También se ha observado en Muga 2, pero de manera más intermitente y menos abundante. Ausente tras el embalse. La dinámica de esta especie es semejante en Muga 2 y Muga 3. Se han encontrado colonias de *R. biasolettiana* desde verano hasta el final de la primavera. El recubrimiento en este punto presenta un máximo anual a finales de septiembre, tras el cual se produce un brusco descenso, que se recupera a finales de noviembre. Las colonias aumentan de tamaño hasta finales de junio (1 – 3 mm de diámetro), manteniendo su tamaño durante el mes de julio, por lo que aumentan en número hasta cubrir del 1,80% al 25% de la superficie bentónica del punto 3 del río Muga. Posteriormente, estas colonias aumentan de tamaño hasta alcanzar 1 cm de

diámetro aproximadamente, durante el mes de agosto. El porcentaje de recubrimiento se mantiene por lo que las colonias disminuyen en número. Durante los meses siguientes, el tamaño de las colonias se mantiene y las colonias se van agregando unas con otras.



Figuras N43 y N44: *Rivularia biasolettiana*, detalle de la lamelación y morfología de los tricomas en condiciones frías.

En Muga 1 la dinámica es distinta. Se han encontrado colonias a lo largo de todo el ciclo anual, con valores de recubrimiento elevados desde finales de la primavera, verano y principios del otoño, con su máximo recubrimiento durante los meses de verano. En este punto, el tamaño de las colonias aumenta desde la primavera. Las colonias a finales de abril son de diámetro inferior a 1 mm, pero alcanzan 15 mm de diámetro a finales de enero. A partir de finales de junio, empiezan a observarse de nuevo pequeñas colonias (0,75 – 2 mm de diámetro), junto a colonias de 5 – 7 mm de diámetro que también van a ir aumentando de tamaño con el paso de los meses. En Muga 2, el aumento de las colonias se observa a partir de finales de julio, observándose colonias de gran tamaño (13 y 18 mm de diámetro a finales de agosto y finales de octubre).

Puede recolectarse en primavera junto a *Calothrix fusca*, mientras que en verano es más frecuente junto a *Homoeothrix* (1%) y en otoño con *Schizothrix lardaceae* y en con *Dichothrix orsiniana* o *Schizothrix calcicola*. En la base de las colonias suele desarrollarse *Pleurocapsa minor*.

Distribución general: Especie frecuente y muy abundante (Aboal, 1988; John *et al.*, 2002; Llimona *et al.*, 1985). Citada en Cataluña, Aragón, Guadalajara (González Guerrero, 1943; Margalef, 1953; Llimona *et al.*, 1985; Sabater, 1987) y SE de España (Aboal, 1988).

Orden Nostocales – Familia Rivulariaceae

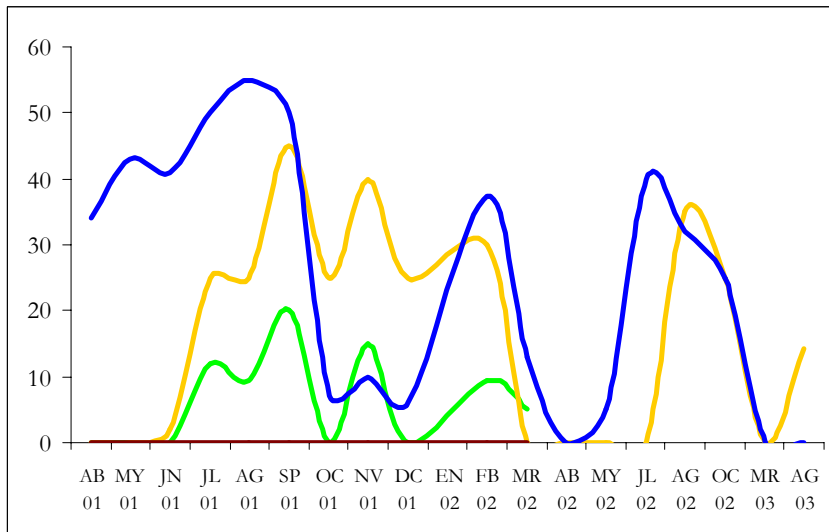


Figura N45: *Rivularia biasoletiana*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Rivularia haematites (de Candolle) Bornet *et* Flahault 1886

Morfología: **Colonias** verdes, parduscas o blanquecinas, formando pulvínulos gruesos muy incrustados, de 0,3 – 8 mm de altura (figura N46) que pueden agruparse para formar costras con estratificaciones concéntricas. Colonias muy carbonatadas, estableciendo colonias casi pétreas y muy duras, difícilmente disgregables. **Filamentos** con pseudoramificaciones simples, con presencia obligatoria de un **heterocito** basal de 5,8 – 10 μm de diámetro (figura N47). **Vaina** generalmente pigmentadas. **Tricomas** de 3 - 10 μm de diámetro, atenuados apicalmente y con un pelo hialino terminal pluricelular (figura N49). **Células** de longitud variable, con gránulos intracelulares poco abundantes. Cabe destacar la escasa presencia de heterocitos en Muga 1, agosto 2002 (figura N48).

Colonias de características similares han sido descritas por Compère (1986), Geitler (1932) y Llimona *et al.* (1985). Las capas sucesivas en la colonia vienen definidas por la posición de los heterocitos y las zonas meristemáticas (Margalef, 1953).

Ecología: Presente con profundidades medias ni muy bajas ni muy altas, en referencia al tramo estudiado, y valores medios de caudal, aunque menos destacado. Generalmente, se recolectó bajo temperaturas menores de 15°C, a partir de los cuales, el recubrimiento disminuye notablemente, aunque en Muga 1 el máximo de recubrimiento se observa durante la época estival, con temperaturas mayores a 20°C. A veces se observa vinculado a los valores más altos de la concentración del ion calcio y por tanto, también simultáneos a los valores más altos de alcalinidad y pH.

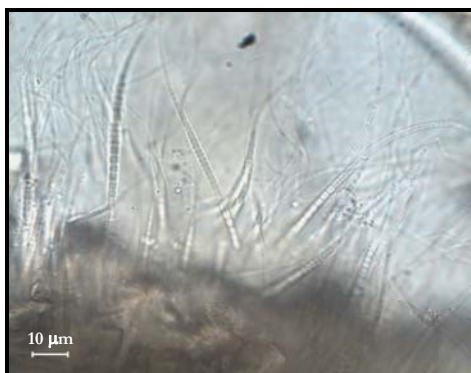
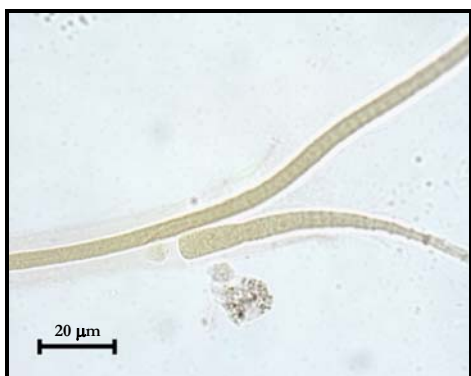


Figura N46: *Rivularia haematites*, disposición de los filamentos.

En relación a los nutrientes, generalmente fue recolectada en aguas con baja concentración de nitrógeno inorgánico y tolerante a crecidas importantes pero puntuales de la concentración de nitratos, como se observa en Muga 1. A menor nivel, en Muga 2 dos picos en el recubrimiento de *Rivularia haematites* son simultáneos a dos picos en la concentración de nitritos, entre los cuales está el máximo anual. *R. haematites* siempre se ha recolectado en aguas con baja concentración de fósforo total, y generalmente baja concentración de ortofosfato intersticial.



Figuras N47 y N48: *Rivularia haematites*, detalle de la pseudoramificación simple.

Condiciones ambientales: temperatura: 5,0 – 23,3°C; profundidad: 8 – 26 cm; velocidad: 0,013 – 0,234 m/s; caudal: 33 – 349 l/s; pH: 8,0 – 9,1; alcalinidad: 2,1 – 3,5 meq/l; conductividad: 353 – 616 microS; O₂: 7,15 – 12,90 mg/l; calcio: 42 – 111 ppm; silicato: 61 – 176 μmol/l; nitrito: 0,05 – 3,55 μmol/l; nitrato: 2,49 – 187 μmol/l; ortofosfato: 0,00 – 6,28 μmol/l; fósforo total: 0,01 – 2,23 μmol/l.

Especie dulceacuícola, sobre rocas del fondo de ríos y arroyos de aguas alcalinas, en zonas de escasa profundidad y con concentración moderada de nutrientes (Aboal, 1988; John *et al.*, 2002; Margalef, 1953; Sabater, 1987). Resistente a una mineralización elevada y soporta tanto la fuerte insolación (Aboal, 1988), como las zonas sombreadas (Aboal, 1988; Johansson, 1982).

Orden Nostocales – Familia Rivulariaceae

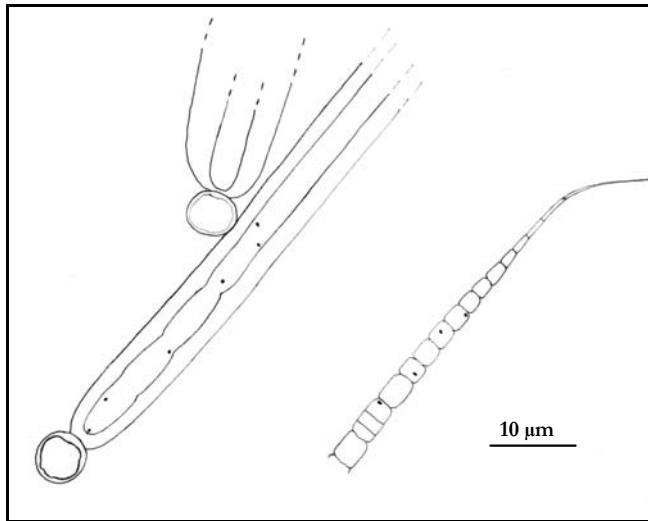


Figura N49: *Rivularia haematites*, detalle de los filamentos.

Las capas concéntricas parecen reflejar la alternancia de periodos desfavorables y favorables en el crecimiento, debidos a una respuesta a la diferente actividad fotosintética estacional, a cambios en la química del agua (John *et al.*, 2002) o al descenso de la concentración de fosfatos (Caudwell *et al.*, 2001). La formación de los estratos más oscuros en estaciones húmedas coincide con la formación de falsas ramificaciones (Caudwell *et al.*, 2001). La formación de pelos hialinos apicales también está favorecida bajo estas condiciones, aunque no es habitual (Pentecost, 1987), por lo que la formación de las capas concéntricas parece ser debido al descenso de la concentración de fosfatos en vez de la humedad (Caudwell *et al.*, 2001). En periodos secos, la precipitación está favorecida por la concentración de iones como resultado de la evaporación en los espacios entre filamentos. Los periodos de sequía y la disposición y alineación de los heterocitos son importantes en la estratificación de esta especie, pero no explican al completo su dinámica. Algunos autores como Jaag (1954) ya sugirieron que esta alternancia de bandas puede ser debida a la variación de inmersión y exposición al invierno.

Distribución en el tramo estudiado: Ausente tras la población de Albanyà, y esporádicamente presente en Muga 4. Es más frecuente en Muga 1 que en Muga 2, pero no es tan abundante ni dominante como las colonias de *Rivularia biasolettiana*. Se han encontrado colonias desde finales de la época estival a mediados de la primavera, pero sin observarse una tendencia clara, salvo por su ausencia al final de la primavera.

Junto a *Calothrix fusca* o a *Homoeothrix juliana*.

Distribución general: Europa, América del Norte y Ecuador (Geitler, 1932). Citada en la provincia de Barcelona (Margalef, 1953) y de Girona (Sabater, 1987), en Aragón y Málaga (González: 1927, 1943) y en el SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

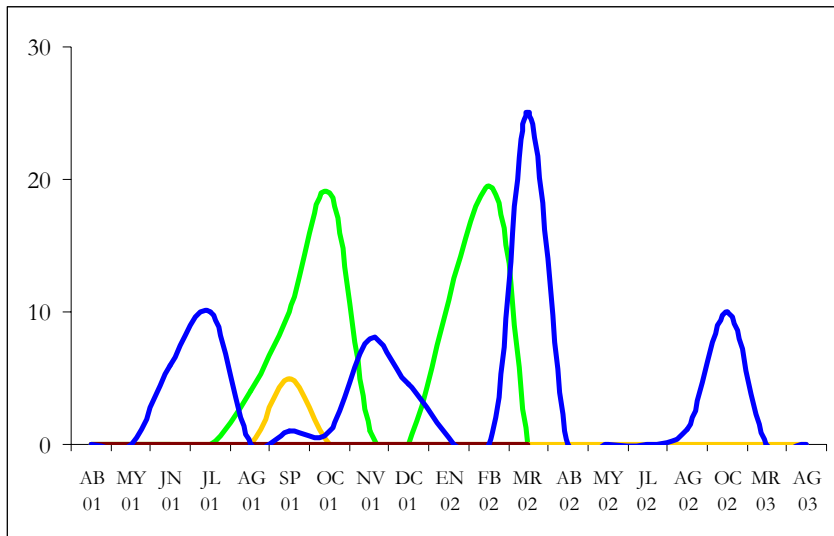


Figura N50: *Rivularia baematites*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento):
Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Orden Oscillatoriales Elenkin 1934

(*Sec.* Copel. 1936, Elenkin 1938, (Geitler) Starmach 1966; *Syn.*: Hormogoneae Thuret 1875 [*sec.* Borzi 1878 p.p.] Nostochineae Thuret 1875 [tribus] *p.p.*; Hormogonales Atkins. 1905 [*sec.* Wettst. 1924] p.p.; Gloeosiphonales Wettst. 1925 p.p.).

Filamentos solitarios o agrupados en macro o microestructuras con diferentes morfologías. Tricomas uniseriados compuestos por células en conexión por poros. Tricomas con presencia facultativa de cubiertas mucilaginosas o vainas sin heterocitos ni acinetos. La morfología de las células es variable y dependiente de las condiciones ambientales. Pueden contener pequeños gránulos intracelulares (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Familia Oscillatoriaceae [S.F. Gray] Harvey *ex* Kirchner 1898

“LPP-group A” sensu Rippka *et al.* 1979. Pre-start. point: Bory 1827, Harvey 1841; *sec.* Elenking 1934 *p.p.* Geitler 1942; *syn.*: Confervaceae tribus Oscillatorieae Agardh *ex* Forti 1907, tribus Oscillatoriaceae Harvey *ex* Forti 1907; Hormogoneae subf. Hormocystoideae Bornet *et* Flahault *ex* Gomont 1892; Hormogoneae subf. Homocystoideae tribus Lyngbyeae Gomont 1892.

Filamentos isopolares y heteropolares. Tricomas circulares en sección, de 6 - 20 μm de diámetro, incluso hasta 80 μm de diámetro. Células discoidales, generalmente más cortas que anchas, raramente isodiamétricas. Reproducción mediante hormogonios producidos después de la desintegración de los tricomas o por formación de hormocitos en la parte apical de los tricomas o de todo el tricoma. La fragmentación se lleva a cabo mediante la formación de necridios (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Subfamilia Oscillatorioideae Gomont 1892

Filamentos isopolares. Células más cortas que anchas, por lo menos en alguna zona del tricoma (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Oscillatoria Vaucher *ex* Gomont pro parte typico

Oscillatoria sect. *principes* Gomont 1892, *Oscillatoria* group I Kondratyeva 1968.

Filamentos generalmente formando tapetes; raramente solitarios. Filamentos isopolares, desprovistos de vainas normalmente aunque pueden desarrollarlas bajo condiciones de estrés. Tricomas cilíndricos, rectos o ligeramente ondulados, con extremos de diferentes morfologías. Células cortas, discoidales, siempre más de dos veces más cortas que anchas, frecuentemente con presencia de gránulos intracelulares, pero sin aerótopos. División celular transversal al eje del tricoma. Reproducción mediante hormogonios de pocas células después de la desintegración de los tricomas por necridios (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Orden Oscillatoriales – Familia Oscillatoriaceae

Oscillatoria subbrevis Schmidle 1901.

Oscillatoria subbrevis f. *major* G.S. West 1907, *incl.*

Morfología: **Filamentos** solitarios, más o menos rectos. Filamentos no atenuados apicalmente y sin vaina. **Tricomas** de 7,3 – 8 μm de diámetro aproximadamente, con una ligera constricción a nivel de los tabiques celulares (figura O1 y O2). **Células** más cortas que anchas, de 0,9 – 1,9 μm de longitud aproximadamente. **Célula apical** redondeada, a veces con ligero engrosamiento apical. Ausencia de caliptra. Presencia de necridios (figura O1).

A pesar de que algunos autores como John *et al.* (2002) hayan descrito tricomas de menor tamaño, Komárek y Anagnostidis (2005) en su última revisión taxonómica recogen tricomas mucho mayores, dentro del rango de lo encontrado en el río Muga.



Figuras O1 y O2: *Oscillatoria subbrevis*, detalle de los tricomas.

Ecología: Presente en aguas pobres en nutrientes (nitrógeno y fósforo) y tolerante a aumentos puntuales de la concentración de ortofosfato intersticial, con N/P bajo, pero generalmente mayor de 16. Aumenta la frecuencia de necridios en aguas pobres en nutrientes.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 17,4°C; profundidad: 8 – 16 cm; velocidad: 0,066 – 0,120 m/s; caudal: 105 – 306 l/s; pH: 8,1 – 8,7; alcalinidad: 2,5 – 3,0 meq/l; conductividad: 382 – 528 microS; O₂: 8,63 – 14,97 mg/l; calcio: 53 – 77 ppm; silicato: 81 – 163 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,21 – 1,12 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 4,00 – 12,14 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,01 – 31,72 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,27 – 1,19 $\mu\text{mol/l}$.

El material estudiado corresponde ecológicamente con el observado por diversos autores. Especie originalmente de zonas termales, sin embargo también se han encontrado en otros biotopos, incluso de zonas frías (Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 2005). John *et al.* (2002) la describen como una especie planctónica en aguas estancadas.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada tan solo en Muga 3, durante el otoño, invierno y comienzos de la primavera donde tiene su máxima representación.

Distribución general:

Ampliamente distribuida en Europa, África, América del Sur e India (Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 2005). Citada en Cataluña (Limona *et al.*, 1985).

Orden Oscillatoriales – Familia Oscillatoriaceae

Subfamilia *Homoeothrichoideae* Komárek *et* Anagnostidis 1986

Filamentos y tricomas heteropolares, redondeados en la base y atenuados y terminados en un pelo fino. Vainas con un único tricoma. En la base, las células son discoidales, pero se alargan hasta que son muy largas, finas e incoloras, en pelos hialinos. Algunas especies descritas inicialmente en este género han sido transferidas a otras familias diferentes como se describe en la última revisión de este grupo taxonómico (Komárek y Anagnostidis, 2005).

La estructura de los tricomas de esta subfamilia son muy similares a otros géneros dentro del orden Oscillatoriales, pero con zonas meristemáticas que producen hormogonios en la parte apical o subapical (en la base del pelo terminal). Antiguamente se incluían dentro del orden Nostocales (Bourrelly, 1985; Geitler, 1932 y Starmach, 1980), a pesar de carecer permanentemente de heterocitos. Sin embargo, Anagnostidis y Komárek (1988) y Komárek y Kováčik (1987) la incluyeron como familia dentro del orden Oscillatoriales, precisamente por la ausencia de células especializadas (heterocitos y acinetos).

Homoeothrix (Thuret *ex* Bornet *et* Flahault) Kirchner 1898

Calothrix sect. *Homoeothrix* Thuret *ex* Bornet *et* Flahault 1886; *Leptochaete* Borzi *ex* Bornet *et* Flahault 1886, p.p.

Filamentos heteropolares generalmente solitarios y no ramificados. A veces se observan formando colonias gelatinosas o crustáceas. Raramente pueden encontrarse pseudoramificaciones. Vainas generalmente finas y estrechas que pueden estar ligeramente lameladas en la parte basal. Los tricomas son heteropolares y están redondeados en la base y se atenúan gradualmente en un pelo hialino de longitud variable, constituido por células mucho más largas que anchas. Reproducción mediante hormogonios, formados después de la desintegración de los tricomas gracias a necridios. Liberación de los hormogonios generalmente desde la parte apical (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Tradicionalmente se incluían dentro del género *Homoeothrix* todos los tricomas heteropolares con base redondeada, sin heterocitos y con un pelo hialino terminal (Geitler, 1932 y Starmach, 1980). Komárek (1965) evidenció la existencia de tres grupos diferentes dentro del antiguo género *Homoeothrix*, en referencia a sus características citomorfológicas e incluye todas las especies en los géneros *Tapinothrix* Sauvageau 1892 (subfamilia Heteroleibleinioideae) Anagnostidis *et* Komárek 1997, *Phormidiochaete* Komárek *et* Anagnostidis 2001 (subfamilia Ammatoideae (Elenkin) Anagnostidis *et* Komárek 1986 y *Homoeothrix* (Thuret *ex* Bornet *et* Flahault) Kirchner 1898.

Homoeothrix juliana (Bornet *et* Flahault) Kirchner 1898

Lyngbya juliana Meneghini 1841; *Calothrix juliana* Bornet *et* Flahault 1886; ? *Lyngbya paludinae* (Wittrock) *ex* Hansgirg 1892.

Morfología: **Filamentos** aislados, más o menos rectos excepto la parte apical que es sinuosa (figura O3). Filamentos no ramificados, de 10 – 12 μm de diámetro, en ocasiones con pseudoramificaciones simples, pero sin heterocito basal (figura O4). A veces se agrupan como se ha observado en Muga 2. **Vaina** hialina presente, bien diferenciada y abierta apicalmente, dejando descubierta la parte terminal del tricoma. **Tricomos** de 6 – 9 μm de diámetro, redondeados en la zona basal (figura O6), ligeramente constrictos a nivel de los septos y atenuados de manera gradual en la parte apical, terminando en un pelo hialino pluricelular de células cada vez más elongadas (figura O5). **Células** verdeazuladas, discoidales, de 1 - 3 μm de longitud. Se han observado necridios en algunos ejemplares de otoño e invierno en Muga 4, al igual que tricomas no acabados en un pelo hialino terminal, pero sí atenuados.

Margalef (1944, 1953) recolecta especímenes de dimensiones algo mayores, pero en las muestras de Castellón son similares a las del río Muga. Margalef (1944) refleja la atenuación de los tricomas a partir de la mitad de su longitud, característica apreciable en la mayoría de los ejemplares encontrados en este estudio. Por otro lado, Frémy (1930) y Margalef (1953) detallan células no constrictas a nivel de los tabiques celulares, observadas en algunos ejemplares del río Muga. Starmach (1980) encontró ejemplares de hasta 1 mm de longitud, con vainas incoloras tanto lameladas como no lameladas.

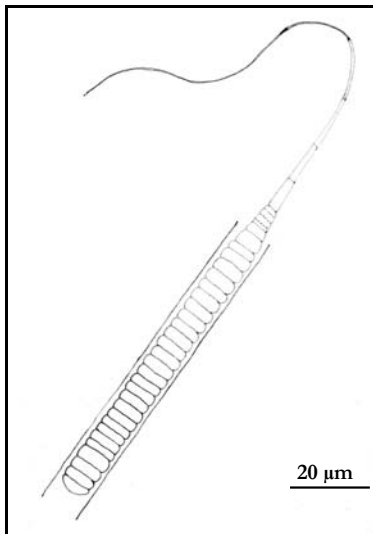


Figura O3: *Homoeothrix juliana*, detalle de los filamentos.



Figura O4: *Homoeothrix juliana*, pseudoramificación.

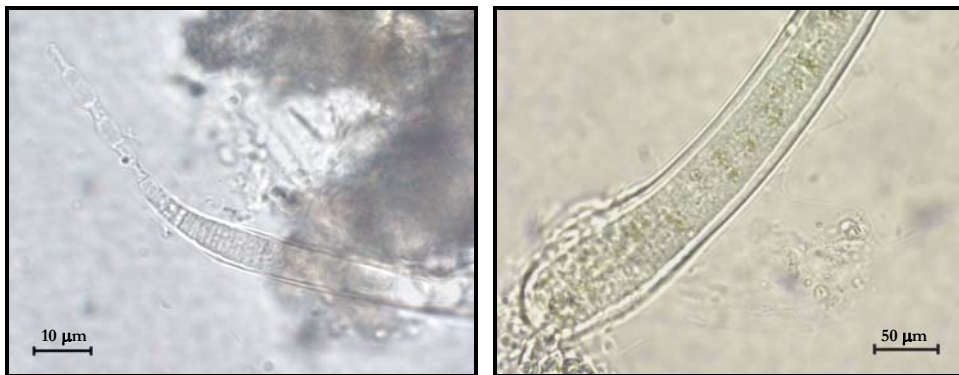
Ecología: Recolectado a temperatura inferior a 20°C y con concentraciones bajas de nutrientes, aunque es tolerante a pequeños incrementos en la concentración de nitritos y subidas puntuales de mayor grado de la concentración de nitratos. Generalmente, cuando la

Orden Oscillatoriales – Familia Oscillatoriaceae

concentración de ortofosfato aumenta ligeramente, se observa un descenso del recubrimiento de *H. juliana*. Lo mismo sucede con la relación N/P, que suele ser menor de 30 y pasado este valor, se suele observar un descenso del recubrimiento de esta especie, excepto en Muga 1.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 23,2°C; profundidad: 8 – 28 cm; velocidad: 0,009 – 0,283 m/s; caudal: 37 – 1842 l/s; pH: 7,5 – 9,7; alcalinidad: 2,2 – 4,1 meq/l; conductividad: 323 – 616 microS; O₂: 6,82 – 14,97 mg/l; calcio: 40 – 111 ppm; silicato: 41 – 176 μmol/l; nitrito: 0,04 – 2,56 μmol/l; nitrato: 2,85 – 63,58 μmol/l; ortofosfato: 0,00 – 31,72 μmol/l; fósforo total: 0,01 – 15,78 μmol/l.

Especie dulceacuícola, de aguas lólicas, limpias o ligeramente eutróficas. Raramente se observan en aguas estancadas (pantanos y en orillas de lagos), sistemas temporales o aguas termales. Es epilítica, formando penachos sobre substrato calcáreo, aunque también se han descrito en aguas pobres en calcio. Raramente son epífitas aunque se ha citado formando parte de otras colonias como *Homoeothrix crustacea* (Aboal, 1988; Frémy, 1930; Geitler, 1932; John *et al.*, 2002; Komárek y Kann, 1973; Margalef: 1944, 1953; Sabater, 1987).



Figuras O5 y O6: *Homoeothrix juliana*, zona apical y basal de los tricomas.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en todos los puntos del río Muga estudiados, a lo largo de los dos ciclos anuales. Su abundancia aumenta en primavera, verano o invierno dependiendo del punto de muestreo.

Forma parte de las colonias de *Schizothrix calcicola*, *S. lardacea*, *Rivularia biasoletiana*, *S. pulvinata* y *Calothrix fusca*.

Distribución general: Probablemente cosmopolita (Frémy, 1930; Geitler, 1932; Komárek y Kann, 1973). Citada en Cataluña a lo largo de todo el ciclo anual (Margalef, 1953; Sabater, 1987), Castellón (Margalef, 1944) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

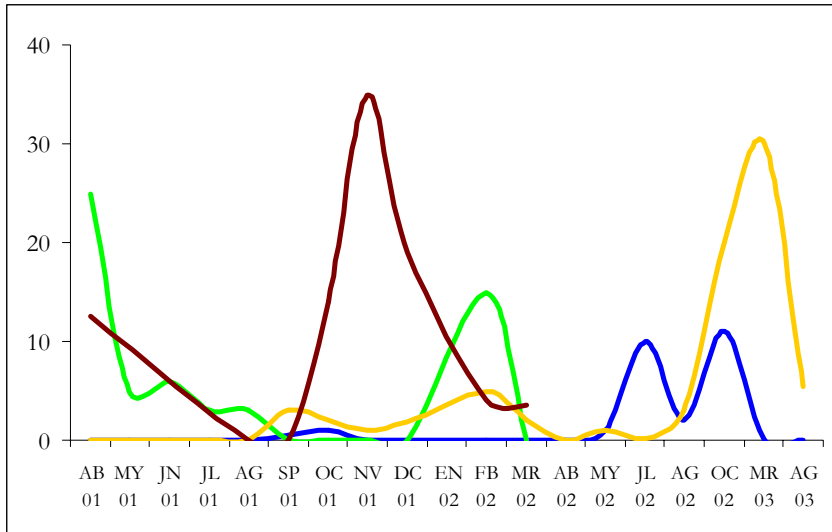
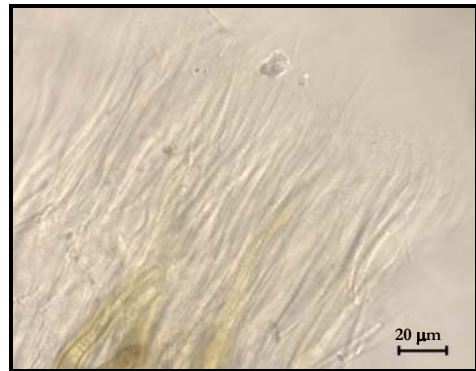
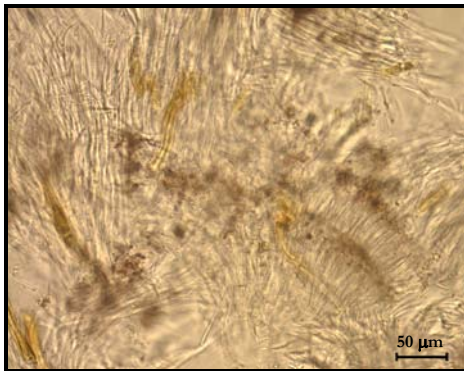


Figura O7: *Homoeothrix juliana*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Homoeothrix crustacea Voronichin 1923

Homoeothrix globulus Voronichin 1932, incl.; *Homoeothrix voronichinii* Margalef 1953; non *Homoeothrix crustacea* (Borzi) Margalef 1953.

Morfología: **Filamentos** heteropolares, dispuestos de manera radial y agrupados en colonias hemisféricas fijas al substrato y fuertemente carbonatadas (figuras O8 y O10). **Vainas** incoloras, firmes y finas, no lameladas. **Tricomas** heteropolares, de 2,2 – 2,9 μm de diámetro, atenuados apicalmente y terminados en un pelo hialino (figuras O9 y O10). **Células** verde-azuladas, isodiamétricas, o más cortas que anchas; claramente constrictas a nivel de los tabiques transversales. Se han observado hormogonios de invierno a primavera.



Figuras O8 y O9: *Homoeothrix crustacea*, detalle de las colonias.

Orden Oscillatoriales – Familia Oscillatoriaceae

John *et al.* (2002) encuentran colonias densas formadas por filamentos muy ramificados. Sin embargo, las colonias observadas en este estudio no estaban aparentemente muy ramificadas, a pesar de ser bastante densas. En su material están sólo levemente constrictos, pero en el río Muga las constricciones son muy patentes.

Komárek y Anagnostidis (2005) consideran que *H. crustacea* debe incluirse dentro del género *Tapinothrix* SAUVAGEAU 1892. Sin embargo, esperan a contar con más datos citológicos para hacer una propuesta taxonómica definitiva. Bourrelly (1985) hace referencia a los trabajos de Sauvageau donde se describe *Tapinothrix*, con filamentos terminados en un pelo gelatinoso no articulado y formado por la vaina sin tricoma.

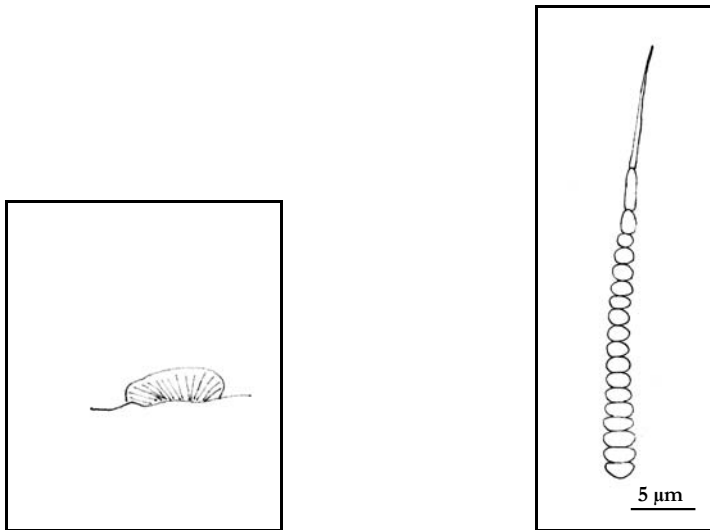


Figura O10: *Homoeothrix crustacea*, detalle de las colonias y filamentos.

Ecología: Presente siempre tras la población de Albanyà, en aguas con baja concentración de fósforo, tanto orgánico como inorgánico. Ante un incremento notable de la concentración de ortofosfato intersticial, *H. crustacea* no se detecta, volviendo a recolectarse cuando la concentración descende. Parece que con el incremento de nitrógeno aumenta el recubrimiento de la especie, sobre todo en verano. En Muga 3 suele estar presente en aguas con N/P mayor que 16, pero en Muga 4 no suele ser muy alto. Suele observarse en aguas con concentraciones de calcio mayores de 60 ppm.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 23,4°C; profundidad: 8 – 27 cm; velocidad: 0,009 – 0,174m/s; caudal: 41 – 844 l/s; pH: 8,1 – 9,7; alcalinidad: 2,7 – 3,7 meq/l; conductividad: 338 – 528 microS; O₂: 7,15 – 14,28 mg/l; calcio: 40 – 76 ppm; silicato: 41 – 176 µmol/l; nitrito: 0,05 – 2,56 µmol/l; nitrato: 4,77 – 124,17 µmol/l; ortofosfato: 0,00 – 6,28 µmol/l; fósforo total: 0,01 – 0,57 µmol/l.

Especie dulceacuícola, ampliamente distribuida en zonas calcáreas (Komárek y Anagnostidis, 2005). Epilítica en aguas lólicas, sobre sustrato rico en carbonato cálcico o con mineralización elevada (Aboal, 1988; Komárek y Kann, 1973; Komárek y

Anagnostidis, 2005; Sabater, 1987); sobre todo en pequeños riachuelos sujetos a un ligero enriquecimiento en la concentración de nutrientes, pero sin una concentración elevada de fosfato (John *et al.*, 2002). Suelen estar presentes aguas abajo de zonas dominadas por *Rivularia* y otras Rivulariaceae y desarrollarse junto a otras algas verdes como *Gongrosira incrustans* (John *et al.*, 2002).

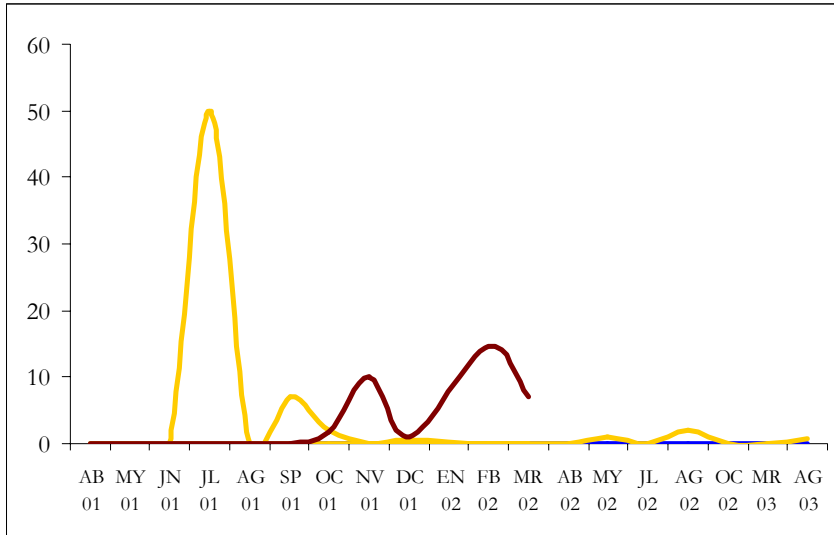


Figura O11: *Homoeothrix crustacea*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el año en las partes más bajas del área estudiada, junto a *Calothrix* y *Chamaesiphon polonicus*.

Distribución general: Ampliamente distribuida (John *et al.*, 2002). Citada en Cataluña (Margalef, 1953; Sabater, 1987) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

Orden Oscillatorialesales – Familia Phormidiaceae

Familia Phormidiaceae Anagnostidis *et* Komárek 1998

Filamentos isopolares y heteropolares, más o menos largos. Vainas ausentes o presentes, finas, firmes y generalmente abiertas en la zona apical; a menudo son incoloras aunque también se observan coloreadas. Tricomas de diámetro generalmente mayor de 4 μm , aunque también se observan ejemplares de 2 μm de diámetro. Tilacoides dispuestos radialmente. Formación de hormogonios facultativa mediante necridios (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Subfamilia Phormidioideae Anagnostidis *et* Komárek 1986

Filamentos isopolares, solitarios o formando colonias. Tricomas isopolares, más o menos cilíndricos, de 3 – 18 μm de diámetro. Pseudoramificaciones infrecuentes. Presencia de vainas facultativas, pero obligatoriamente un solo tricoma por vaina. Ocasionalmente pueden aparecer dos tricomas por vaina cuando los tricomas se ramifican. Reproducción mediante hormogonios móviles más o menos largos, originados por la fragmentación de los tricomas (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Phormidium Kützing *ex* Gomont 1892

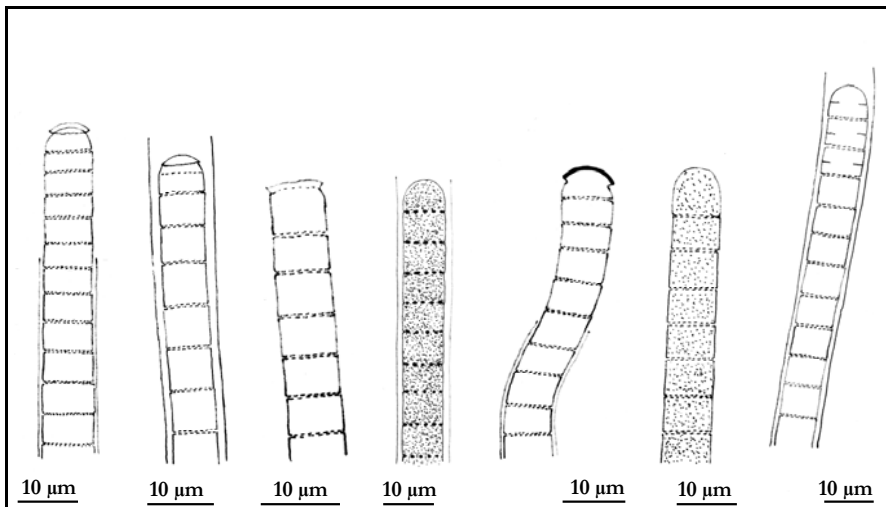
Filamentos generalmente agrupados formando tapetes más o menos finos y membranosos sobre el substrato; excepcionalmente también se observan filamentos solitarios. Filamentos sinuosos y curvos, sin pseudoramificaciones pero generalmente entrelazados unos con otros. La formación de vainas es facultativa y depende de las condiciones medioambientales. Pueden ser finas o gruesas, no lameladas. Tricomas cilíndricos, no constrictos o ligeramente constrictos, constituidos por células más o menos isodiamétricas, sin aerótopos. Morfología de la célula apical muy diversa. División celular transversal, con las células hijas alcanzando la morfología inicial antes de la siguiente división celular. Reproducción a través de hormogonios formados por desintegración de los tricomas y originados mediante necridios bicóncavos (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Hoffmann (1986) y Compère (1986) reúnen en el mismo género los géneros *Lyngbya*, *Phormidium* y *Symploca*, tal y como recomienda Bourrelly (1985). Dicho autor señala que anteriormente Thuret (1875) ya agrupó los géneros *Lyngbya* y *Phormidium*. En la última revisión taxonómica de este orden, separan ambos géneros en familias diferentes en función de la relación longitud/anchura de sus células, además de por su ultraestructura, Komárek y Anagnostidis (2005).

Komárek y Anagnostidis (2005) reflejan la dificultad de este género debido al elevado número de morfotipos y formas transitorias existentes. Dichos autores dividen el género en 8 grupos no taxonómicos basados en la morfología de la célula apical. Pero también remarcan la importancia de realizar las identificaciones en ejemplares con la parte apical bien desarrollada.

Phormidium ambiguum Gomont *ex* Gomont 1892*Lyngbya bourrellyana* Compère 1974

Morfología: Forman tapetes de color verdoso con otras especies del orden Oscillatoriales y talos epilíticos cubiertos por tapetes de Oscillatoriales. **Filamentos** rectos o poco curvados, de (6,6) 8,8 – 9,1 μm de diámetro en tapetes, con **vaina** evidente, firme e incolora en algunos ejemplares, pero en otros está íntimamente ligada a la pared de los tricomas. **Tricomas** de 3,7 – 10 μm de diámetro en talos epilíticos, generalmente sin constricción visible. **Células** verdeazuladas en tapetes y verde intenso o pálido en talos epilíticos, isodiamétricas o más cortas que anchas, de 3 – 5,6 (10) μm de longitud, con dos hileras de gránulos a nivel de los tabiques transversales. **Célula apical** redondeada con un engrosamiento distal y en ocasiones con caliptra (figuras O12 – O16). A veces está ligeramente capitada.

Figuras O12 y O13: *Phormidium ambiguum*, detalle de los filamentos.Figura O14: *Phormidium ambiguum*, detalle de los filamentos.

Orden Oscillatorialesales – Familia Phormidiaceae

Komárek y Anagnostidis (2005) no consideran la presencia de caliptra, pero sí de un ligero engrosamiento de la pared de la célula apical. Además, el tamaño de los filamentos y los tricomas es algo menor que los ejemplares recolectados en el río Muga, pero más coincidentes con la variedad *major* Lemmermann 1910, de ecología diferente (Geitler, 1932; Komárek y Anagnostidis, 2005).

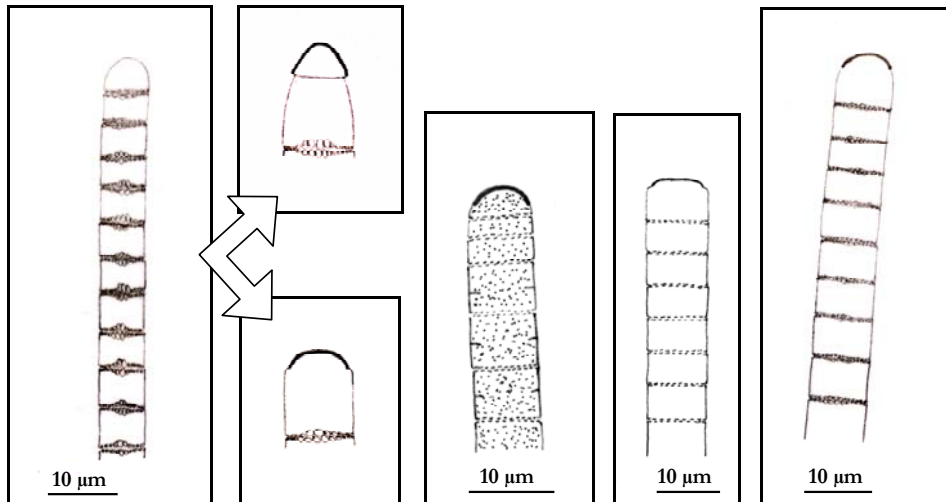


Figura O15: *Phormidium ambiguum*, detalle de los tricomas.

Ecología: Presente en aguas pobres en nutrientes (fósforo y nitrógeno), con valores N/P menores de 16, aunque a veces el recubrimiento disminuye cuando la proporción es algo más elevada, pero siempre menor de 45. Tolerante a concentraciones de nitrato superficial mayores de $50 \mu\text{mol/l}$, pero que a nivel intersticial no supera $15 \mu\text{mol/l}$, así como a incrementos puntuales de la concentración intersticial de ortofosfato ($31,72 \mu\text{mol/l}$).



Figura O16: *Phormidium ambiguum*, detalle de los tricomas.

Condiciones ambientales:
 temperatura: $4,6 - 26,6^\circ\text{C}$; profundidad: $2 - 28 \text{ cm}$; velocidad: $0,009 - 0,283 \text{ m/s}$;
 caudal: $26 - 1.850 \text{ l/s}$; pH: $7,2 - 9,7$;
 alcalinidad: $2,9 - 4,1 \text{ meq/l}$;
 conductividad: $360 - 602 \text{ microS}$; O_2 :
 $6,99 - 16,36 \text{ mg/l}$; calcio: $43 - 87 \text{ ppm}$;
 silicato: $41 - 167 \mu\text{mol/l}$; nitrito: $0,04 - 2,56 \mu\text{mol/l}$;
 nitrato: $2,85 - 57,34 \mu\text{mol/l}$;
 ortofosfato: $0,00 - 31,72 \mu\text{mol/l}$;
 fósforo total: $0,21 - 2,63 \mu\text{mol/l}$.

Especie dulceacuícola, bentónica, perilitica y a veces epifítica, incluso en ambientes subaéreos (Frèmy, 1930; Geitler, 1932; Hoffmann, 1986; Komárek y Anagnostidis, 2005). Especie tolerante a contaminación moderada (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el tramo estudiado, pero de manera puntual y no muy abundante, aunque con menor presencia durante la época invernal. Acompañada por *Microcoleus subtorulosus*, *Leptolyngbya perforans* y *Phormidium irriguum*.

Distribución general: Posiblemente cosmopolita, mayoritariamente en zonas templadas (Compère, 1986; Frèmy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 2005). Citada en Cataluña (Llimona *et al.*, 1985).

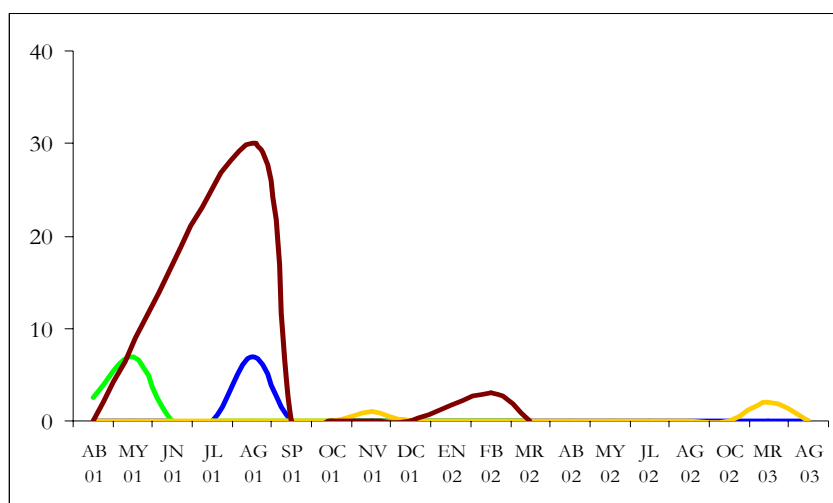


Figura O17: *Phormidium ambiguum*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Orden Oscillatorialesales – Familia Phormidiaceae

Phormidium favosum Gomont *ex* Gomont 1892

Lyngbya favosa (Gomont) Thérézien *et* Couté 1977; *Lyngbya autumnalis* (Gomont) Senna 1983 (p.p.); *Phormidium favosum* var. *spirale* Lemmermann 1910 *incl.*; *Phormidium favosum* f. *spirale* (Lemmermann) Elenking 1949

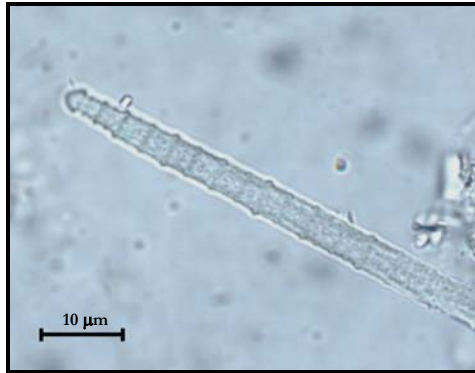


Figura O18: *Phormidium favosum*, detalle de los tricomas.

Morfología: **Filamentos** largos y rectos o sinuosos, de 13,2 μm de diámetro, dispuestos en un tapete, con incrustaciones de carbonato cálcico y con **vaina** bien definida e incolora, íntimamente ligada al tricoma. A veces se observan filamentos asociados, pero cada tricoma sigue teniendo su propia **vaina** individual y abierta apicalmente. **Tricomas** de 4,4 – 7,3 μm de diámetro, no constrictos y atenuados apicalmente. **Células** verdeazuladas, más cortas que anchas, de 5 μm de longitud aproximadamente, ocasionalmente con gránulos dispuestos en doble hilera a nivel de los tabiques celulares. **Célula**

apical capitada y con caliptra (figuras O18 y O19).

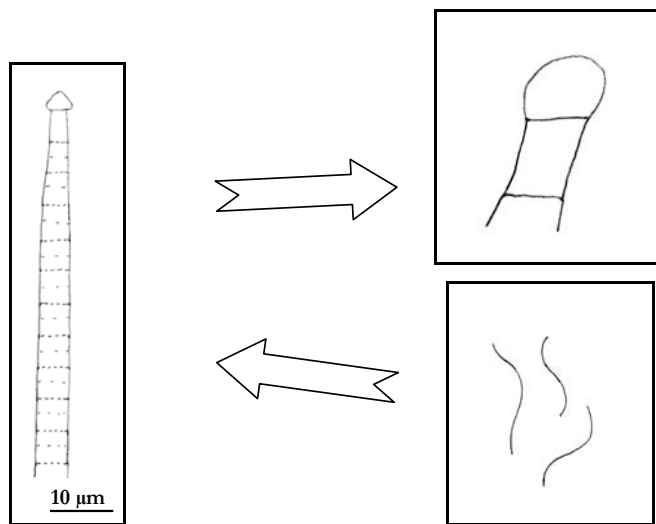


Figura O19: *Phormidium favosum*, detalle de los tricomas y la parte apical.

Ecología: Presente en aguas con bajas concentraciones de nutrientes y tolerante a leves aumentos de fósforo total y ortofosfato a nivel intersticial. siempre con concentraciones de nitrito menores de 1 $\mu\text{mol/l}$ y de nitratos menores de 15 $\mu\text{mol/l}$, aunque a veces llega a 26,63 $\mu\text{mol/l}$.

Condiciones ambientales: temperatura: 9,5 – 26,6 °C; profundidad: 10 – 28 cm; velocidad: 0,068 – 0,238 m/s; caudal: 63 – 4750 l/s; pH: 7,5 – 8,9; alcalinidad: 2,1 – 4,1 meq/l; conductividad: 323 – 552 microS; O₂: 7,05 – 16,36 mg/l; calcio: 44 – 84 ppm; silicato: 71 – 160 μmol/l; nitrito: 0,05 – 0,71 μmol/l; nitrato: 3,78 – 26,63 μmol/l; ortofosfato: 0,01 – 31,72 μmol/l; fósforo total: 0,07 – 15,78 μmol/l.

Especie dulceacuícola, bentónica de aguas frías: ríos y cataratas (Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 2005). A veces puede penetrar en el sustrato en arroyos de aguas duras (John *et al.*, 2002). También se ha citado en aguas termales, pero según Komárek y Anagnostidis (2005) estos datos deben ser revisados. Margalef (1953) describe esta especie en acequias con poca agua corriente.

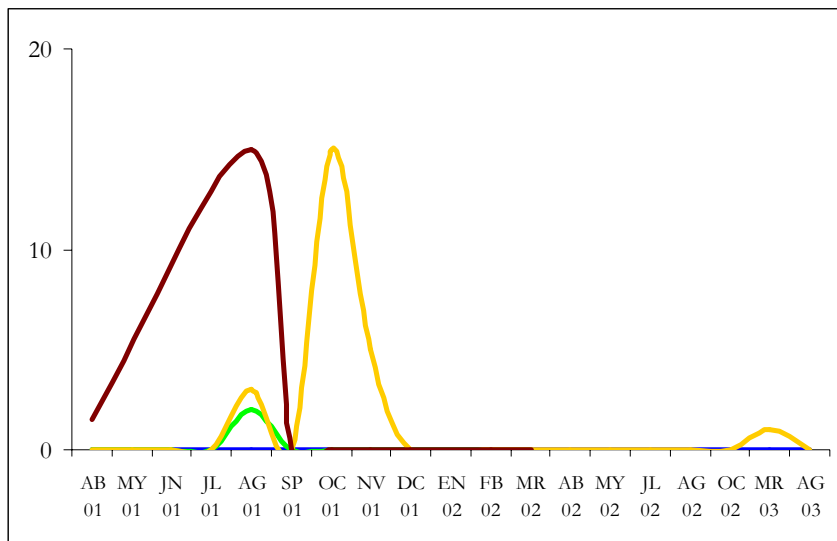


Figura O20: *Phormidium favosum*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el tramo estudiado, excepto en Muga 1, con máximos otoñales, sobre todo en Muga 3. En Muga 2 es mucho menos abundante.

Suele observarse formando tapetes con *Phormidium retzii*, pero también se han encontrado de manera aislada.

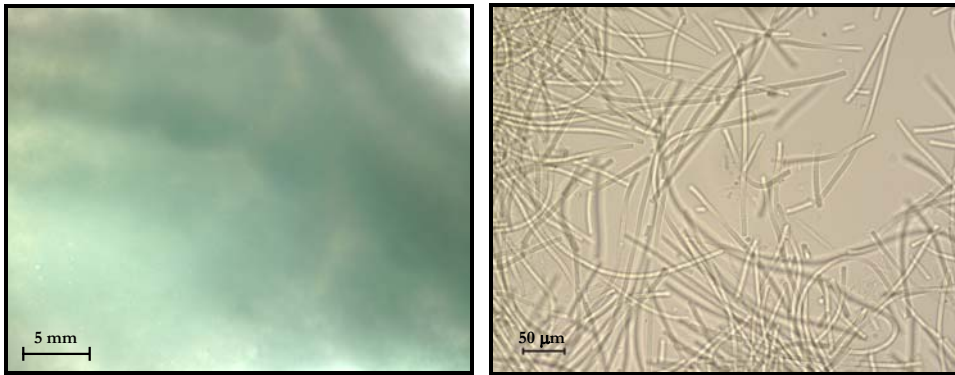
Distribución general: Cosmopolita (Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 2005). Citada en Cataluña (Margalef, 1953).

Orden Oscillatoriales – Familia Phormidiaceae

Phormidium retzii (Agardh) Gomont *ex* Gomont 1892

Lyngbya retzii [Kützing] Hansgirg 1892; *Phormidium retzii* f. *rupestris* [Kützing] Gomont 1892 incl., *Phormidium retzii* f. *fasciculata* Gomont 1892 incl., *Phormidium retzii* f. *sensu* Geitler in Geitler et Ruttner 1935; *Phormidium retzii* f. *major* Parukutty 1940 (?).

Morfología: Filamentos más o menos rectos dispuestos en tapetes verde-azulados o azul negruzcos, bentónicos, mucilaginosos, finos o en estratos, sobre las rocas o vegetales (figura O21). Filamentos no atenuados apicalmente. **Vaina** fina e incolora, a veces difluente (figuras O22 y O23). **Tricomas** de (3) 5,1 – 6,5 μm de diámetro, ligeramente constrictos (figura O24). **Células** verdeazuladas, más o menos isodiamétricas o más largas que anchas, de (3) 5 – 8 μm de longitud, con gránulos intracelulares (Muga 2, julio 2001). **Célula apical** redondeada o truncada, generalmente sin engrosamiento apical, ni caliptra. Se ha observado la formación de necridios.



Figuras O21 y O22: *Phormidium retzii*, vista de los tapetes (16 aumentos) y disposición de los filamentos.

Komárek y Anagnostidis (2005) describen, consideran la célula apical obtusa, redondeada o truncada como el principal carácter diagnóstico. Margalef (1953) cita tricomas no constrictos a nivel de los tabiques celulares.

Ecología: Presente en aguas pobres en nutrientes, aunque es tolerante a leves incrementos de la concentración de fósforo y nitrógeno. Ante aguas con concentraciones de nitrato altas, pero menores de 70 $\mu\text{mol/l}$, el recubrimiento de *P. retzii* aumenta y desaparece en aguas de más de 120 $\mu\text{mol/l}$, volviendo a aparecer el tapete cuando la concentración disminuye. La relación N/P es bastante variable, *P. retzii* es dominante tanto en aguas con N/P menor que 16 como cercanos a 100.

Los máximos recubrimientos se observan generalmente en aguas de temperatura mayor a 15°C. No se distingue una tendencia clara con respecto a la velocidad de corriente y caudal, pero sí se ha observado una mayor presencia en las zonas de mayor corriente dentro del “surber” muestreado, sobre todo en épocas de menor caudal, colocándose en los bordes de los cantos y bloques.

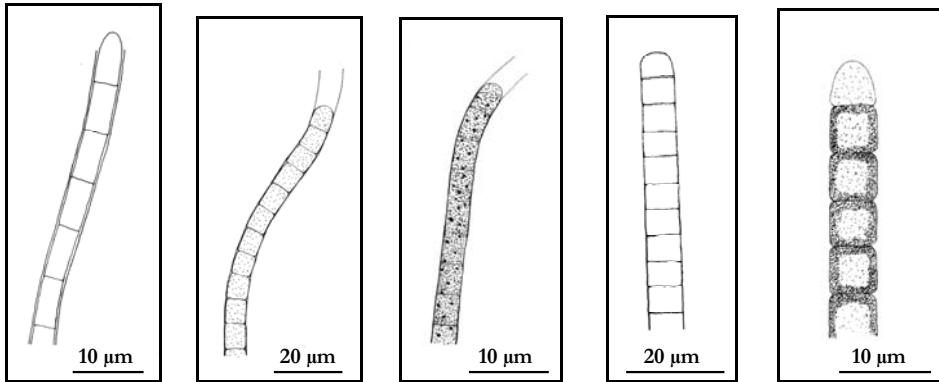


Figura O23: *Phormidium retzii*, detalle de los filamentos y zona apical.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 26,6°C; profundidad: 8 – 28 cm; velocidad: 0,009 – 0,238 m/s; caudal: 26 – 1850 l/s; pH: 7,2 – 9,7; alcalinidad: 2,1 – 4,1 meq/l; conductividad: 318 – 616 microS; O₂: 6,82 – 16,36 mg/l; calcio: 44 – 111 ppm; silicato: 41 – 176 µmol/l; nitrito: 0,05 – 3,55 µmol/l; nitrato: 3,78 – 63,58 µmol/l; ortofosfato: 0,01 – 31,72 µmol/l; fósforo total: 0,07 – 2,63 µmol/l.

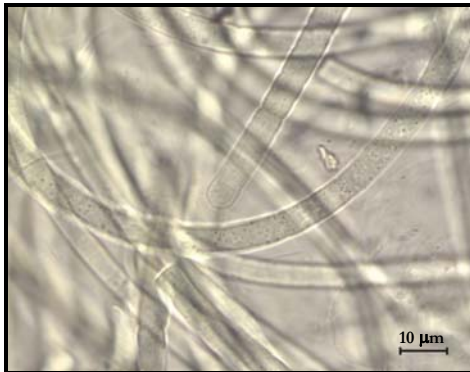


Figura O24: *Phormidium retzii*, detalle de los tricomas.

en ríos de aguas más calientes pero no muy contaminadas que según Komárek y Anagnostidis (2005) deben ser revisadas.

Especie dulceacuícola, bentónica sobre cantos, rocas o madera sumergidas, estenoterma de aguas frías corrientes lóxicas o estancadas de poca profundidad, arroyos y fuentes, mares y estanques. Suele encontrarse en regiones nórdicas o en áreas montañosas, en las zonas altas de ríos y arroyos, en aguas alcalinas. También se ha citado en aguas salobres y en aguas contaminadas (Frémy, 1930; Aboal, 1988; John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 2005). Sabater (1987) la cita en áreas de la cabecera silícea del río Ter, siempre acompañadas de *P. autumnale*. En áreas tropicales se han observado poblaciones

Orden Oscillatoriales – Familia Phormidiaceae

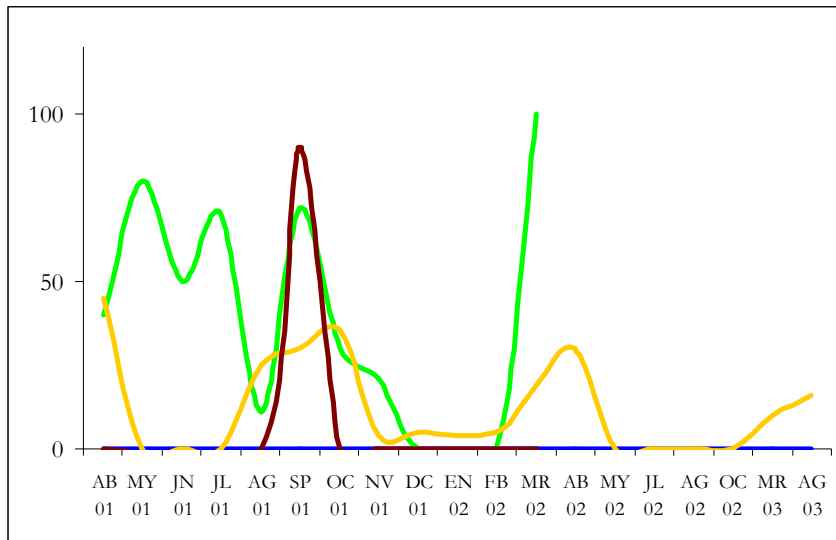


Figura O25: *Phormidium retzii*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Distribución en el tramo estudiado: Presente y abundante en casi todo el tramo estudiado, sobre todo en zonas de pequeños saltos de agua. Se han observado dos picos de recubrimiento en otoño y en primavera y un claro descenso en invierno.

Se ha observado acompañada por filamentos de otras Oscillatoriales o incluso por cianofíceas cocales.

Distribución general: Cosmopolita (Frémy, 1930; Geitler, 1932; Komárek y Anagnostidis, 2005). Citada en Cataluña (Sabater, 1987) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

Phormidium uncinatum Gomont ex Gomont 1892.

Lyngbya uncinata (Gomont) Compère 1980.

Morfología: **Filamentos** formando tapetes, sin **vainas** aparentes. **Tricomas** atenuados apicalmente y curvos. Tricomas de 5 – 6,6 μm de diámetro, no constrictos. **Células** verdeazuladas, más cortas que anchas, de 3,5 – 4 μm de longitud, con dos hileras de pequeños gránulos a nivel de los tabiques transversales. **Célula apical** capitada y con calíptra que a veces observa colonizada de bacterias (figuras O26 – O29).

Ecología: Presente en aguas pobres en nutrientes y N/P menor de 16.

Condiciones ambientales: caudal: 1.850 l/s; alcalinidad: 2,4 meq/l; calcio: 44 ppm; silicato: 79 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,00 – 0,60 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 6,20 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,00 – 0,01 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,38 $\mu\text{mol/l}$.



Figuras O26 y O27: *Phormidium uncinatum*, detalle de los tricomas.

Especie dulceacuícola en aguas lólicas y leníticas. Citada en corrientes de agua dulce alcalina, formando masas laminosas con incrustación de carbonatos por zonas, dándole un aspecto característico (Aboal, 1988). En arroyos temporales, sobre piedras sumergidas en aguas corrientes, donde forman cubiertas verdes, con fascículos de filamentos libremente extendidos en la corriente (Margalef, 1953).

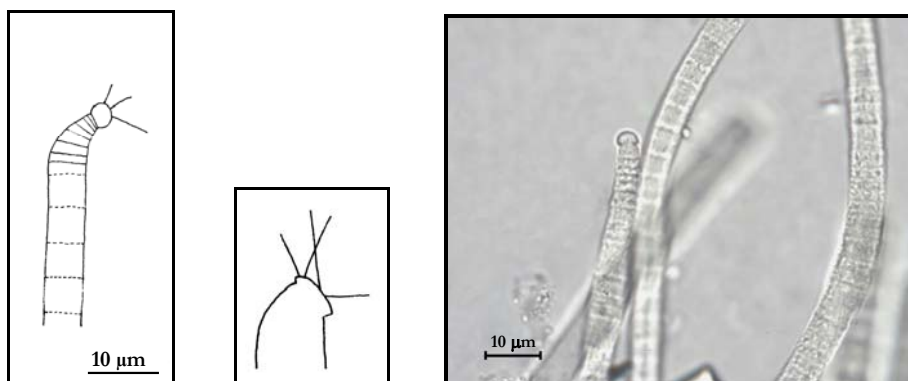


Figura O28: *Phormidium uncinatum*, detalle de los tricomas y parte apical.

Figura O29: *Phormidium uncinatum*, detalle de los tricomas.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en Muga 4, de manera puntual, pero bastante abundante a finales de agosto, en tapetes junto a *Phormidium retzii*.

Distribución general: Cosmopolita (Frémy, 1930). Citada en Cataluña (Margalef, 1953) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

Orden Oscillatoriales – Familia Phormidiaceae

Subfamilia Microcoleoideae Hansgirg 1892

Hormogoneae subfam. *Homocystoideae* tribus *Vaginariae* Gomont *ex* Gomont 1892; *Microcoleae* Fori 1907.

Tapetes finos o compactos, colonias estratificadas o incrustantes. Filamentos más o menos isopolares. Vainas finas, homogéneas, amplias, con varios tricomas isopolares más o menos fasciculados en su interior. Tricomas cilíndricos. Reproducción a través de hormogonios largos producidos por fragmentación de los tricomas (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Microcoleus Desmazières *ex* Gomont 1892

Filamentos solitarios o formando tapetes sobre el sustrato, constituidos por varios tricomas por vaina, dispuestos densa y paralelamente. Vaina abierta en la parte apical y sin constricciones perpendiculares, generalmente amplia e hialina, a veces es difluente en ejemplares más antiguos. Células más o menos cilíndricas o casi isodiamétricas. Contenido celular granuloso. Reproducción a través de hormogonios formados por desintegración de los tricomas (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Microcoleus lacustris (Rabenhorst) Farlow *ex* Gomont 1892

Microcoleus brasiliensis Borge 1925? incl.

Morfología: **Filamentos** formando tapetes de color verdoso, con 2 – 10 tricomas por vaina. **Vaina** fina e incolora pero evidente, ligeramente atenuada en la parte apical, pero nunca cerrada ni terminada en punta (figuras O30, O33 y O34). **Tricomas** de 2,2 – 5,6 μm de diámetro, no o levemente constrictos. **Células** verdeazuladas, más o menos isodiamétricas, más largas que anchas, de 5,6 – 7,4 μm de longitud (figura O30). A veces, contenido celular bastante vacuolado (figura O31). **Célula apical** redondeada o ligeramente cónica, sin engrosamiento apical, a veces capitada (figura O32).

La descripción recogida por Komárek y Anagnostidis (2005), no recoge ejemplares capitados como los encontrados en el río Muga, a pesar de no ser muy abundante esta característica.

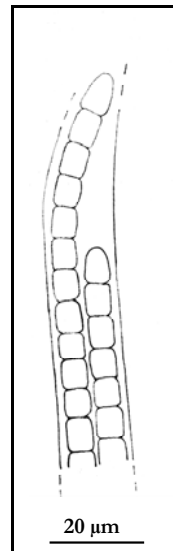


Figura O30: *Microcoleus lacustris*, detalle de los filamentos.

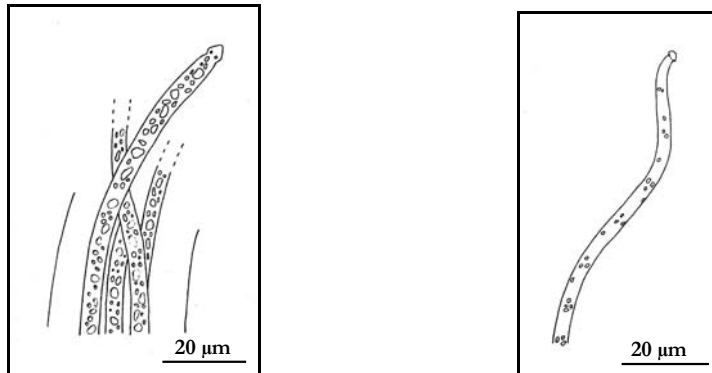


Figura O31: *Microcoleus lacustris*, detalle de los filamentos y tricomas.

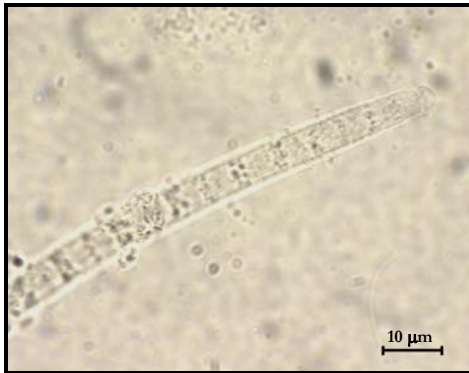


Figura O32: *Microcoleus lacustris*, detalle de los tricomas.

Ecología: Presente en aguas pobres en nutrientes y de velocidad de corriente más elevada, pero tolerante a aumentos de la concentración leves y destacables, siempre puntuales, con N/P bastante variable, menor de 16 e incluso llegar a 748 y en Muga 4 con concentraciones de nutrientes bajas con concentraciones de fósforo total de 0,008 $\mu\text{mol/l}$.

Condiciones ambientales:
 temperatura: 5,0 – 20,7°C; profundidad:
 11 – 30 cm; velocidad: 0,013 – 0,283
 m/s; caudal: 42 – 606 l/s; pH: 8,0 – 8,9;
 alcalinidad: 2,8 – 3,9 meq/l; conductividad: 353 – 616 microS; O₂: 6,99 – 12,85 mg/l;
 calcio: 47 – 111 ppm; silicato: 61 – 156 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,04 – 1,88 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 2,85 –
 122,93 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,00 – 2,74 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,01 – 2,63 $\mu\text{mol/l}$.

Especies dulceacuícola, bentónica en los márgenes de aguas leníticas y cursos de aguas alcalinas, con ligera tendencia a la eutrofia (Aboal, 1988; Frémy, 1930; John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 2005).

Orden Oscillatoriales – Familia Phormidiaceae



Figuras O33 y O34: *Microcoleus lacustris*, detalle de los filamentos y tricomas.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en Muga 1 y Muga 2 a finales de la época invernal, en primavera y puntualmente durante la época estival. En Muga 4 también se observa a finales de la época estival.

Presente en tapetes dominados por *Phormidium retzii*, junto a *P. ambiguum*, *Schizothrix calcicola*, *S. lardacea*, colonias de *Rivularia biasolettiana*, *Calothrix fusca*, *Leptolyngbya mucicola*, y *Merismopedia punctata*.

Distribución general: En Europa Central, Estados Unidos, África y Brasil (Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 2005). Citada en Cataluña (Llimona *et al.*, 1985) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

Microcoleus vaginatus Gomont *ex* Gomont 1892

[*Oscillatoria vaginata* Vaucher 1803]; *Microcoleus vaginatus* var. *vaucheri* Gomont 1892 incl.; *Microcoleus terrestris* var. *vaucheri* (Kützing) *ex* Kirchner *sensu* Hansgirg 1892; *Microcoleus vaginatus* var. *monticola* Gomont 1892; *Microcoleus annulatus* Frisch *et* Rich 1924?; *Microcoleus vaginatus* f. *annulatus* Geitler *ex* Elenkin 1949?

Morfología: **Filamentos** formando tapetes de color verdoso, con 1 – 3 tricomas por vaina. Vaina fina e incolora, no cerrada apicalmente (figura O35). **Tricomas** de 5 – 6,1 µm de diámetro, no o levemente constrictos. **Células** verdeazuladas, pálidas, más cortas que anchas, de 3 – 4 µm de longitud, con dos hileras de gránulos a nivel de los tabiques transversales (figura O36). **Célula apical**, ligeramente capitada y con caliptra (figura O35).

Ecología: Presente en aguas de temperatura superior a 25°C y bajo caudal propios de la época estival, pobres en nutrientes, a pesar de las altas concentraciones registradas en el muestreo anterior.

Condiciones ambientales: temperatura: 20,2°C; profundidad: 10 cm; velocidad: 0,068 m/s; caudal: 63 l/s; pH: 8,5; alcalinidad: 2,4 meq/l; conductividad: 552 microS; O₂: 12,90 mg/l; calcio: 84 ppm; silicato: 140 – 145 µmol/l; nitrito: 0,10 – 0,11 µmol/l; nitrato: 7,67 µmol/l; ortofosfato: 0,04 – 0,05 µmol/l; fósforo total: 0,362 µmol/l.

Especie aerofítica sobre material calcáreo y cascadas, suelos desérticos, márgenes de lagos, a veces sumergida en aguas lóaticas o leníticas y raramente marinas o zonas litorales. Generalmente en localidades contaminadas y a veces junto a otras cianoprocariotas formando masas del tipo *Phormidium* (Aboal, 1988; Frémy, 1930; John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 2005).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada puntualmente y de manera poco abundante en Muga 2 durante la época estival, solitarios en tapetes bentónicos del río Muga.

Distribución general: Ampliamente distribuida por zonas templadas y tropicales, posiblemente cosmopolita (Compère, 1986; Frémy, 1930; Komárek y Anagnostidis, 2005). Citada en Cataluña (Llimona *et al.*, 1985) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).



Figuras O35 y O36: *Microcoleus vaginatus*.

Orden Oscillatoriales – Familia Schizotrichaceae

Familia Schizotrichaceae Elenkin 1934

Syn.: subfam. Schizotrichoideae Forti [sub “subfam. Schizotricheae”].

Tapetes estratificados o crustáceos gelatinosos. Filamentos generalmente heteropolares, simples o pseudoramificados. Vainas generalmente amplias, cerradas o abiertas en la parte apical, incoloras o pigmentadas. Varios tricomas inmóviles e isopolares por vaina; un solo tricoma por vaina, facultativo. Tricomas uniseriados, isopolares, rectos o sinuosos, finos, generalmente con células más largas que anchas. Aerótopos ausentes. Capacidad de división celular en todas las células, que alcanzan su tamaño original antes de la siguiente división celular. Reproducción a través de hormogonios tras la desintegración de la parte terminal de los tricomas mediante necridios (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Schizothrix Kützing *ex* Gomont 1892

Hypheothrix Kützing 1843, *Schizothrix* sect. *Hypheothrix* Gomont 1890, *Schizothrix* subg. *Hypheothrix* Gomont 1892, incl.; *Schizothrix* sect. *Chromosiphon* Gomont 1890, *Schizothrix* subg. *Chromosiphon* Gomont 1892, incl.; [*Inactis* Kützing 1843] *ex* Hansgirg, *Schizothrix* subg. *Inactis* Thuret 1875 *ex* Gomont 1892, *Schizothrix* sect. *Inactis* Geitler 1932, *incl.*

Filamentos solitarios o agrupados en colonias de diferente morfología. Las especies con haces erguidos están vinculadas a ambientes acuáticos o húmedos durante un periodo largo de tiempo. Las especies calcificadas suelen estar sumergidas mientras que las no calcificadas no. Filamentos generalmente largos, curvados, densamente agregados y pseudoramificados. Vainas amplias y gruesas, incoloras o pigmentadas, atenuadas hacia la parte terminal donde se cierran. Varios tricomas por vaina en la parte basal y un solo tricoma en la parte apical. A veces, los tricomas tienen vaina individual, fina y firme dentro de la vaina común. Células generalmente más largas que anchas, pero también isodiamétricas (John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 2005).

Este género es bastante heterogéneo y ha sido subdividido en varios subgéneros. (Geitler, 1932 y Frémy, 1930), donde diferencia cuatro subgéneros diferentes según su disposición espacial. Algunos de estos subgéneros han sido omitidos en la última revisión taxonómica realizada por Komárek y Anagnostidis (2005) ya que las especies tipo pertenecen a otro orden diferente. Komárek y Anagnostidis (2005) reconocen sólo dos subgéneros, *Schizothrix* e *Inactis*.

Subgénero *Schizothrix* Komárek *et* Anagnostidis 2005

Talos inicialmente microscópicos que se desarrollan formando tapetes blandos, finos y membranosos, esparcidos o muy pseudoramificados, generalmente fijados al sustrato por un extremo. Talos no incrustados, raramente planctónicos o en el mucílago de otras algas. Filamentos heteropolares formados por uno o más tricomas isopolares, contenidos en una vaina común bastante amplia que se atenúa o se cierra apicalmente. Tricomas de diámetro mayor de 3 μm , provistos de una vaina individual además de la vaina común (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Schizothrix calcicola Gomont 1892

[*Oscillatoria calcicola* Agardh 1812, *Leptothrix calcicola* [Agardh] Kützing 1943, *Lynghya calcicola* [Agardh] ex Hansgirg 1892]; *Schizothrix calcicola* var. *symplociformis* Hansgirg 1892, *incl.*

Morfología: Filamentos dispuestos irregularmente formando un talo mucilaginoso, no incrustado (figura O38). Filamentos con 1 – 2 (3) tricomas por vaina, paralelos y a veces ligeramente curvados (figura O37). **Vainas** incoloras y apicalmente cerradas y acuminadas. **Tricomas** de 0,7 – 1,5 (2) μm de diámetro, de color verde-azulado pálido, constrictos. **Células** más largas que anchas, de (1) 2 – 4,4 μm de longitud, generalmente con un gránulo a ambos lados de los septos. **Célula apical** redondeada.

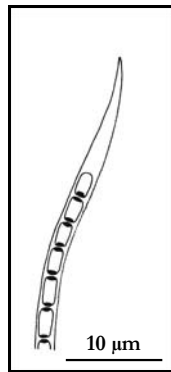


Figura O37: *Schizothrix calcicola*, detalle de los filamentos y tricomas.

Se corresponde exactamente a la descripción de Geitler (1932) y de Komárek y Anagnostidis (2005). John *et al.* (2005) difieren en su concepto de la especie, al considerarla constituida por tricomas no constreñidos. Gomont (1892) describió esta especie carbonatada e incrustante.

Ecología: Presente en aguas pobres en nutrientes, pero tolerante a incrementos de la concentración de nitrógeno y fósforo, con valores de N/P menores de 16 y muy elevados (787). Generalmente, un incremento de la concentración de nitritos en el agua conlleva un aumento del recubrimiento.

Condiciones ambientales:
 temperatura: 4,6 – 23,2°C; profundidad:
 10 – 30 cm; velocidad: 0,009 – 0,219
 m/s; caudal: 26 – 844 l/s; pH: 7,2 – 9,1;
 alcalinidad: 2,1 – 3,9 meq/l;
 conductividad: 338 – 616 microS; O₂:
 6,82 – 13,53 mg/l; calcio: 40 – 111 ppm;
 silicato: 41 – 165 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,05 –
 2,56 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 3,78 – 122,93
 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,00 – 31,72
 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,10 –
 2,63 $\mu\text{mol/l}$.



Figura O38: *Schizothrix calcicola*, disposición y detalle de los filamentos.

Orden Oscillatoriales – Familia Schizotrichaceae

Especie subaerofítica y epilítica en rozas húmedas y mojadas, en charcas rocosas temporales y cascadas, paredes mojadas y en aguas termales. Incluso se ha observado penetrando en rocas calcáreas poco duras (Geitler, 1932; John *et al.*, 2005; Komárek y Anagnostidis, 2005).

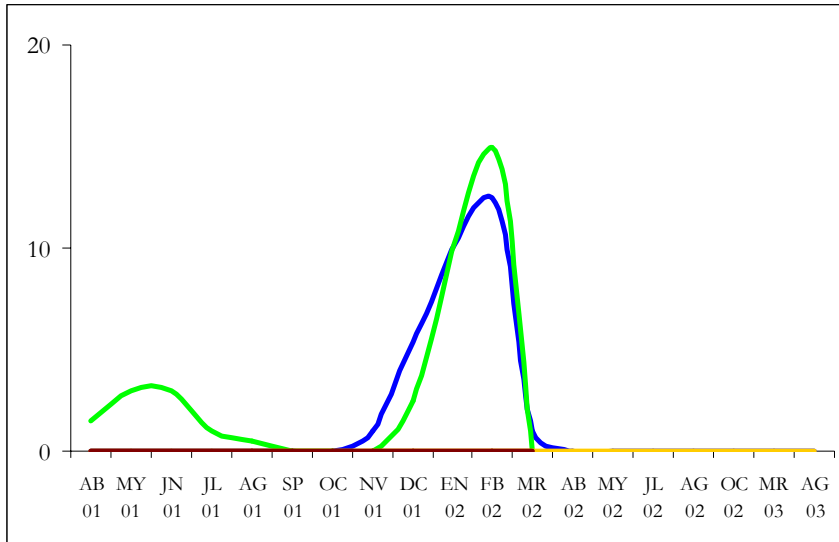


Figura O39: *Schizothrix calcicola*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el tramo estudiado, pero más abundante en los puntos sin influencia urbana. En Muga 2 se ha encontrado a lo largo de todo el ciclo anual, mientras que en Muga 1 no se observaron en los meses cálidos. Los máximos en ambos puntos se produjeron durante la época invernal: a finales de enero en Muga 1 y a finales de febrero en Muga 2. En los puntos con influencia urbana su presencia es solo puntual.

Junto a *Rivularia biasolettiana*, *Scytonema myochrous*, *Phormidium retzii* y *Homoeothrix juliana*.

Distribución general: Probablemente cosmopolita y ampliamente distribuida en Europa (Geitler, 1932; John *et al.*, 2005; Komárek y Anagnostidis, 2005). Citada en Cataluña (Llimona *et al.*, 1985).

Schizothrix lardacea Gomont 1892*Lyngbya rufescens* [Kützinger] Kirchner ex Hansgirg 1892 ?

Morfología: **Filamentos** dispuestos irregularmente formando un talo mucilaginoso, no incrustado. Filamentos de 10 – 11 μm de diámetro, generalmente con 1 – 3 (5) tricomas por vaina (figura O40). **Vainas** amplias, incoloras y apicalmente cerradas y acuminadas. **Tricomas** de 1,1 – 2,9 μm de diámetro, de color verde-azulado pálido, no o levemente constrictos. **Células** más largas que anchas, de (2,9) 4,4 – 5,9 μm de longitud. **Célula apical** cilíndrica con el ápice redondeada o ligeramente cónica.

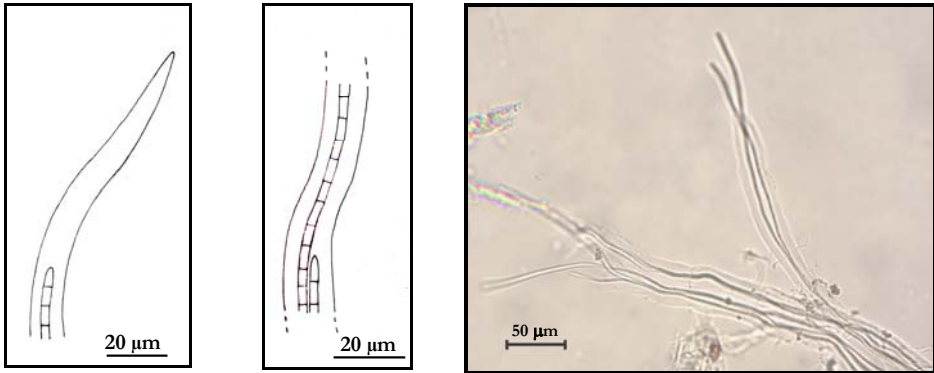


Figura O40: *Schizothrix lardacea* detalle de los filamentos y tricomas.

Komárek y Anagnostidis (2005) y Starmach (1966) describen células más cortas, pero siempre células más largas que anchas. Gomont (1892) sinonimiza esta especie con *Schizothrix coriacea*. En la “Flora de las Islas Británicas” se considera junto a *S. coriacea* (John *et al.*, 2002), pero Komárek y Anagnostidis (2005) las consideran taxones diferentes.

Ecología: Presente en aguas pobres en nutrientes, pero tolerante a leves incrementos así como subidas puntuales elevadas.

Condiciones ambientales: temperatura: 5,0 – 23,3°C; profundidad: 8 – 30 cm; velocidad: 0,023 – 0,283 m/s; caudal: 33 – 606 l/s; pH: 7,8 – 9,1; alcalinidad: 2,1 – 3,9 meq/l; conductividad: 323 – 578 microS; O₂: 6,99 – 12,85 mg/l; calcio: 42 – 109 ppm; silicato: 72 – 165 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,04 – 3,55 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 2,49 – 122,93 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,01 – 2,74 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,10 – 15,78 $\mu\text{mol/l}$.

El material estudiado corresponde ecológicamente con el observado por diversos autores. Especie subaerofítica y bentónica en suelos húmedos y rocas de pequeños arroyos con corriente variable (Llimona *et al.*, 1985; John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 2005). Según John *et al.* (2002) es una especie característica de ambientes calcáreos, sobre superficies mojadas intermitentemente. A veces forma un tapete bentónico en arroyos con *Rivularia*, con presencia de restos de filamentos de colonias de *Rivularia*. *Schizothrix* generalmente no calcifica en arroyos donde *Rivularia* está ligeramente calcificada. También

Orden Oscillatoriales – Familia Schizotrichaceae

se ha citado en aguas salobres (Geitler, 1932), pero éstas necesitan revisión (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada de manera más abundante en la cabecera y con presencia casi constante a lo largo de todo el año.

Aparece en la base de las colonias de *Rivularia biasolettiana* y *Tolypothrix distorta* var. *penicillata*.

Distribución general: Cosmopolita (Frémy, 1930; Geitler, 1932). Citada en Cataluña (Llimona *et al.*, 1985).

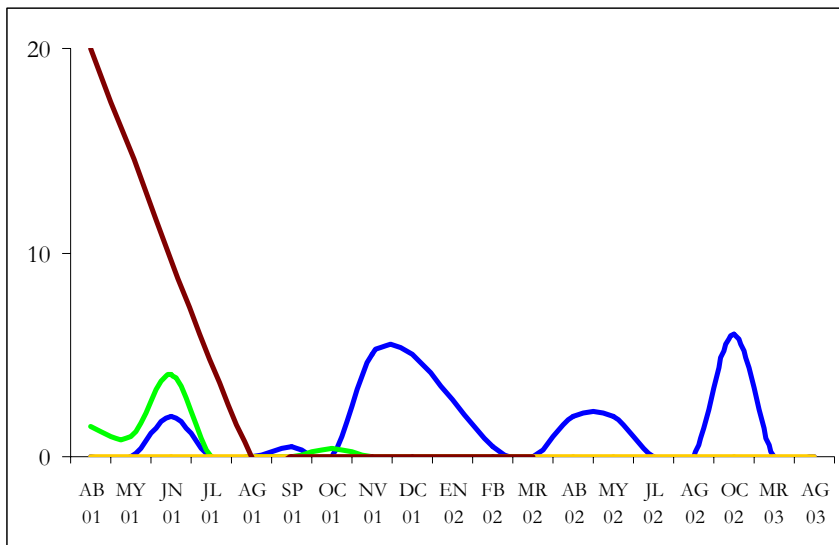
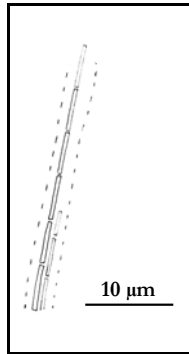


Figura O41: *Schizothrix lardacea*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Schizothrix cf. delicatissima

Morfología: **Filamentos** no pseudoramificados, formados por 1 – 3 o 5 – 7 tricomas por vaina. Generalmente un solo tricoma en la parte apical. **Vaina** presente e íntimamente ligada a las paredes del tricoma, fina e hialina, apicalmente cerrada y acuminada. **Tricomas** muy finos, de (0,3) 0,7 – 1 μm de diámetro, fuertemente constrictos. **Células** más largas que anchas, de 1 – 5,6 (8) μm de longitud (figura O42). **Célula apical** ligeramente atenuada.



Ecología: Presente en aguas pobres en nutrientes (nitrógeno y fósforo), pero siempre con valores de ortofosfato intersticial algo mayores que en el agua circulante y a veces también con el nitrito. Generalmente en aguas de caudal más elevado.

Condiciones ambientales:
temperatura: 9,6 – 20,7°C;
profundidad: 11 – 16 cm; velocidad:
0,093 – 0,121 m/s; caudal: 72 – 188
l/s; pH: 8,4 – 8,9; alcalinidad: 2,1 –

Figura O42: *Schizothrix* sp., detalle de los filamentos.

3,9 meq/l; conductividad: 367 – 578 microS; O₂: 9,51 – 11,85 mg/l; calcio: 42 – 109 ppm; silicato: 84 – 158 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,05 – 1,75 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 8,50 – 11,12 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,05 – 2,74 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,10 – 2,23 $\mu\text{mol/l}$.

Especie subaerofítica, pero también presente en ríos y arroyos (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en zonas sin influencia urbana (Muga 1 y Muga 2), de manera puntual y poco abundante durante la época primaveral y otoñal.

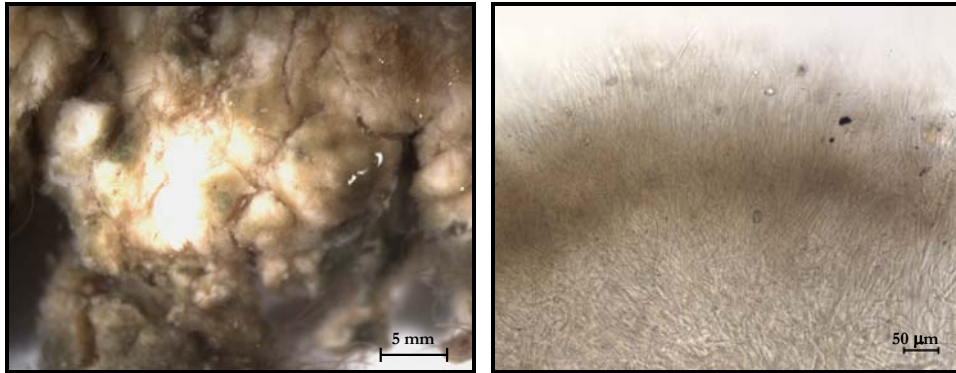
Observada junto a *Rivularia biasolettiana*.

Distribución general: Cosmopolita, ampliamente distribuida dentro y fuera de Europa (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Orden Oscillatoriales – Familia Schizotrichaceae

Subgénero *Inactis* Thuret *ex* Gomont 1892

Talos macroscópicos, frecuentemente incrustados de carbonatos. Filamentos heteropolares formados por uno o más tricomas isopolares, contenidos en una vaina común que se atenúa o se cierra apicalmente. Tricomas de diámetro mayor de 3 μm , provistos de una vaina individual además de la vaina común (Komárek y Anagnostidis, 2005).



Figuras O43 y O44 : *Schizothrix pulvinata*, detalle de la colonia (12,5 aumentos).

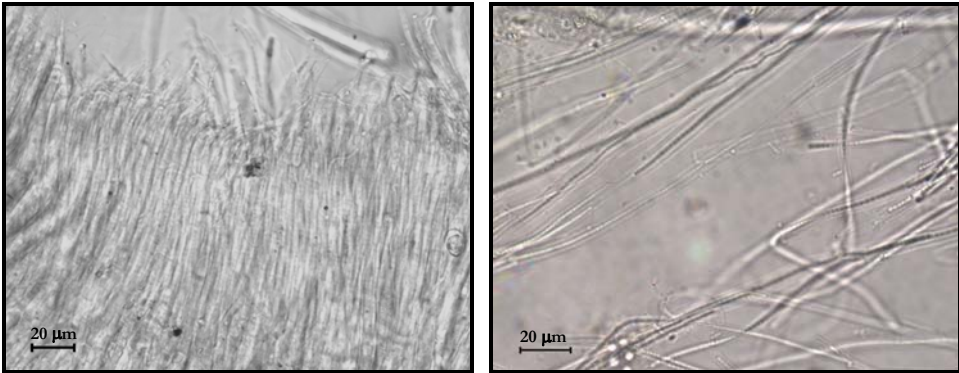
Schizothrix pulvinata Kützing *ex* Gomont 1892

[*Inactis pulvinata* Kützing *ex* Gomont 1845]

Morfología: Filamentos que forman talos pulviniformes rosáceos, ocreos o verde-azulados, bastante carbonatados, siempre blandos pero difícilmente disgregables (figuras O43 y O44), formados por filamentos con uno o varios tricomas por vaina (1 – 4). En la parte apical y externa de la colonia se observa generalmente un tricoma por vaina. **Vaina** firme, incolora, amplia y apicalmente cerrada y acuminada (figura O47). **Tricomas** verde-azulados, de 0,7 – 1,5 (2) μm de diámetro (figuras O45 y O46). **Células** de más o menos isodiamétricas a más largas que anchas, de (1,5) 2 (3,7) μm de longitud, ligeramente constrictas (figura O48). **Célula apical** redondeada (figura O49).

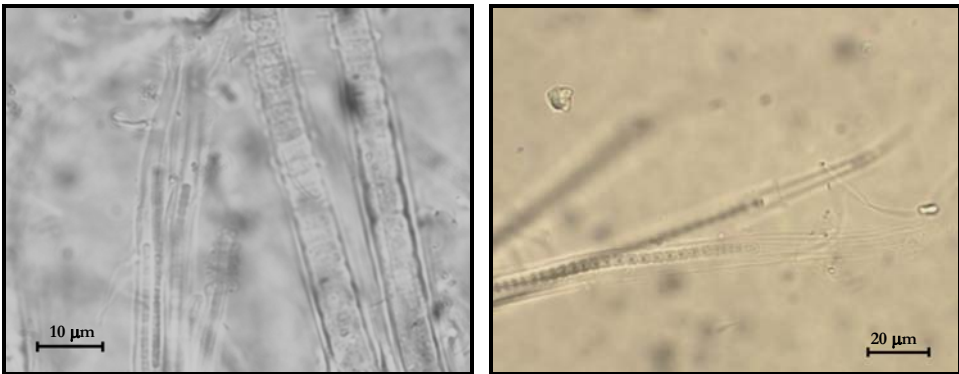
John *et al.* (2002) describen talos con parte interna muy dura, sin embargo, los especímenes del río Muga son muy similares a los referidos por Gomont (1892).

Ecología: Presente en aguas de corriente variable, pero generalmente se colocan en las zonas con menos velocidad. Abunda cuando la concentración de nutrientes es baja, pero es tolerante a leves aumentos de la concentración. Los incrementos leves de la concentración de ortofosfato y nitrito intersticial suelen ser simultáneos a un descenso del recubrimiento de la *S. pulvinata*, mientras que aumentos de la concentración más elevados sólo a leves descensos del recubrimiento.



Figuras O45 y O46 : *Schizotrix pulvinata*, disposición de los filamentos.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 26,6°C; profundidad: 8 – 28 cm; velocidad: 0,009 – 0,238 m/s; caudal: 37 – 1842 l/s; pH: 7,5 – 9,7; alcalinidad: 2,1 – 4,1 meq/l; conductividad: 338 – 552 microS; O₂: 6,82 – 16,36 mg/l; calcio: 40 – 89 ppm; silicato: 41 – 176 µmol/l; nitrito: 0,05 – 2,56 µmol/l; nitrato: 2,73 – 124,17 µmol/l; ortofosfato: 0,00 – 31,72 µmol/l; fósforo total: 0,01 – 1,19 µmol/l.



Figuras O47 y O48: *Schizotrix pulvinata*, detalle de los filamentos.

Especie dulceacuícola de aguas leníticas y lólicas (Geitler, 1932; Komárek y Anagnostidis, 2005), sobre rocas y en el fondo de arroyos de aguas alcalinas. En aguas con mineralización elevada y contenido de nutrientes variable (Aboal, 1988). Komárek y Anagnostidis (2005) la mencionan sobre cualquier tipo de sustrato sólido en aguas limpias.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el tramo estudiado y a lo largo de todo el ciclo anual. Forma pulvínulos en cuyo interior se han observado filamentos de *Homoeothrix juliana*. Parece desarrollarse sobre *Chamaesiphon polonicus* (Muga 3) y *Pleurocapsa minor* (Muga 4). También en la base de colonias de *Rivularia bisolettiana* y *R. baematites*, junto a ejemplares de *Schizotrix calcicola* o *Calothrix braunii*.

Orden Oscillatoriales – Familia Schizotrichaceae

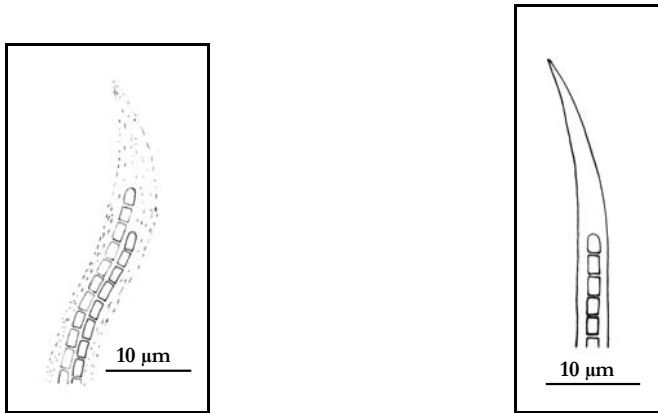


Figura O49: *Schizothrix pulvinata*, de los filamentos y tricomas.

Distribución general: En Europa y América del Norte (Geitler, 1932). Citada en Cataluña (Margalef, 1944; 1953) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

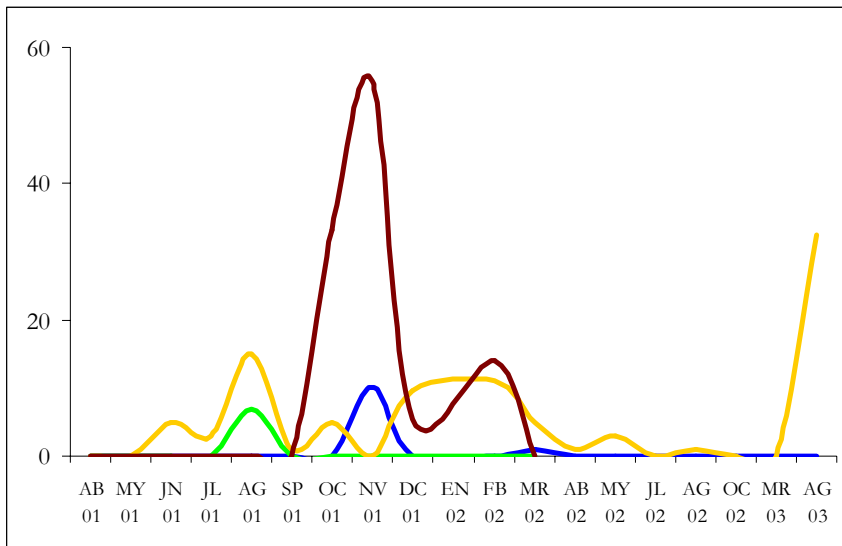


Figura O50: *Schizothrix pulvinata*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Familia Pseudanabaenaceae Anagnostidis *et* Komárek 1988

Filamentos solitarios o formando tapetes o colonias de diferente morfología, rodeados de mucílago homogéneo y difluente. Vaina facultativa, delgada y firme. Tricomas de hasta 4 μm de diámetro, excepcionalmente de 8 μm . Células más largas que anchas, raramente isodiamétricas o más cortas que anchas. Aerótopos facultativos en la zona apical o central de las células. División celular perpendicular al eje longitudinal del tricoma, alcanzando las células hijas el tamaño original antes de la siguiente división celular. Reproducción mediante hormogonios u hormocitos producidos después de la fragmentación de los tricomas producida por la rotura de células irregulares, pero sin necridios (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Subfamilia Pseudanabaenoideae Anagnostidis *et* Komárek 1988

Limnotrichoideae Anagnostidis *et* Komárek 1988 *incl.*

Filamentos solitarios o en colonias. Tricomas sin vaina, en condiciones de estrés algunas especies desarrollan una cubierta de mucílago homogénea, incolora, muy fina y bastante frágil. Tricomas rectos u ondulados, pero nunca espiralados. Aerótopos facultativos en la zona apical o central de las células. Reproducción por hormocitos, hormogonios e incluso a partir de células aisladas (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Pseudanabaena Lauterborn 1915

Anabaenella Welsh 1964 *incl.*

Filamentos solitarios o en tapetes delgados, rodeados por cubiertas mucilaginosas amplias, finas y difluentes. Tricomas generalmente no muy largos, rectos o ligeramente ondulados, muy constrictos en los septos. Células cilíndricas, más largas que anchas y redondeadas terminalmente. Presencia de perforaciones o de anillos en las paredes celulares transversales o poros cerca de las zonas polares. Célula apical no diferenciada. Aerótopos facultativos en la zona central o apical de las células. División celular en un plano perpendicular al eje longitudinal del tricoma. Reproducción mediante hormogonios o por fragmentación del tricoma (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Orden Oscillatoriales – Familia Pseudanabaenaceae

Pseudanabaena galeata Böcher 1949

Pseudanabaena galeata f. *endophytica* Anagnostidis 1968 incl.

Morfología: **Filamentos** solitarios, dispuestos en el mucílago de las colonias de *Rivularia biasolettiana*. Filamentos ligeramente curvados, de 2 – 2,2 μm de diámetro provistos de **vaina** muy fina e hialina, a veces ausente. **Tricomas** no atenuados apicalmente, de (0,3) 0,7 - 1 (1,5) μm de diámetro, con constricción evidente o ligera. **Células** evidentemente más largas que anchas, de (1) 4,4 - 8 (10) μm de longitud, con dos aerótopos distales, uno a cada lado de los tabiques transversales. **Célula apical** redondeada o ligeramente atenuada (figura O51).

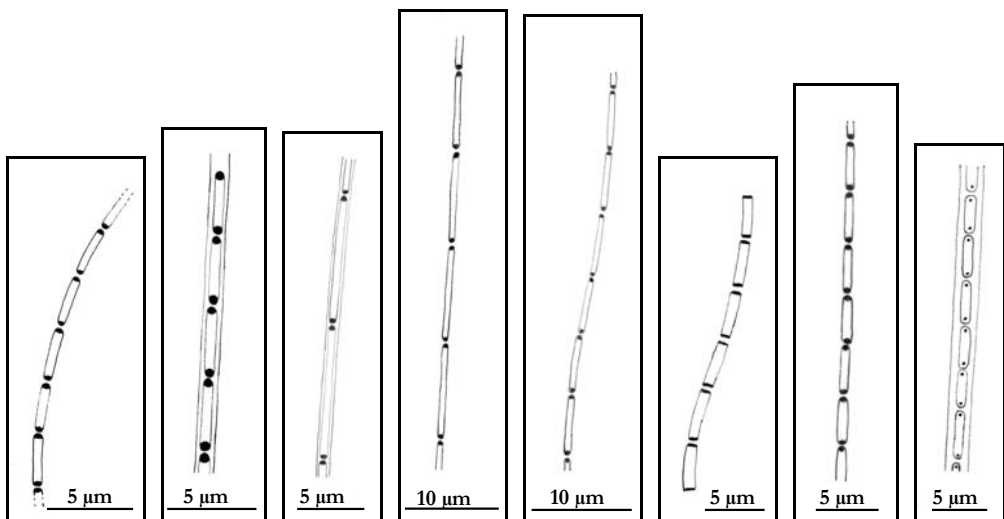


Figura O51: *Pseudanabaena galeata*, detalle de los filamentos.

Ecología: Presente en aguas en aguas pobres en nutrientes, pero tolerante a leves subidas de la concentración y a incrementos puntuales y destacables de la concentración de nitratos, sobre todo aguas arriba. Sí se ha observado un descenso en la presencia de esta especie ante el fuerte aumento de la concentración de nitratos.

Condiciones ambientales: temperatura: 3,8 – 24,2°C; profundidad: 2 – 30 cm; velocidad: 0,013 – 0,179 m/s; caudal: 26 – 844 l/s; pH: 7,2 – 9,1; alcalinidad: 2,1 – 8,5 meq/l; conductividad: 323 – 616 microS; O₂: 6,82 – 13,82 mg/l; calcio: 34 – 111 ppm; silicato: 55 – 172 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,05 – 3,55 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 2,49 – 187,03 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,00 – 31,72 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,01 – 15,78 $\mu\text{mol/l}$.

Especie dulceacuícola, bentónica, epífita en plantas acuáticas, endogloeica en el mucílago de otras algas y a veces planctónica (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Orden Oscillatoriales – Familia Pseudanabaenaceae

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada a lo largo de todo el tramo estudiado, sin observarse ninguna tendencia estacional, salvo que su máxima presencia suele ser durante la primavera. En Muga 4 su presencia es casi inapreciable.

Junto a *Dichothrix orsiniana*, *Homoeothrix juliana*, *Leptolyngbya rivulariarum*, *Phormidium retzii*, *Ph. irriguum*, *Ph. aerugineo-caeruleum*, *Rivularia biasoletiana*, *R. haematites*, *Schizothrix pulvinata* y *Sc. lardacea*.

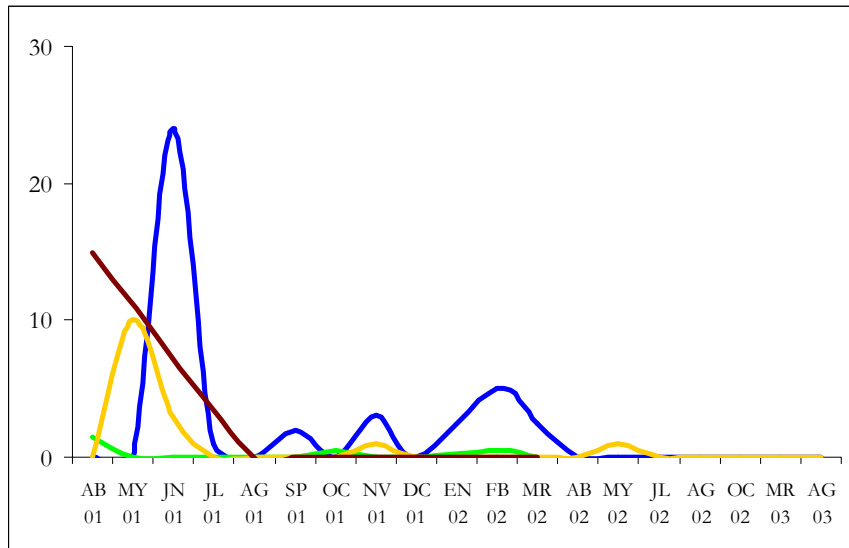


Figura O52: *Pseudanabaena galeata*, presencia a lo largo del río Muga (% recubrimiento): Muga 1 (■), Muga 2 (■), Muga 3 (■) y Muga 4 (■).

Distribución general: Probablemente cosmopolita, común en Europa (Komárek y Anagnostidis, 2005). Citada en Valencia (Vicente *et al.*, 1996).

Orden Oscillatoriales – Familia Pseudanabaenaceae

Subfamilia Leptolyngbyoideae Anagnostidis *et* Komárek 1988

Filamentos solitarios o formando tapetes. Presencia de vainas facultativa. Tricomas isopolares, uniseriados, cilíndricos, inmóviles y muy finos, de diámetro menor de 3,5 μm . En ocasiones, con gránulos intracelulares, raramente aerótopos cerca de los tabiques celulares transversales. Reproducción a través de hormocitos y hormogonios después de la desintegración de los tricomas (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Leibleinia (Gomont) Hoffmann 1985

Lyngbya sect. *Leibleinia* Gomont 1892.

Filamentos epifíticos, unidos a lo largo de su longitud o por parte del filamento al sustrato. Filamentos solitarios, ligeramente curvados, rara vez pseudoramificados. Filamentos de 1,5 – 11 μm de diámetro, con vainas firmes, incoloras y finas. Tricomas inmóviles. Células cilíndricas, sin aerótopos, generalmente más largas que anchas. Reproducción a través de hormocitos, separados sin la intervención de necridios. Células hijas que crecen hasta su tamaño original antes de la siguiente división celular (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Leibleinia epiphytica (Hieronymus) Compère 1985

Lyngbya epiphytica Hieronymus in Kirchner 1898 incl.

Morfología: Filamentos solitarios o en pequeños y ligeros penachos, epífita sobre filamentos de *Cladophora* sp. Filamentos ligeramente curvados, provistos de **vaina** evidente, fina e incolora. **Tricomas** no atenuados apicalmente, de 1,5 μm de diámetro, con constricción ligera. **Células** más largas que anchas, de 2,9 – 3,6 (4,4) μm de longitud. **Célula apical** redondeada.

El material estudiado corresponde morfológicamente con el observado por diversos autores (John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 2005). Las células descritas en la literatura taxonómica suelen ser más cortas que el material recolectado en este estudio.

Ecología: Presente en aguas de temperatura cercana a 25°C, caudal alto y velocidad de corriente de 0,18 m/s, pobres en nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Condiciones ambientales: temperatura: 24,2°C; profundidad: 16 cm; velocidad: 0,179 m/s; caudal: 368 l/s; pH: 8,4; alcalinidad: 8,5 meq/l; conductividad: 351 microS; O₂: 11,32 mg/l; calcio: 34 ppm; silicato: 125 - 147 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,13 – 3,20 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 3,48 - 6,45 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,81 – 3,31 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 3,77 $\mu\text{mol/l}$.

Ampliamente extendida en aguas estancadas o circulantes, generalmente como epífita en *Cladophora*, *Rhizoclonium*, *Oedogonium*, *Tolythrix*, *Lyngbya*, etc. (Cambra, 1989 y Frémy, 1930). Aboal (1988) la describe en aguas dulces alcalinas y en salobres.

Orden Oscillatoriales – Familia Pseudanabaenaceae

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada sólo durante la época primaveral en un único punto de muestreo (Muga 3), epífita de filamentos de *Cladophora* sp.

Distribución general: Citada en Cataluña (Cambra, 1989) y SE de la Península Ibérica (Aboal, 1988).

Orden Oscillatoriales – Familia Pseudanabaenaceae

Leptolyngbya Anagnostidis *et* Komárek 1988 nomen cons.

Spirocoleus Möbius 1889 (pre-starting-point syn.; *non sensu* Crow 1927 = *Lyngbya*); *Lyngbya* sect. *Spirocoleus* Möbius *ex* Kirchner in Engler *et* Prantl 1898; “LPP-group B” *sensu* Rippka *et al.* 1979; *Phormidium* Kützing *sensu* Guglielmi *et* Cohen-Bazire 1984.

Filamentos formando tapetes u otras agrupaciones, generalmente unidos al substrato; a veces también solitarios. Filamentos generalmente sinuosos, no atenuados ni capitados. Facultativamente con vainas firmes, finas e incoloras; en algunas especies la presencia de las vainas es dependiente de factores ambientales. Tricomas de 0,5 – 3,5 μm de diámetro. Células cilíndricas, isodiamétricas o más o menos largas que anchas. Ausencia de aerótopos. Reproducción a través de hormogonios formados por la fragmentación de la parte apical de los tricomas directamente o mediante necridios (Komárek y Anagnostidis, 2005).

Se han combinado a este género especies descritas bajo los géneros *Lyngbya*, *Phormidium* y *Plectonema*. Su alta heterogeneidad ha sido explicada por varios autores (*e.g.* Albertano y Kováčik, 1994; Taton *et al.*, 2003). Este género ha sido descrito en todos los biotopos alrededor del mundo. Komárek y Anagnostidis (2005) hacen evidente en su última revisión taxonómica una revisión y estudio en profundidad de este género.

Leptolyngbya rivulariarum (Gomont) Anagnostidis *et* Komárek 1988

Lyngbya rivulariarum Gomont 1892.

Morfología: Filamentos solitarios, en el mucílago de las colonias de *Rivularia biasolettiana*. Filamentos provistos de **vaina** muy fina, incolora y delicada. **Tricomas** no atenuados apicalmente o ligeramente atenuados, de 0,7 - 1 μm de diámetro, con constricción leve o intensa (figura O54). **Células** más largas que anchas, de (2) 3,5 – 6,6 μm de longitud, sin gránulos distales (figura O53), pero ocasionalmente se observan gránulos intracelulares distribuidos por todo el protoplasma. **Célula apical** redondeada.

Frémy (1930), Margalef (1953) y John *et al.* (2002) describen esta especie como finos filamentos con vaina en colonias de *Rivularia biasolettiana* bien desarrollada y otras especies del mismo género. John *et al.* (2002) hacen referencia a la similitud morfológica con algunos ejemplares de *Schizothrix*; en especial con *S. coriacea*. Las células descritas en la literatura taxonómica suelen ser más largas que anchas (John *et al.*, 2002; Komárek y Anagnostidis, 2005). Sin embargo, John *et al.* (2002) manifiestan la amplia variabilidad morfológica en la naturaleza. Margalef (1953) no aporta la longitud celular, pero sí describe esta especie como filamentos enredados y sinuosos.

Ecología: Presente en aguas en aguas pobres en nutrientes, pero tolerante a leves subidas de la concentración y a incrementos puntuales y destacables de la concentración de nitratos.

Orden Oscillatoriales – Familia Pseudanabaenaceae

Condiciones ambientales: temperatura: 4,6 – 20,2°C; profundidad: 8 – 27 cm; velocidad: 0,009 – 0,145 m/s; caudal: 26 – 232 l/s; pH: 7,2 – 9,1; alcalinidad: 2,1 – 3,4 meq/l; conductividad: 360 – 616 microS; O₂: 6,82 – 13,60 mg/l; calcio: 42 – 111 ppm; silicato: 41 – 158 $\mu\text{mol/l}$; nitrito: 0,09 – 3,55 $\mu\text{mol/l}$; nitrato: 5,4 – 122,93 $\mu\text{mol/l}$; ortofosfato: 0,01 – 1,53 $\mu\text{mol/l}$; fósforo total: 0,10 – 2,23 $\mu\text{mol/l}$.

Especie dulceaúcola, en el mucílago de cianoprocariontas y otras algas, generalmente subaerofíticas, pero también en especies sumergidas (Komárek y Anagnostidis, 2005).

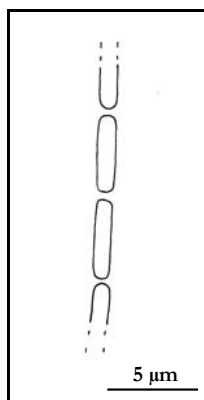


Figura O53: *Leptolyngbya rivulariarum*, detalle de los tricomas.

Figura O54: *Leptolyngbya rivulariarum*, detalle de los tricomas.

Distribución en el tramo estudiado: Recolectada en todo el tramo estudiado, a lo largo del todo el ciclo anual, a excepción de la época primaveral.

Presente en las colonias de *Rivularia biasolettiana* y *R. haematites*. También junto a *Scytonema myochrous* y *Pseudanabaena galeata*.

Distribución general: Citada en Cataluña (Margalef, 1953).

4.2. DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD:

Muga 1: La especie cianoprocaríota dominante y característica de este tramo estudiado es *Rivularia biasolettiana* (3 en figura CM1), la cual se ha observado a lo largo de los dos períodos anuales de muestreo. Se ha recolectado principalmente en las caras expuestas de cantos presentes en el área de estudio. Generalmente, se encuentran en las zonas menos cercanas a la orilla, presumiblemente con mayor corriente. Junto a esta especie se han observado otras especies filamentosas acompañantes, las cuales se han desarrollado bajo las mismas colonias, o también formando parte de las mismas. Bajo esta asociación, se suelen observar otras cianobacterias, generalmente del orden Oscillatoriales.

Aguas debajo de esta localidad, la cuenca se encoge a lo largo de 1 – 2 metros de recorrido, por la presencia de un bloque de grandes dimensiones que redirige y encauza el cauce, así como se aprecia un aumento notable de la velocidad del agua. En las paredes de este bloque, se desarrollan las colonias de *R. biasolettiana* y *R. haematites*, recubriendo un mayor porcentaje que en la propia localidad Muga 1.

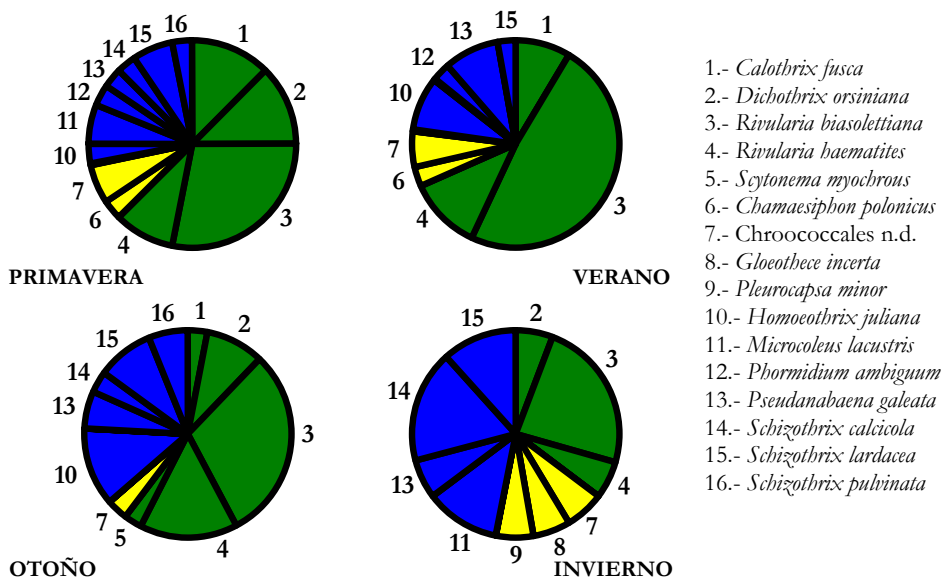


Figura CM1: Proporción relativa de los diferentes órdenes encontrados en la comunidad bentónica de Muga 1: (■) Chroococcales, (■) Nostocales y (■) Oscillatoriales.

A lo largo de todo el ciclo anual, se ha observado un predominio de las especies del orden Nostocales, salvo durante la época invernal en la que se observa un descenso de Nostocales, en favor de Oscillatoriales y en menor medida de Chroococcales (figura CM1).

La comunidad bentónica en primavera está compuesta por un fino tapete ocre y pequeñas colonias de *R. biasolettiana* (3 en figura CM1) ubicadas sobre el mismo (figuras CM2 y CM3). En esta parte ocre, se asientan inestablemente algunas especies filamentosas como *Microcoleus lacustris*, *Schizothrix* spp., *Phormidium* spp. (11 - 16 en figura CM1), consecuencia de las altas corrientes y/o riadas tras el aumento de lluvias estacionales, especialmente en abril. Bajo este tapete, se encuentra habitualmente *Chamaesiphon polonicus* (6 en figura CM1). Generalmente, las especies de *Microcoleus* y *Phormidium* se suelen observar en los bordes de las colonias de *R. biasolettiana* y *R. haematites*. Es factible que tras el aumento de las lluvias estacionales, las colonias de *Rivularia* hayan sido desplazadas por la corriente aguas abajo y en algunos casos, parte del tapete existente bajo estas colonias haya persistido. Algunas colonias de *R. biasolettiana* permanecen durante esta época, las cuales generalmente se han visto acompañadas por *Calothrix fusca* (1 en figura CM1). En ocasiones, se han encontrado otras Nostocales presentes durante este período, pero de manera puntual, como es el caso de *R. haematites* (4 en figura CM1). *Dichothrix orsiniana* se ha observado a comienzos de la primavera (2 en figura CM1).

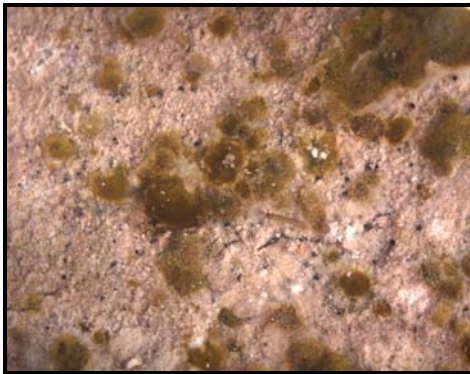


Figura CM2: Comunidad bentónica predominante en Muga 1 (10 aumentos).

Durante la época estival se siguen encontrando colonias de *R. biasolettiana* con la misma dinámica (3 en figura CM1), pero su recubrimiento aumenta de manera notable. Además, el tapete de Oscillatoriales modifica su composición, predominando *Schizothrix lardacea* (15 en figura CM1) y *Pseudanabaena galeata* (13 en figura CM1). Esta última, se desarrolla en parte del tapete descubierto (sin colonias de *R. biasolettiana*), junto a otras especies filamentosas como *Phormidium ambiguum* (12 en figura CM1). Asimismo, se han seguido observando ejemplares de *C. polonicus* (6 en figura CM1) debajo de

ambas asociaciones. Ocasionalmente, se han encontrado otras Nostocales durante la época estival, como *R. haematites* (4 en figura CM1) y *Tolypothrix distorta* var. *penicillata*. También se han encontrado colonias de *Schizothrix pulvinata*.

A lo largo de la estación otoñal, la riqueza de especies de cianobacterias aumenta. Siguen predominando las colonias de *R. biasolettiana* (3 en figura CM1), junto a *P. galeata* (13 en figura CM1) o con *S. pulvinata* a finales del otoño (16 en figura CM1). Estas colonias, se disponen sobre un tapete formado por *Homoeothrix juliana* (10 en figura CM1), *Schizothrix lardacea* (15 en figura CM1), *Schizothrix calcicola* (14 en figura CM1), *C. fusca* (1 en figura CM1) y *Gloeothece incerta*. También, se han observado otras Nostocales como *D. orsiniana* (2, figura CM1), *R. haematites* (4 en figura CM1) y *Scytonema myochrous* (5 en figura CM1). En ocasiones, *P. galeata* se desarrolla entre los filamentos de *D. orsiniana*. Puntualmente, se siguen observando colonias de *R. haematites* junto a *S. calcicola* y *S. pulvinata*.

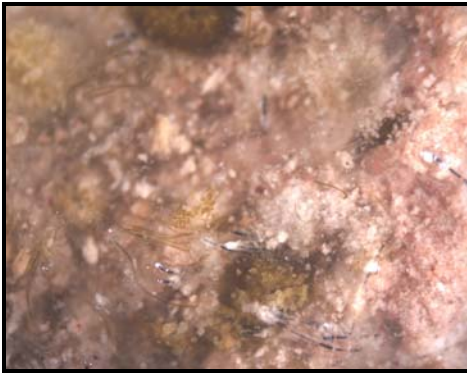


Figura CM3: Comunidad bentónica predominante en Muga 1 (20 aumentos).

Muga 2: La comunidad bentónica en este punto varía con la anteriormente descrita. Las colonias de *Rimularia* no son la características de este tramo, sino los tapetes de cianobacterias filamentosas en diferentes tonalidades de cian, que recubren el material rocoso que ocupa los pequeños saltos característicos de este punto (figura CM4). Este tapete presenta una fina y delgada capa de color intenso compuesta de filamentos, mayoritariamente de *Phormidium retzii* (17 en figura CM5), enteros y con gran actividad biótica. Debajo de esta capa se observa un entramado blanquecino formado mayoritariamente por vainas sin tricoma, derivado de la senescencia de los filamentos, y con la presencia de diferentes especies de diatomeas.

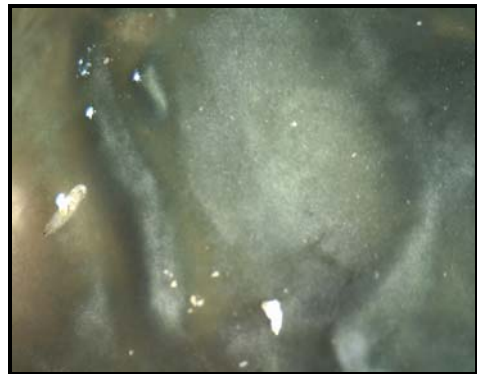


Figura CM4: Comunidad bentónica predominante en Muga 2 (16 aumentos).

A lo largo de todo el ciclo anual, se ha observado un predominio de las especies del orden Oscillatoriales, salvo durante la época invernal en la que desciende a favor de un aumento del recubrimiento de Nostocales, dinámica inversa a la observada en tramo anterior (figura CM5).

Durante la primavera, se observan tapetes de *P. retzii* (17 en figura CM5), con estructura similar a la descrita anteriormente y un alto porcentaje relativo de recubrimiento. A principios de la primavera, la capa externa está compuesta por filamentos de *b. retzii*. Sin embargo, la riqueza de especies presentes en esta estructura aumenta durante los meses posteriores. La capa externa no es monoespecífica, aunque sigue predominando *P. retzii*, la cual aparece acompañada por filamentos de *P. ambiguum* (15 en figura CM5), cuya presencia también se observa en capas posteriores. Las subsiguientes capas están compuestas por

vainas vacías y por otras especies filamentosas y cocales como *S. calcicola* (19 en figura CM5), *S. lardacea* (20 en figura CM5), *M. lacustris* (14 en figura CM5), *P. galeata* (18 en figura CM5), *C. fusca*, *M. punctata*, otras Chroococcales no identificadas (9 en figura CM5) y tricomas de *Nostoc verrucosum* (3 en figura CM5). Destacar que también se observan tricomas de *P. retzii* vacuolados interiormente, que según varios autores correspondería a filamentos de la especie dominante (en este caso *P. retzii*) en senescencia, a pesar que para otros autores correspondería a una especie diferente (Komárek y Anagnostidis, 2005).

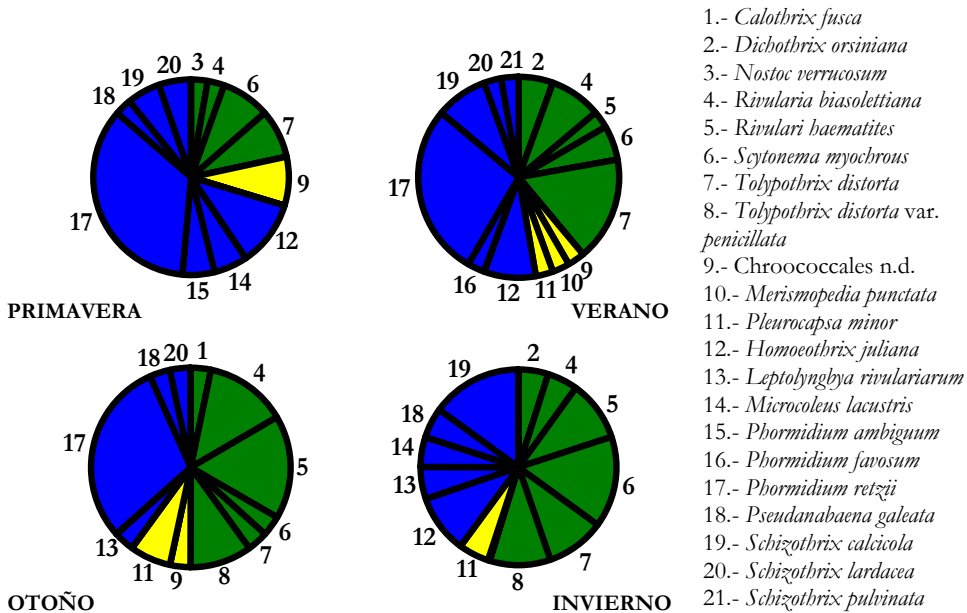


Figura CM5: Proporción relativa de los diferentes órdenes encontrados en la comunidad bentónica de Muga 2: (■) Chroococcales, (■) Nostocales y (■) Oscillatoriales.

A comienzos de la primavera, y al igual que durante la época invernal, se han observado filamentos de *S. myochrous* (6 en figura CM5), *T. distorta* (7 en figura CM5) y pulvínulos de *T. distorta* var. *penicillata*, que ya no se observan a partir de abril. Al igual sucede con las colonias de *R. biasolettiana* (4 en figura CM5), las cuales se observaron durante el invierno y comienzos de la primavera. Se encontraron junto a filamentos de *P. galeata* (18 en figura CM5) y sobre un delgado entramado de filamentos de *S. calcicola* (19 en figura CM5) y *C. fusca*. Sin embargo, se han encontrado otras especies en las áreas sin estas colonias como *S. pulvinata* y *H. juliana* (12 en figura CM5), bajo las cuales se desarrolla *T. distorta* (7 en figura CM5).

Durante la época estival siguen prevaleciendo los tapetes multicapa dominados por *P. retzii* (17 en figura CM5). Se sigue observando la misma estructura descrita a finales de la primavera, con vainas vacías y otras especies filamentosas y cocales acompañantes, sobre todo en las capas intermedias y posteriores. En julio 2001 cabe destacar la presencia de

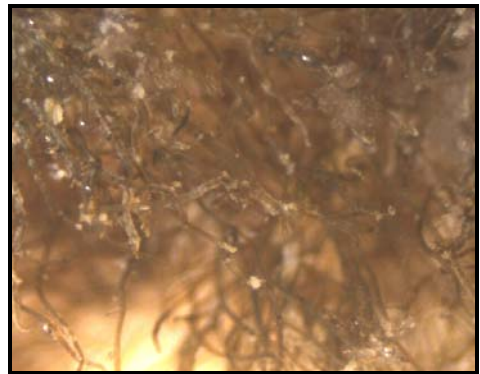
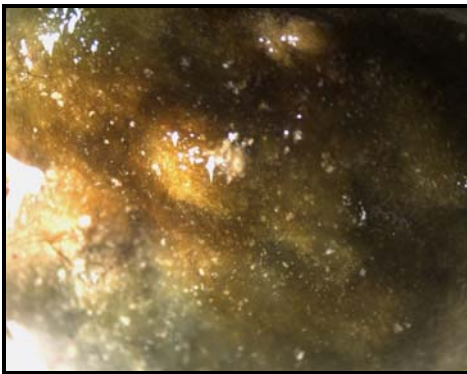
Pleurocapsa minor (11 en figura CM5) y de filamentos de *S. myochrous* (6 en figura CM5) en las capas más interiores de estos tapetes multicapa y debajo de las mismas.



Figura CM6: *Phormidium favosum* en Muga 2 (16 aumentos).

Se siguen encontrando individuos de *P. retzii* vacuolados en las capas intermedias y posteriores. Sin embargo, esta estructura no es la única. También se observan individuos de *H. juliana* (12 en figura CM5) dispuestos sobre un entramado de *S. calcicola* (19 en figura CM5) y *S. lardacea* (20 en figura CM5), o a veces formando pequeñas estructuras con *S. calcicola* o con *S. pulvinata* (21 en figura CM5). También se observan en menor proporción otras Nostocales como *D. orsiniana* (2 en figura CM5), *R. biasolettiana* acompañada por *S. calcicola* (4 en figura CM5), *R. haematites* con filamentos de *P. galeata* (5 en figura CM5), *T. distorta* (7 en figura

CM5). Además, se hallaron estructuras con filamentos de *P. favosum* (16 en figura CM5), como se observa en la figura CM6.

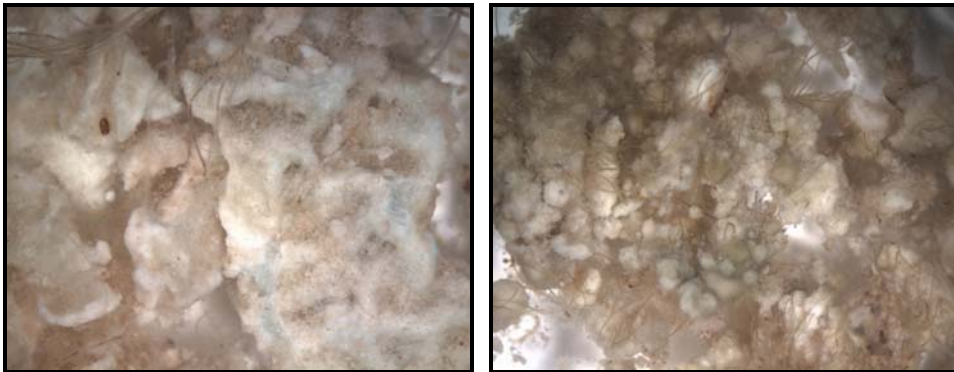


Figuras CM7 y CM8: *Tolypothrix distorta* y *Scytonema myochrous* en Muga 2 (12,5 y 25 aumentos).

A lo largo del otoño, los tapetes multicapa de *P. retzii* siguen siendo dominantes (17 en figura CM5). En las capas más interiores se siguen observando vainas vacías junto a filamentos de *T. distorta* (7 en figura CM5), *S. myochrous* (6 en figura CM5) y *Phormidium favosum*, también tricomas y estadios reproductivos de *N. verrucosum*, algunas formas cocales, como *P. minor* (11 en figura CM5) y otras Chroococcales sin identificar (9 en figura CM5). De manera menos abundante también se encontraron otras estructuras, como pulvínulos de *T. distorta* var. *penicillata* (8 en figura CM5) junto a filamentos de *C. fusca* (1 en figura CM5), *S. lardacea* (20 en figura CM5) y *P. minor* (11 en figura CM5). También se observaron colonias de *R. biasolettiana* sobre *P. minor* (4 y 11 en figura CM5), *R. haematites* con

filamentos de *P. galeata* (5 y 18 en figura CM5) y *Leptolyngbya rivulariarum* (13 en figura CM5), así como pequeñas colonias de *R. baematites* sobre *P. minor* (5 y 11, figura CM5).

La comunidad bentónica durante la época invernal no está dominada por los tapetes multicapa, que disminuyen de manera notable su presencia en este punto de estudio. Están compuestos tan solo por filamentos senescentes de *P. retzii* y vainas vacías de la misma especie acompañadas de bastante cantidad de diatomeas. Durante esta etapa dominan otro tipo de estructuras como los pulvínulos de *T. distorta* var. *penicillata* que ocasionalmente aparecen junto a *D. orsiniana* (2 y 8 en figura CM5), colonias de *R. biasolettiana* con filamentos de *P. galeata* y *L. rivulariarum* (4, 13 y 18 en figura CM5), *R. baematites* con filamentos de *P. galeata* (5 y 18 en figura CM5) y pequeñas colonias de *R. baematites* (5 en figura CM5), o tapetes de *S. myochrous* (6 en figura CM5) y *T. distorta* (7 en figura CM5) como las que se observan en las figuras CM7 y CM8. Adicionalmente, se detectaron otros tapetes tipo costra, formados por *S. calcicola* (19 en figura CM5) y *M. lacustris* (14 en figura CM5), acompañados por filamentos de *H. juliana* (12 en figura CM5) y gran cantidad de diatomeas.



Figuras CM9 y CM10: Comunidad bentónica en Muga 3 (16 y 25 aumentos).

Muga 3: La comunidad bentónica en este punto está caracterizada por la presencia de tapetes multicapa de *Ph. retzii* (18 en figura CM11) y de colonias de *R. biasolettiana* (4 en figura CM11). Bajo estas especies suelen observarse diversas especies de Chroococcales, entre las cuales se ha podido identificar *C. polonicus* (9 en figura CM11) y *Merismopedia punctata*. En este tramo, al igual que en Muga 2, la comunidad bentónica de cianobacterias está dominada por especies del orden Oscillatoriales a lo largo de todo el ciclo anual estudiado, sobre todo durante la época estival. En el resto de estaciones, el recubrimiento de Oscillatoriales sigue siendo dominante, pero desciende por el aumento de Nostocales, más en concreto de colonias de *R. biasolettiana* (figura CM11). Estos tapetes suelen desarrollarse sobre las caras expuestas de cantos situados a lo largo del tramo, generalmente en zonas alejadas de la orilla y donde el cauce tiene una mayor profundidad, dentro de los márgenes no muy elevados propios del tramo estudiado. En las caras más protegidas y cercanas al sustrato, solo se han observado tapetes poco densos de Oscillatoriales junto con alguna Chroococcal.

Durante la primavera, la comunidad bentónica de cianobacterias dominante son los tapetes de *P. retzii* (18 en figura CM11), con presencia de otras Oscillatoriales como *P. ambiguum* (16 en figura CM11) y *P. favosum* (17 en figura CM11). En estas formaciones (figura CM9) se han detectado tanto ejemplares muy vacuolados intracelularmente, como en estado de senescencia, ya sea en filamentos de *P. retzii*, como en filamentos de *P. favosum*. A finales de este período, los tapetes de *Phormidium* desaparecen. Además, se observan matas de *T. distorta* (7 en figura CM11) y colonias de *N. verrucosum*, *R. biasolettiana*, *S. pulvinata* (19 en figura CM11) y *T. distorta* var. *pulvinata* colindantes. Incluso se han observado tricomas aislados que se han identificado como *N. verrucosum* al encontrarse colonias en el mismo punto estudiado (ver descripción específica). También algunos filamentos aislados de *H. juliana* (13 en figura CM11), *H. crustacea* (12 en figura CM11), *Ph. favosum* (17 en figura CM11), *S. calcicola* y *S. pulvinata* (19 en figura CM11). Se hallan cianobacterias epífitas o ligadas a filamentos de *Cladophora* sp. como *Chamaesiphon confervicolus* var. *elongatus*, *Leibleinia epiphytica* y *P. galeata*.

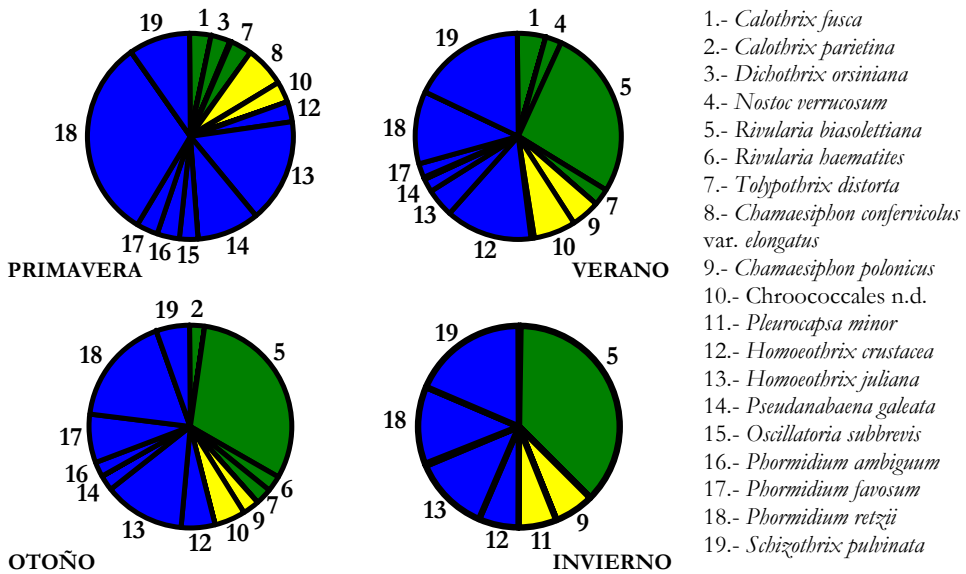


Figura CM11: Proporción relativa de los diferentes órdenes encontrados en la comunidad bentónica de Muga 3: (■) Chroococcales, (■) Nostocales y (■) Oscillatoriales.

En la época estival las colonias de *R. biasolettiana* (5 en figura CM11) experimentan un aumento notable, tanto en número como en tamaño (figura CM12). En algunas ocasiones, las colonias de *Rivularia* tienen filamentos de *P. galeata* formando parte de las mismas. Debajo de las colonias (figura CM13), se han encontrado filamentos de *S. pulvinata* (19 en figura CM11), *H. juliana* (13 en figura CM11) y *C. polonicus* (9 en figura CM11). *S. pulvinata* también se dispone sobre la superficie bentónica sin colonias de *R. biasolettiana*. Se ha observado asimismo junto a *H. juliana*, formando tapetes que a simple vista como los de la figura CM9. A finales de este período (figura CM14), vuelven a desarrollarse los tapetes de *P. retzii* (18 en figura CM11), con filamentos de *P. favosum* (17 en figura CM11), *P.*

ambiguum, *T. distorta* (7 en figura CM11) y *Chroococcales* no identificadas (10 en figura CM11). De manera puntual, se han observado colonias de *S. pulvinata* (19 en figura CM11) y *H. crustacea* (12 en figura CM11), a veces con filamentos de *C. fusca* (1 en figura CM11) y *H. juliana* (13 en figura CM11) y sobre *C. polonicus* (9 en figura CM11).



Figuras CM12 y CM13: *Rivularia biasolettiana* en Muga 3 (vista dorsal 6.5 aumentos y vista ventral 20 aumentos).

Durante el otoño (figura CM10), la especie dominante sigue siendo *R. biasolettiana* (5 en figura CM11). Esta especie suele disponerse sobre filamentos de *S. calcicola* en noviembre. Además, se encuentran pequeñas colonias de *R. haematites* (6 en figura CM11). Siguen observándose los tapetes de *P. retzii* (18 en figura CM11) a lo largo de todo el otoño (figura CM14), acompañados por otras Oscillatoriales: *P. ambiguum* (16 en figura CM11), *P. favosum* (17 en figura CM11), *Oscillatoria subbrevis* y *P. galeata*, y otras cianobacterias como *T. distorta* (7 en figura CM11). Además, se siguen observando tapetes de *H. crustacea* (12 en figura CM11), *H. juliana* (13 en figura CM11) y *S. pulvinata* (19 en figura CM11) al principio de esta estación.



Figura CM14: Comunidad bentónica en Muga 3 (25 aumentos).

A lo largo de la época invernal se siguen encontrando colonias de *R. biasolettiana* en un alto porcentaje (5 en figura CM11), pero sin llegar a valores tan altos como los registrados en otoño. Estas colonias a veces se disponen sobre *S. pulvinata* (19 en figura CM11). También se encontraron filamentos de *S. pulvinata* dispuestos de manera aislada. Se siguen observando los tapetes de *P. retzii* (18 en figura CM11), pero no se encontró ninguna otra especie acompañante de los mismos. Sí se observan otras Oscillatoriales como *O. subbrevis*, pero no formando parte de estos tapetes. Se vuelven a observar los

tapetes carbonatados compuestos por *H. crustacea* (12 en figura CM11), *H. juliana* (13 en figura CM11) y *S. pulvinata* (19 en figura CM11), sobre *C. polonicus* (9 en figura CM11).

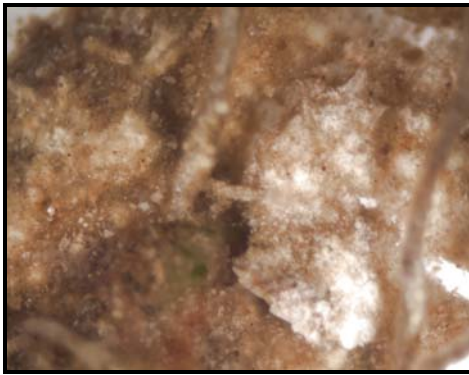


Figura CM15: Comunidad bentónica (“costra ocre”) en Muga 4 (32 aumentos).

tapetes según su composición: tapetes de *P. retzii* (12 en figura CM16), tapetes de *P. favosum* y *P. uncinatum* (figura CM17 - 11 y 13 en figura CM16) y tapetes de *P. ambiguum* y *P. favosum* (figura CM18 - 10 y 11 en figura CM16).

Muga 4: En este punto de estudio se tiene que tomar en cuenta que los datos son más puntuales que en los anteriores debido a la imposibilidad de muestreo por la apertura de compuertas del embalse existente aguas arriba. La comunidad bentónica característica de esta localidad son los tapetes de Oscillatoriales (figura CM15) y las colonias del género *Nostoc* (*N. verrucosum* - 2 en figura CM16 y *Nostoc sphaericum* - 3 en figura CM16), junto a una costra ocre en la que se asientan varias cianobacterias (figura CM19). A diferencia de los otros puntos anteriores, existen varios tipos de

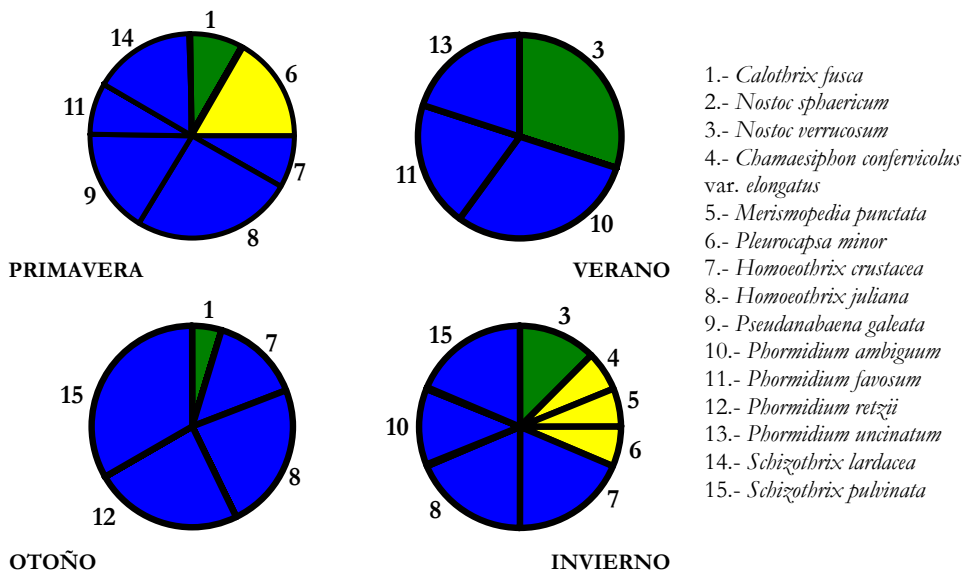


Figura CM16: Proporción relativa de los diferentes órdenes encontrados en la comunidad bentónica de Muga 4: (■) Chroococcales, (■) Nostocales y (■) Oscillatoriales.

Durante la primavera, la comunidad bentónica está dominada por una costra de color ocre (figura CM13), donde se disponen otras cianoprocariotas filamentosas como *H. juliana* (8 en figura CM16), *P. galeata* (9 en figura CM16) y *S. lardacea* (14 en figura CM16). A veces se han observado colonias de *N. sphaericum* durante esta época.



Figuras CM17 y CM18: Tapete de *Phormidium favosum* y *Ph. uncinatum* y tapete de *Ph. favosum* y *Ph. ambiguum* en Muga 4 (25 y 12.5 aumentos).

En la época estival, se observa un cambio notable de la estructura de la comunidad bentónica. Dominan los tapetes de Oscillatoriales como se observa en las figuras CM17 y CM18. Se observaron tapetes compuestos por *P. favosum* (11 en figura CM16), *P. uncinatum* (13 en figura CM16), *P. ambiguum* (10 en figura CM16) y *P. retzii*. También se encontraron colonias de *N. verrucosum* (figura CM19 - 3 en figura CM16).

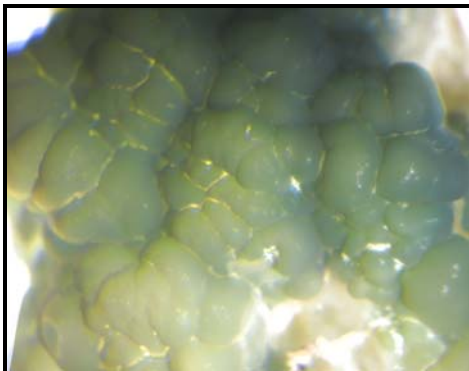


Figura CM19: Colonias de *Nostoc verrucosum* en Muga 4 (16 aumentos).

filamentos de *H. crustacea* (7 en figura CM16).

La comunidad bentónica modifica su dinámica en otoño (figura CM15). A principios de esta estación dominan los tapetes de *P. retzii* (12 en figura CM16), escasamente presentes a finales del verano. No se observa otra especie cianoprocariota acompañante en el tramo de estudio. Posteriormente, la comunidad aumenta su riqueza específica y predominan *S. pulvinata* (15 en figura CM16) junto a la denominada “costra ocre”, con una alta representación de *H. juliana* (8 en figura CM16) y otras especies acompañantes como *C. fusca* (1 en figura CM16) y *S. calcicola*. También se han observado

A lo largo de la época invernal, se sigue observando una “costra ocre” dominante, compuesta mayoritariamente por *H. juliana* (8 en figura CM16) y *S. pulvinata* (15 en figura CM16), acompañada por *H. crustacea* (7 en figura CM16) y *P. ambiguum* (10 en figura CM16). Bajo lo que suelen observarse formaciones de *Pleurocapsa minor* (6 en figura CM16). Adicionalmente, sobre los filamentos de *Cladophora* sp., se dispone *C. confervicolus* var. *elongatus* (4 en figura CM16).

Posteriormente, se detallan las abundancias relativas de cada una de las especies de cianobacterias identificadas. Las tablas están organizadas por tramos y los valores referidos al porcentaje de recubrimiento total observado en cada muestreo mensual.

En estas tablas se observa que en cada uno de los tramos hay una o dos especies representativas, que son dominantes la mayor parte del ciclo anual. Sí se observa un variación en este patrón en Muga 4, en la que la diversidad relativa resulta mayor, apareciendo varias especies con un porcentaje de recubrimiento mayor del 10%, no solo la especie dominante.

RECUBRIMIENTO RELATIVO MUGA1 2001 - 2003	ABR-2001	MAY-2001	JUN-2001	JUL-2001	AGO-2001	SEPT-2001	OCT-2001	NOV-2001	ENE-2002	FEB-2002	MAR-2002	ABR-2002	MAY-2002	JUL-2002	AGO-2002	OCT-2002	MAR-2003	JUL-2003
<i>Calothrix fusca</i> Nägeli et Flahault 1886	1	1	1			+	1		+			1	1	2				
<i>Chamaesiphon polonicus</i> (Rostafinski) Hansgirg 1892				1					+		+		1					
Chroococcales no identificadas		1	+	+	1	+		1	1	+	1	+			1	+		
<i>Diclothrix orsiniana</i> (Kützing) Bornet et Flahault 1886						1	1	1	1	+	3	1						
<i>Gloeothece incerta</i> Skuja 1964						+			+	1								
<i>Homoeothrix juliana</i> (Bornet et Flahault) Kirchner 1898						1	1						1	2	1	2		
<i>Leptolyngbya rivulariarum</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek 1988								+	+									
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen 1839		+		+	+	+	+	+	+	+	+				+	+		
<i>Microcoleus lacustris</i> (Rabenhorst) Farlow ex Gomont 1892									1	1	1	1	+	+				
<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont ex Gomont 1892					1							1	+					
<i>Pleurocapsa minor</i> Hansgirg 1891										1					+			
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949			2	1	+	1	+	1	+	1	1							
<i>Rivularia biasolettiana</i> (Meneghini) Bornet et Flahault 1886	3	3	3	4	4	4	1	2	1	3	2		1	3	3	3		
<i>Rivularia baematites</i> (de Candolle) Bornet et Flahault 1886			1	2			1	1	1		3			+	1	2		
<i>Schizothrix calcicola</i> Gomont 1892						+	+	1	1	2	1							
<i>Schizothrix lardacea</i> Gomont 1892			1			1	+	1	1	1	+	1	1			1		
<i>Schizothrix pulvinata</i> Kützing ex Gomont 1892								2			1			+				
<i>Scytonema myochrous</i> ((Dillwyn) Agardh) Bornet et Flahault 1886				+				1		+								
<i>Tolythrix distorta</i> Kützing ex Bornet et Flahault 1886 var. <i>penicillata</i> (Agardh) Lemmermann 1886														+				



RECUBRIMIENTO RELATIVO MUGA2 2001 - 2002	ABR-2001	MAY-2001	JUN-2001	JUL-2001	AGO-2001	SEPT-2001	OCT-2001	NOV-2001	ENE-2002	FEB-2002	MAR-2002
<i>Calothrix fusca</i> Nägeli et Flahault 1886	+	+		+		+	1				+
Chroococcales no identificadas	1	1		1	+		+	1			1
<i>Dichothrix orsiniana</i> (Kützing) Bornet et Flahault 1886			+	1	1					1	
<i>Homoeothrix juliana</i> (Bornet et Flahault) Kirchner 1898	3	1	1	1	1					2	+
<i>Leptolyngbya rivulariarum</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek 1988				+	+	+	1		+	1	+
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen 1839	+	+	1	+	+				+		+
<i>Microcoleus lacustris</i> (Rabenhorst) Farlow ex Gomont 1892	1	1		+						1	
<i>Nostoc verrucosum</i> Vaucher ex Bornet et Flahault 1886	+	1						+			
<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont ex Gomont 1892	1	1							+		
<i>Phormidium favosum</i> Gomont ex Gomont 1892	+		+		1			+			
<i>Phormidium reizei</i> (Agardh) Gomont ex Gomont 1892	3	5	4	4	2	4	3	2	+	+	5
<i>Pleurocapsa minor</i> Hansgirg 1891				1			1	1	1		
<i>Psendanabaena galeata</i> Böcher 1949	1	+	+	+	+		1		+	1	+
<i>Rivularia biasolettiana</i> (Meneghini) Bornet et Flahault 1886				2	1	2		2		1	1
<i>Rivularia baematites</i> (de Candolle) Bornet et Flahault 1886					1	2	2	1		2	
<i>Schizothrix calcicola</i> Gomont 1892	1	1	1	1	1	+			1	2	+
<i>Schizothrix lardacea</i> Gomont 1892	1	1	1	+		+	1				
<i>Schizothrix pulvinata</i> Kützing ex Gomont 1892					1						+
<i>Scytonema myochroun</i> ((Dillwyn) Agardh) Bornet et Flahault 1886				+	2		+	1	1	2	3
<i>Tolypothrix distorta</i> Kützing ex Bornet et Flahault 1886			3		3		1		2		3
<i>Tolypothrix distorta</i> Kützing ex Bornet et Flahault 1886 var. <i>penicillata</i> (Agardh) Lemmermann 1886							1	2	2	+	+

RECUBRIMIENTO RELATIVO MUGA3 2001 - 2003	ABR-2001	MAY-2001	JUN-2001	JUL-2001	AGO-2001	SEPT-2001	OCT-2001	NOV-2001	ENE-2002	FEB-2002	MAR-2002	ABR-2002	MAY-2002	JUL-2002	AGO-2002	OCT-2002	MAR-2003	AGO-2003
<i>Calothrix fusca</i> Nägeli et Flahault 1886				1					+	+	1	+		+	+			1
<i>Calothrix parietina</i> (Thuret) et Flahault 1886						+		1										
<i>Chamaesiphon confervicolus</i> A. Braun in Rabenhorst 1865 var. <i>elongatus</i> (Nordstedt) Kann 1972		1									1					+		
<i>Chamaesiphon polonicus</i> (Rostafinski) Hansgirg 1892			1	1		1			1						+	+	+	
Chroococcales no identificadas			1		1			2		+	1	+	+	+		+		1
<i>Cylindrospermum</i> sp. - <i>Nostoc</i> sp.								+	+			+						
<i>Dichothrix orsiniana</i> (Kützing) Bornet et Flahault 1886											+	1				+		
<i>Homoeothrix crustacea</i> Voronichin 1923				4		1	1		1					1	+	1		1
<i>Homoeothrix juliana</i> (Bornet et Flahault) Kirchner 1898						1	1	1	1	1	1			1	+	1	2	3
<i>Leibleinia epiphytica</i> (Hieronymus) Compère 1985		+																
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949		2	1					1	+					1	+		+	
<i>Leptolyngbya rivulariarum</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek 1988																+		+
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen 1839			+		+					+				+	+	+		+
<i>Nostoc verrucosum</i> Vaucher ex Bornet et Flahault 1886																	+	1
<i>Oscillatoria subbrevis</i> Schmidle 1901								+	+	+	1							
<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont ex Gomont 1892					+			1			+	+	+		+	+	1	+
<i>Phormidium javosum</i> Gomont ex Gomont 1892					1		2	1				+					1	
<i>Phormidium retzii</i> (Agardh) Gomont ex Gomont 1892	3				3	3	3	1	1	1	2	3			+	+	2	2
<i>Pleurocapsa minor</i> Hansgirg 1891									1					+		+		
<i>Rivularia bioeletiana</i> (Meneghini) Bornet et Flahault 1886			1	3	3	3	3	3	3	3	+	+		+	3	3		2
<i>Rivularia haematites</i> (de Candolle) Bornet et Flahault 1886						1												
<i>Schizothrix calcicola</i> Gomont 1892								+				+	+	+				
<i>Schizothrix pulvinata</i> Kützing ex Gomont 1892			1	1	2	1	1	+	1	2	1	1	1	+	1	+	+	3
<i>Tolypothrix distorta</i> Kützing ex Bornet et Flahault 1886	1								1		+	+					+	1
<i>Tolypothrix distorta</i> Kützing ex Bornet et Flahault 1886 var. <i>penicillata</i> (Agardh) Lemmermann 1886											+							

RECUBRIMIENTO RELATIVO MUGA4 2001 - 2002	ABR-2001	AGO-2001	SEPT-2001	OCT-2001	NOV-2001	ENE-2002	FEB-2002	MAR-2002
<i>Calothrix fusca</i> Nägeli et Flahault 1886	1			+	1	+		
<i>Chamaesiphon confervicolus</i> A. Braun in Rabenhorst 1865 var. <i>elongatus</i> (Nordstedt) Kann 1972						1	+	+
<i>Homoeothrix crustacea</i> Voronichin 1923				1	2	1	2	1
<i>Homoeothrix juliana</i> (Bornet et Flahault) Kirchner 1898	2			2	3	2	1	1
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949	2						+	+
<i>Leptolyngbya rivulariarum</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek 1988						+	+	
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen 1839						+	1	+
<i>Nostoc sphaericum</i> Vaucher ex Bornet et Flahault 1886								+
<i>Nostoc verrucosum</i> Vaucher ex Bornet et Flahault 1886		3					2	
<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont ex Gomont 1892		3				1	1	
<i>Phormidium favosum</i> Gomont ex Gomont 1892	1	2						
<i>Phormidium retzii</i> (Agardh) Gomont ex Gomont 1892		+	5			+		
<i>Phormidium uncinatum</i> Gomont ex Gomont 1892		2						
<i>Pleurocapsa minor</i> Hansgirg 1891	1					1		1
<i>Rivularia haematites</i> (de Candolle) Bornet et Flahault 1886								+
<i>Schizothrix calcicola</i> Gomont 1892				+		+		
<i>Schizothrix lardacea</i> Gomont 1892	2							
<i>Microcoleus lacustris</i> (Rabenhorst) Farlow ex Gomont 1892								+
<i>Schizothrix pulvinata</i> Kützing ex Gomont 1892				3	4	1	2	+

5.- DINÁMICA DE LAS
COMUNIDADES
EPILÍTICAS:

En este capítulo se pretende abordar en primer término la dinámica de las comunidades algales epilíticas desde una perspectiva general más funcional, gracias al análisis de la evolución de los distintos pigmentos fotosintéticos. Se valorará su evolución tanto en el tiempo, como su variabilidad y pautas de cambio entre las cuatro estaciones de muestreo consideradas, teniendo en cuenta el nivel de senescencia de las comunidades mediante el estudio de la variación de la concentración relativa de carotenoides presente en el biofilm epilítico. También se intentará relacionar la dinámica de las comunidades con los parámetros descriptores del medio, cuya pauta propia ya fue descrita en la sección 3.6.

En segundo lugar, al ser este un trabajo sobre cianobacterias, se pretende estudiar con más detalle qué factores influyen sobre la estructura y dinámica de sus comunidades, cuya composición y abundancia relativa se ha descrito en el capítulo precedente, ya sean factores físicos, químicos o biológicos. Estos últimos se han considerado a partir de los pigmentos fotosintéticos propios de diatomeas (clorofila c), clorofíceas (clorofila b) y cianobacterias (ficobiliproteínas). Esta aproximación constituye la segunda sección del presente capítulo y en el fondo pretende valorar la importancia de los factores físicos y químicos junto o frente a las posibles relaciones de competencia/uso del hábitat con otros grupos algales o entre distintas especies de cianobacterias.

5.1. PIGMENTOS FOTOSINTÉTICOS:

Para valorar el conjunto de la comunidad de productores primarios del biofilm epilítico se han utilizado descriptores generales, que permiten una aproximación funcional a esta comunidad, así como su estado. En concreto, se han utilizado distintos pigmentos fotosintéticos: clorofilas, carotenoides y ficobiliproteínas. Entre las clorofilas se han analizado las concentraciones de: clorofila c (Chl c), propia de las diatomeas en los tramos estudiados del río Muga; clorofila b (Chl b), propia de los clorófitos; y clorofila a (Chl a), que es producida por todos los productores primarios del biofilm. De hecho, la concentración de clorofila a es una estima de la biomasa del conjunto de productores primarios (Stevenson *et al.*, 1996), al igual que las ficobiliproteínas totales lo son de la biomasa de las cianobacterias en nuestras zonas de estudio. Las ficobiliproteínas analizadas fueron ficocianina (Pc), aloficocianina (Apc) y ficoeritrina (Pe). La suma de las tres constituyen lo que llamamos ficobiliproteínas totales (PBP).

Cuando se estima la concentración de Chl a según la metodología estándar (capítulo 2), en realidad se está midiendo, no sólo este pigmento, sino parte de los productos de su degradación. Para evitar una sobreestimación de la biomasa de productores primarios, los valores de Chl a suelen corregirse mediante la concentración de feopigmentos (Lorenzen, 1967). Sin embargo, debido a problemas logísticos que han impedido la medición de feopigmentos en la totalidad de muestreos, se ha decidido utilizar el valor de la concentración de Chl a sin corregir, a pesar de la sobreestimación de la producción primaria que pueda conllevar. De todos modos, el análisis de los carotenoides presentes en el biofilm sirve para evaluar del nivel de senescencia de la comunidad, que puede permitir interpretar en parte algunos valores extremos de Chl a (Margalef, 1983).

Finalmente, es preciso comentar que no se han estudiado las concentraciones de Chl c y Chl b, como concentraciones por unidad de superficie (mg/cm^2), sino relacionadas con la Chl a, con el objetivo de ponderar su importancia relativa respecto a ella y así estimar su aportación relativa a la biomasa de los productores primarios. Es decir, que se estudia la dinámica de las proporciones Chl c/Chl a y Chl b/Chl a, ambas carecen de unidades como tales. Las concentraciones medidas para todos los pigmentos estudiados pueden consultarse en el apéndice 2, sito al final de esta monografía.

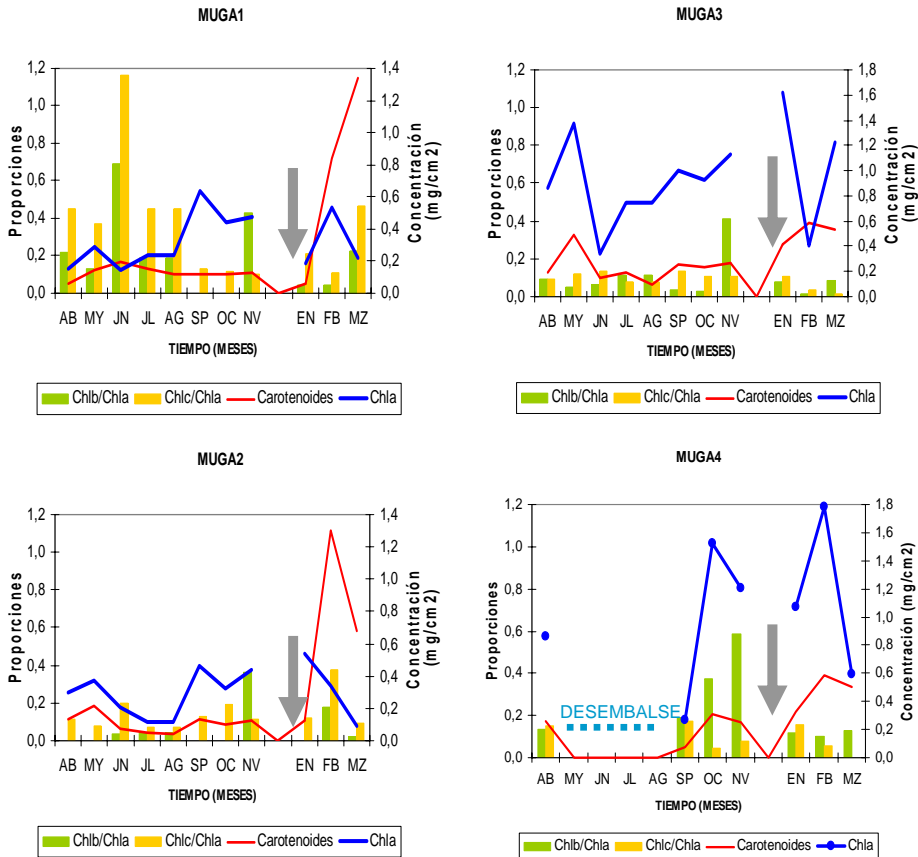


Figura 5.1: Variación de la concentración de Chl a, de la concentración relativa de carotenoides y de las distintas proporciones de clorofilas consideradas a lo largo del ciclo anual estudiado para cada estación de muestreo. El eje derecho refleja los rangos de las concentraciones medidas y la flecha gris la fuerte nevada acontecida en la cuenca.

De acuerdo con la concentración de Chl a, la biomasa de productores primarios es habitualmente mayor en las estaciones Muga 3 y Muga 4 que en las dos de cabecera (Muga 1 y Muga 2), tal y como puede verse en las gráficas de la Fig. 5.1 (obsérvense las respectivas escalas del eje derecho). Hay algunas tendencias comunes que pueden observarse al comparar todas las estaciones: la primera es un pico de Chl a en mayo para las tres

estaciones aguas arriba del embalse, de mayor importancia relativa en Muga 3; la segunda es un pico al inicio del otoño, en octubre para Muga 4 y en septiembre para las restantes; finalmente, se aprecia otro aumento de la concentración en invierno, en febrero para Muga 1 y Muga 4 y en enero para las otras dos estaciones. Por lo demás, las variaciones de la concentración de Chl a divergen entre estaciones. Por ejemplo, en las tres estaciones superiores vemos que los valores se mantienen similares a lo largo del verano en Muga 1, mientras que se van reduciendo progresivamente hasta mantenerse en valores muy bajos durante julio y agosto en Muga 2, o que tras el mínimo registrado en junio la concentración tiende a aumentar progresivamente, con oscilaciones, hasta el inicio del invierno en Muga 3.

Si comparamos ahora la importancia de clorófitos y diatomeas respecto a la biomasa total, mediante las proporciones Chl b/Chl a y Chl c/Chl a respectivamente, observamos que en Muga 1 y Muga 2 las diatomeas son responsables en mayor medida que los clorófitos de la biomasa total observada (figura 5.1), mientras que en Muga 3 se alternan y en Muga 4 son los clorófitos quienes contribuyen en mayor medida a la biomasa de la comunidad. Hay un patrón claro que se observa en todas las estaciones, que es el máximo de aporte relativo a la biomasa de clorófitos en el mes de noviembre tras las lluvias otoñales, debido al crecimiento puntual de *Chladophora glomerata* en todas las estaciones, tal y como se observó *in situ*. Queremos resaltar que esta proporción máxima registrada en noviembre coincide con el máximo absoluto de la concentración de Chl b para todas las estaciones (apéndice 2). Sin embargo, la concentración máxima de Chl c se registró en invierno para todas las estaciones de muestreo, con la excepción Muga 3 que se midió en junio (apéndice 2).

La concentración relativa de carotenoides por su parte, muestra perfiles con tendencias similares a los de Chl a en Muga 4 y Muga 2, de modo que ambas concentraciones aumentan y disminuyen al mismo tiempo (figura 5.1), indicando que cuando se han medido las concentraciones más altas de Chl a en parte se estarían incluyendo en estos valores los derivados de la degradación de las clorofilas. De todos modos, en ambas estaciones al igual que en las otras dos el mayor nivel de senescencia se ha producido en invierno, ya sea en febrero para MU2-MU4 o en marzo para Muga 1. Merece la pena resaltar que los valores más altos de carotenoides se registraron en las dos estaciones de cabecera, con concentraciones relativas superiores a 1,3 en ambos casos (figura 5.1 y apéndice 2), a pesar de que Muga 1 es una estación con cauce abierto y soleado todo el año, mientras que Muga 2 es una estación muy encajada y escasamente soleada debido a su orientación, situación que se acentúa en invierno.

A continuación, se detalla cómo se comportan las distintas estaciones de muestreo respecto a la estima de biomasa de las cianobacterias, evaluada a partir de las ficobiliproteínas totales. Aunque debemos hacer un par de comentarios previos respecto a las distintas fracciones que se incluyen en las ficobiliproteínas totales. El primero es que todas siguen casi siempre la misma pauta, sus concentraciones aumentan y disminuyen al unísono, con la excepción de la concentración de ficoeritrina en abril en Muga 1 en la que se observa el valor máximo de esta ficobiliproteína, mientras que las concentraciones de ficocianina y aloficocianina presentan valores mínimos e inferiores a los del siguiente mes (figura 5.2). El segundo comentario es que la aloficocianina contribuye en mayor medida al valor de la concentración de las ficobiliproteínas totales que las restantes ficobiliproteínas

en todas las estaciones, salvo dos excepciones que corresponden a la muestra de abril en Muga 1, ya comentada antes, y a noviembre en Muga 3, donde también se midió un aumento claro de la concentración de ficoeritrina con respecto a las otras dos (figura 5.2).

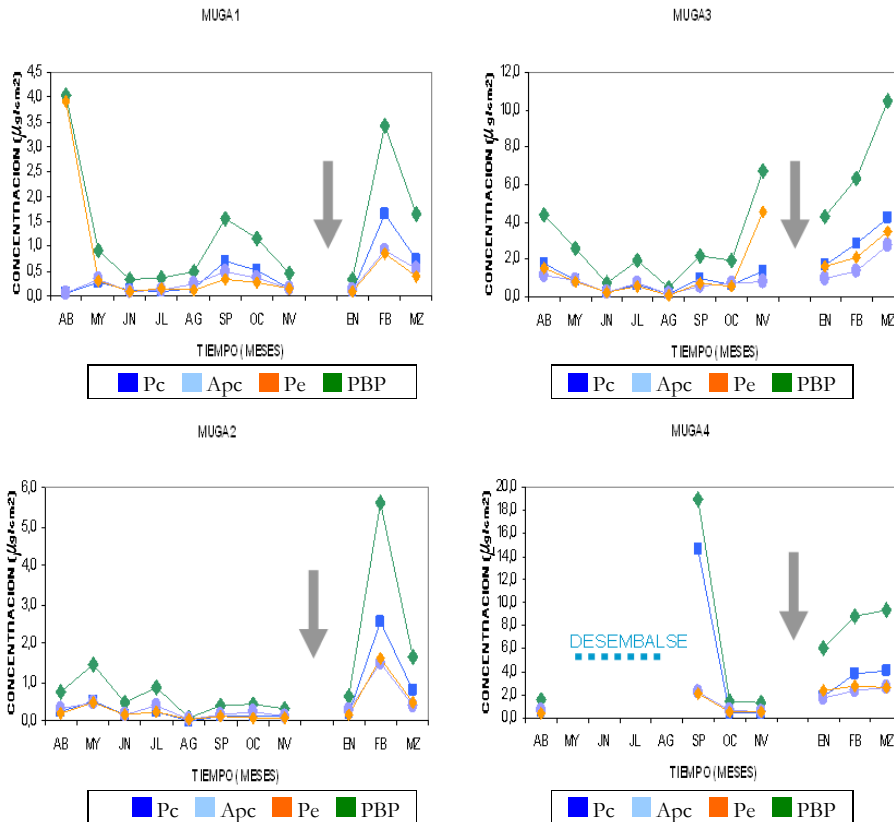


Figura 5.2: Variación de las concentraciones de ficocianina, aloficocianina, ficoeritrina y ficobiliproteínas totales (ficobiliproteínas) a lo largo del ciclo anual estudiado completo en las cuatro estaciones de muestreo consideradas. La flecha gris indica la nevada extraordinaria ocurrida en la cuenca.

En lo sucesivo, se comentan las tendencias observadas para las ficobiliproteínas totales (ficobiliproteínas a partir de ahora). Queda evidente, a partir de las cuatro gráficas (figura 5.2), que cada estación presentó una dinámica distinta, aunque se observa el aumento de la concentración de ficobiliproteínas aguas abajo siguiendo un gradiente longitudinal en las 3 estaciones del eje principal del río Muga ($MU1 < MU3 < MU4$); véase el valor máximo de las concentraciones según el eje vertical, de algo más de $4 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en Muga 1 hasta casi $20 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en Muga 4 (apéndice 2). En Muga 1 se parte de la concentración máxima absoluta registrada en abril hasta registrarse valores muy bajos a lo largo del verano (junio-agosto), para aumentar en un pico de inicio de otoño (septiembre-octubre) que ha disminuido hasta alcanzar el mínimo en el mes de enero con una subida posterior muy marcada en febrero. En Muga 1, los picos de ficobiliproteínas registrados en septiembre y febrero son coincidentes con los medidos para la Chl a. Tal vez en ambos

meses la biomasa algal puede deberse principalmente a las cianobacterias. En Muga 2 también se ha observado el pico de ficobiliproteínas en febrero, que corresponde al máximo medido en esta estación. Sin embargo, durante el resto del ciclo anual se ha observado una tendencia a la reducción de la concentración de ficobiliproteínas desde mayo hasta agosto, manteniéndose las concentraciones muy bajas hasta noviembre (figura 5.2). En Muga 3, se mantiene la tendencia a que la concentración sea menor en los meses de verano e inicio de otoño (junio-octubre), pero se produce un aumento en noviembre tras las lluvias, con un descenso después de la fuerte nevada que se registró en diciembre y un aumento paulatino hasta alcanzar la máxima concentración medida en el muestreo de marzo de 2002. Esta tendencia a aumentar la concentración tras la nevada también se observa en Muga 4, pero partiendo del valor mínimo medido en el mes previo (noviembre) para esta estación, en la cual la máxima concentración de ficobiliproteínas se registró en el primer muestreo sin caudales de desembalse elevados y mantenidos, es decir en septiembre (Fig. 5.2).

En general, podemos afirmar que las pautas de Chl a y de ficobiliproteínas totales no son coincidentes en nuestras estaciones de muestreo, aunque algunos picos aislados sí lo sean (febrero en Muga 1 y noviembre en Muga 3 por ejemplo) (figuras 5.1 y 5.2).

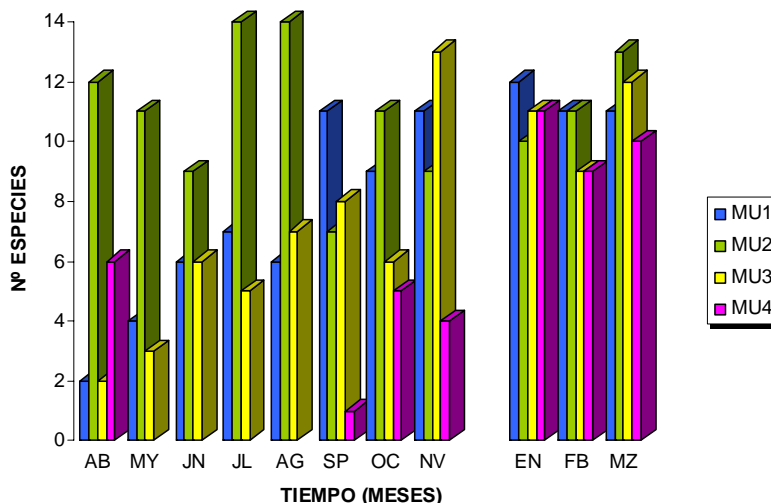


Figura 5.3: Variación de la riqueza de especies de cianobacterias a lo largo del ciclo anual estudiado.

Para completar la visión general de la dinámica de las comunidades de cianobacterias se ha creído conveniente considerar la riqueza de especies como un indicador de la biodiversidad de las comunidades. El cálculo de la riqueza de especies se ha realizado a partir de las tablas de presencia y rangos de abundancia presentadas en el capítulo precedente. Como puede verse en la figura 5.3, el número máximo de especies de cianobacterias presentes en un mismo muestreo oscila entre 11 para la estación Muga 4 y 14 de Muga 2. Esta última estación es la que presenta un número de especies igual o superior a 10 la mayor parte del ciclo anual, con las excepciones de junio y noviembre en los que se identificaron 9 especies y de septiembre con sólo 7. En las estaciones Muga 1 y

Muga 3, el número de especies presenta una tendencia creciente desde el primer muestreo en abril hasta septiembre (Muga 1) y noviembre (Muga 3). El resto del ciclo, la riqueza tiende a mantenerse con alguna oscilación (figura 5.3). Muga 4 presentó el mayor número de especies en enero y esta elevada riqueza se mantuvo, aunque con valores ligeramente inferiores, los restantes meses invernales. Para el conjunto de las estaciones de muestreo se aprecia que en invierno es cuando todas tienen valores de riqueza de especies altos (figura 5.3).

Tras los resultados obtenidos respecto a las pautas de las variables físicas y químicas que constituyen los descriptores del medio en el capítulo 3 sección 2.5, se decidió comprobar si las correlaciones que se obtenían entre dichos parámetros y los descriptores de la comunidad que se han considerado hasta el momento (pigmentos fotosintéticos y riqueza de especies) se mantenían cuando se consideraban todos los casos; es decir, los casos correspondientes a todos los muestreos completos para las cuatro estaciones, o sólo los casos completos del primer ciclo anual para las tres estaciones de muestreo no reguladas (MU1-MU3). Los resultados obtenidos han mostrado que algunas correlaciones se mantenían significativas en ambos tratamientos estadísticos, como son la Chl a ante la anchura del cauce o el número de especies (riqueza) ante la concentración de calcio (figura 5.4), mientras que otras perdían su valor predictivo, como la alofococianina ante la concentración de silicatos (figura 5.4).

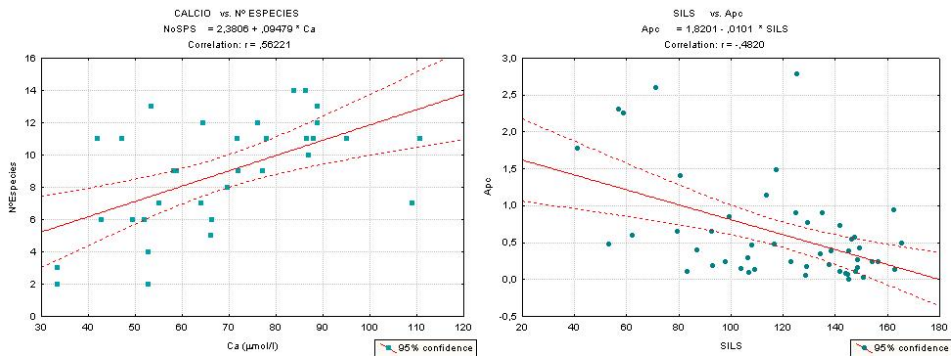


Figura 5.4: Relaciones observadas entre distintos descriptores del medio y de la comunidad epilítica. Se indican la línea de regresión y los límites para el 95% de confianza, así como la fórmula de la regresión y el valor del índice de correlación de Pearson, en ambos casos $p < 0,001$.

Con el objetivo de buscar pautas y tendencias generales en la dinámica de la comunidad epilítica, así como discernir qué parámetros del medio influyen en dichas pautas, se ha optado por realizar dos análisis factoriales de ordenación. En concreto, se han realizado dos análisis de redundancia (RDA), método lineal de ordenación canónica basado en regresiones múltiples (ter Braak y Šmilauer, 2002), acorde con las relaciones observadas en los tratamientos estadísticos previos que se han realizado. En el primer RDA se han utilizado todos los casos completos para la totalidad de las estaciones y de muestreos realizados, tanto durante el primer año de estudio como durante el segundo. Así mismo, se han incluido todas las variables descriptoras del medio. La varianza total explicada por los cuatro primeros ejes del análisis ha sido del 46,5 % para los descriptores de la comunidad,

mientras que la varianza acumulada de la relación entre descriptores de la comunidad y descriptores del medio ha sido del 98,9% (tabla 5.1).

Ejes	1	2	3	4
Valores propios	0,236	0,188	0,027	0,014
Varianza acumulada en % (descriptores de la comunidad)	23,6	42,4	45,1	46,5
Varianza acumulada en % (relación comunidad-medio)	50,2	90,2	95,8	98,9

Tabla 5.1: Resultados referentes a los cuatro primeros ejes canónicos obtenidos en el RDA de los descriptores de la comunidad epilítica *versus* los descriptores del medio para la totalidad de casos completos.

Se han realizado al mismo tiempo los test de significación para el primer eje canónico y para el conjunto de todos los ejes canónicos, así como para cada una de las variables descriptoras del medio mediante el test de permutaciones de Monte-Carlo incluido en el paquete estadístico CANOCO 4.5 (Biometris Wageningen-UR, 2002). De ellos se extrae como principal conclusión que dos son los principales parámetros descriptores del medio que permiten explicar la mayor parte de la variación observada en los descriptores de la comunidad (predecir sus cambios). Estos parámetros son la concentración de silicatos disueltos en el agua junto al substrato (SILS) y la concentración de calcio disuelto (tabla 5.2). Ambos constituyen el único modelo significativo de regresiones múltiples, método de selección paso a paso, para predecir la dinámica de los descriptores de la comunidad epilítica.

Test de significación de Monte-Carlo	valor propio/residuo	F-ratio	probabilidad
Eje 1	0,236	8,98	0,656
Todos los ejes canónicos juntos	0,470	1,287	0,213
	λa	F-ratio	probabilidad
Concentración silicatos (SILS)	0,12	6,70	0,001
Concentración calcio (Ca)	0,10	5,59	0,004

Tabla 5.2: Resultados de los test de significación de Monte-Carlo para los ejes canónicos obtenidos en el RDA de los descriptores de la comunidad epilítica *versus* los descriptores del medio y del modelo de regresión múltiple generada a partir de dichos descriptores, para la totalidad de casos completos.

Al analizar en detalle el resultado del RDA realizado con la totalidad de casos, se observa que el primer eje (eje horizontal de la gráfica) está definido en su extremo positivo por la concentración de silicatos disueltos junto al substrato (SILS), acompañados por velocidades altas junto al substrato y la concentración de silicatos en el medio intersticial. El extremo negativo de este eje no se encuentra asociado claramente a ningún parámetro descriptor del medio (figura 5.5). Sin embargo, este eje asocia en su semieje positivo las concentraciones elevadas de silicatos con la máxima aportación de las diatomeas a la biomasa de la comunidad de productores primarios (Chl c/Chl a), mientras que la mayor biomasa de cianobacterias (concentraciones altas de ficobiliproteínas) se producen asociadas a las concentraciones más bajas de silicatos disueltos (figura 5.5). Esta relación podría interpretarse como que cuando la concentración de silicatos es el factor limitante para el crecimiento de las diatomeas, las cianobacterias aumentarían su biomasa (ficobiliproteínas totales).

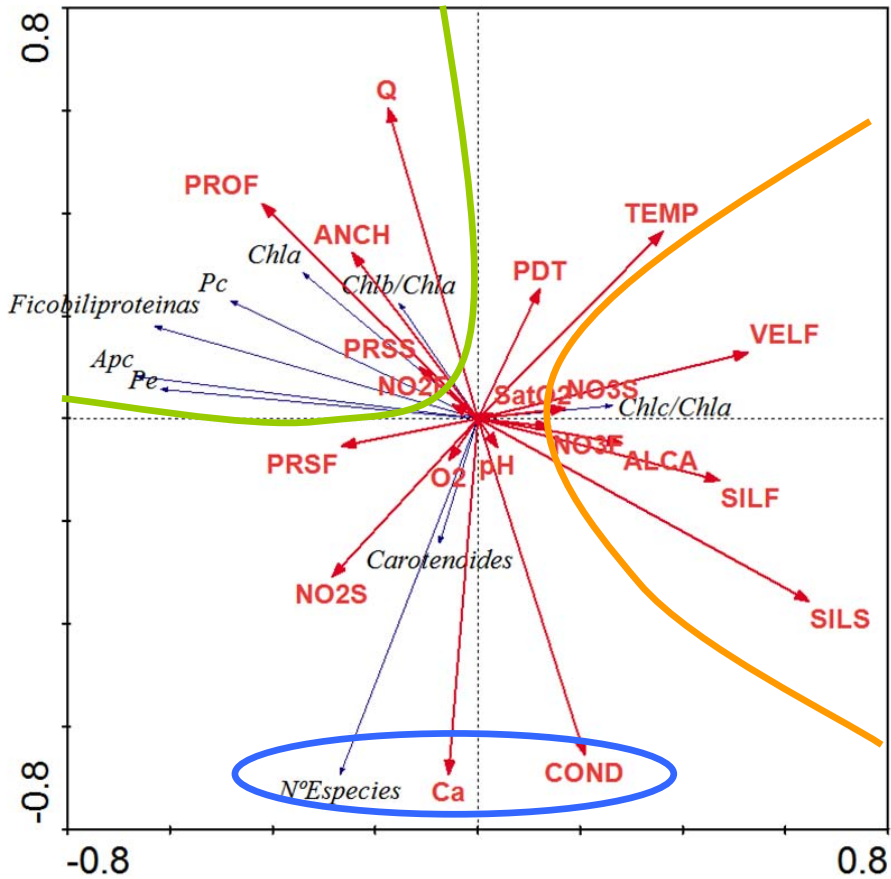


Figura 5.5: Reproducción gráfica de las coordenadas de los parámetros descriptores de la comunidad epilítica y del medio en los dos primeros ejes obtenidos a partir del RDA realizado con los casos correspondientes a las 4 estaciones a todos los muestreos completos. (El eje I es el horizontal y el eje II el vertical) (*S = *agua junto al substrato; *F = *intersticial).

El segundo eje (eje vertical), está definido en su extremo negativo por la concentración de calcio disuelto acompañada por la conductividad y en su extremo positivo por el caudal (Q) acompañado por la profundidad y la temperatura, aunque la profundidad presenta coordenadas similares para los dos primeros ejes. Este eje nos indica que la riqueza de especies de cianobacterias tiende a ser mayor en medios con concentraciones altas de calcio disuelto y caudales bajos (figura 5.5). Hemos de indicar aquí que, la biomasa total de la comunidad epilítica (Chl a) presenta una tendencia en parte similar a la biomasa de cianobacterias (ficobiliproteínas) y en parte al aumento de aportación de los clorófitos a dicha biomasa total epilítica (Chl b/Chl a).

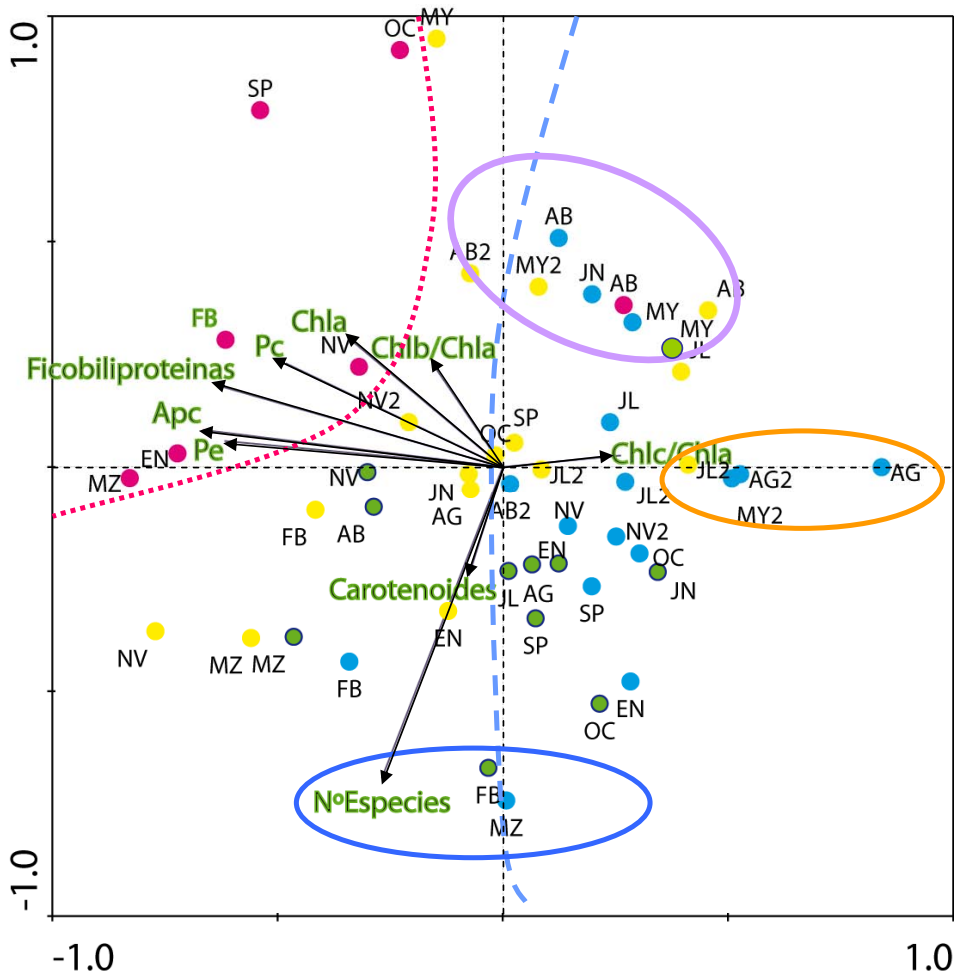


Figura 5.6: Representación gráfica de las coordenadas de los distintos muestreos utilizados en el RDA realizado para las cuatro estaciones estudiadas y todos los muestreos completos. Los colores utilizados corresponden a MU1 (azul), MU2 (verde), MU3 (amarillo) y MU4 (fucsia). El 2 tras las iniciales del mes indican que los casos corresponden al segundo año muestreado.

Al analizar la posición de las estaciones de muestreo respecto a sus coordenadas en los dos primeros ejes de este RDA (figura 5.6), se aprecia que el semieje positivo del primer eje separa claramente los muestreos de la estación Muga 1 de los de Muga 4 (obsérvese las líneas discontinuas azul y fucsia incluidas en la figura 5.6). Esta separación nos indica que en Muga 1 las diatomeas son importantes dentro de la comunidad epilítica de productores primarios, frente a Muga 4 en donde tienen menor importancia relativa ante las biomásas de cianobacterias y clorófitos. Por otro lado, el segundo eje nos muestra la pauta que sigue la riqueza de especies de cianobacterias en las tres estaciones no reguladas (MU1-MU3), con valores máximos asociados a los muestreos invernales (enero-marzo) y mínimos a los de primavera (abril-mayo). Esta tendencia se mantiene a lo largo de los dos años muestreados (obsérvese elipse añil en la figura 5.6).

Ejes	1	2	3	4
Valores propios	0,419	0,304	0,033	0,011
Varianza acumulada en % (descriptores de la comunidad)	41,9	72,3	75,6	76,6
Varianza acumulada en % (relación comunidad-medio)	54,3	93,7	98,0	99,4

Tabla 5.3: Resultados referentes a los cuatro primeros ejes canónicos obtenidos en el RDA de los descriptores de la comunidad epilítica *versus* los descriptores del medio para la totalidad de casos completos correspondientes a MU1-MU3 durante el primer ciclo anual (2001-2002).

Veamos ahora si estas pautas y tendencias observadas se mantienen o no al analizar únicamente las tres estaciones no reguladas durante el ciclo anual estudiado completo (primer ciclo). De la información general del RDA realizado, lo primero que se debe destacar es que ha aumentado considerablemente la varianza explicada por cada uno de los dos primeros ejes canónicos (compárense los valores de la tabla 5.3 con los de la tabla 5.1); donde el primer eje casi dobla su valor propio. Además, los cuatro primeros ejes ahora explican más del 75% de la varianza de los casos, frente al 46,5% del RDA precedente.

Test de significación de Monte-Carlo	valor propio/residuo	F-ratio	probabilidad
Eje 1	0,419	8,654	0,253
Todos los ejes canónicos juntos	0,771	2,024	0,018
	λ_a	F-ratio	probabilidad
Concentración calcio (Ca)	0,18	6,81	0,001
Anchura de inundación (ANCH)	0,14	6,24	0,004
Temperatura (TEMP)	0,08	3,76	0,019
Concentración ortofosfatos intersticiales (PRSF)	0,05	2,36	0,119
Caudal (Q)	0,04	2,40	0,072
Conductividad (COND)	0,04	2,14	0,111
Alcalinidad (ALCA)	0,04	2,37	0,087
Concentración silicatos intersticiales (SILF)	0,02	0,97	0,403
Concentración nitritos intersticiales (NO2F)	0,02	1,14	0,333
Oxígeno disuelto (O2)	0,01	1,05	0,372
% Saturación de oxígeno (SatO2)	0,05	2,88	0,050

Tabla 5.4: Resultados de los test de significación de Monte-Carlo para los ejes canónicos obtenidos en el RDA de los descriptores de la comunidad epilítica *versus* los descriptores del medio y del modelo de regresión múltiple generada con estos últimos, para la totalidad de casos completos correspondientes a MU1-MU3 durante el primer ciclo anual.

La capacidad predictiva de los cambios y pautas de la varianza de los casos es muy superior en este RDA restringido a los muestreos realizados en las estaciones no reguladas durante el ciclo anual estudiado por completo. Estos resultados se traducen en que el test de permutaciones de Monte-Carlo realizado para el conjunto de ejes canónicos sea significativo ($p \leq 0,05$), tal y como se muestra en la tabla 5.4. Respecto a qué variables del medio constituyen un modelo de regresión múltiple estadísticamente significativo, según el método de comprobación/avance paso a paso, se puede observar que hay dos opciones posibles: la primera consideraría solo los tres primeros descriptores del medio incluidos en

la tabla 5.4, con una probabilidad significativa conjunta del modelo de 0,019; la segunda incluiría los 11 parámetros descriptores del medio que se muestran en la tabla 5.4, los cuales conjuntamente constituirían un modelo de regresión múltiple en el límite de significación con una $p=0,05$.

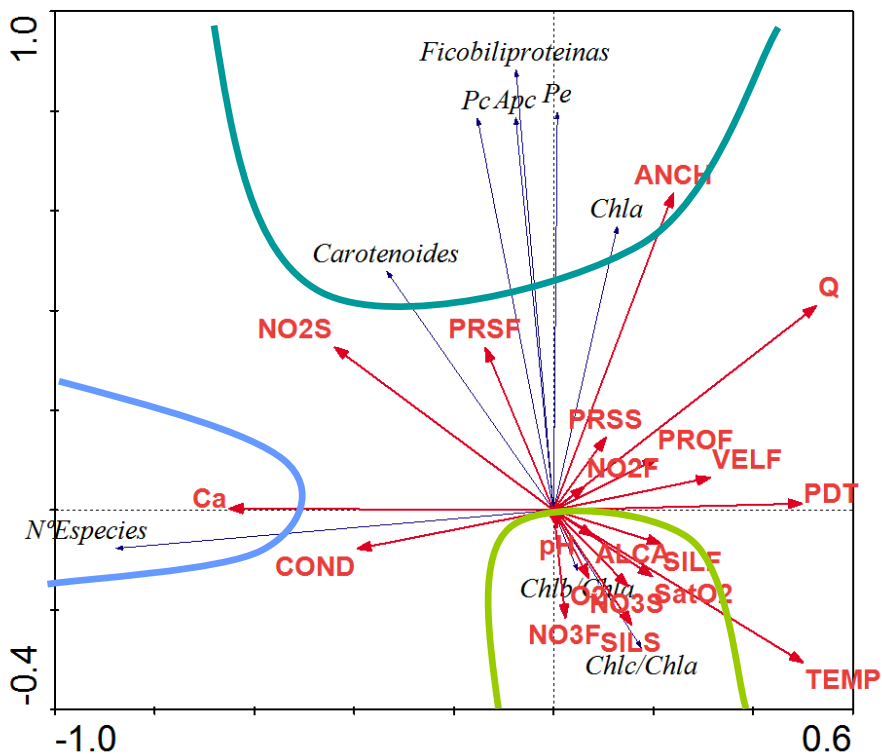


Figura 5.7: Reproducción gráfica de las coordenadas de los parámetros descriptores de la comunidad epilítica y del medio en los dos primeros ejes obtenidos a partir del RDA realizado con los casos completos correspondientes a las 3 estaciones no reguladas durante el primer año de estudio. (El eje I es el horizontal y el eje II el vertical) (*S = *agua junto al substrato; *F = *intersticial).

En este RDA reducido (figura 5.7), se observa que el primer eje se corresponde con el segundo eje, más o menos, del RDA global previo (figura 5.5), ya que está definido por la concentración de calcio disuelto en su extremo negativo y el caudal junto con la temperatura y el fósforo disuelto total (PDT) en su extremo positivo. Esta preeminencia del eje caudal & temperatura (+)/calcio (-) es debida a la pérdida de importancia de la concentración de silicatos como modulador de los cambios en la dinámica de las comunidades de productores primarios. De hecho, este primer eje discrimina las comunidades en función de la riqueza de especies de cianobacterias (n° especies). El segundo eje (eje vertical) se encuentra definido en su extremo positivo por la anchura de inundación del cauce, que está asociada al aumento de la biomasa de cianobacterias (ficobiliproteínas). Este aumento de biomasa de cianobacterias está asociado también, en parte, con la biomasa total de productores primarios (Chl a) y la concentración relativa de carotenoides en menor medida, es decir que puede interpretarse como que el aumento de la

biomasa total de productores primarios se debería, en estas estaciones no reguladas, de un lado al aumento de biomasa de cianobacterias y de otro a la degradación de los pigmentos fotosintéticos por senescencia de parte de la comunidad (mayor concentración relativa de carotenoides). Recuérdese que las concentraciones de Chl a medidas incluyen también parte de sus compuestos de degradación debido a que no se han corregido sus valores deduciendo de ellos las concentraciones de feopigmentos. Al mismo tiempo, se observa la tendencia a que el aumento de la biomasa de cianobacterias (ficobiliproteínas) se produce en condiciones opuestas al aumento de la aportación de diatomeas (Chl c/Chl a) y clorófitos (Chl b/Chl a) a la biomasa total de los productores primarios (figura 5.7). Merece la pena comentar en este punto el cambio de asociación del aporte de los clorófitos, con una tendencia similar a la de las diatomeas en este análisis y opuesta en el análisis global anterior (figura 5.5).

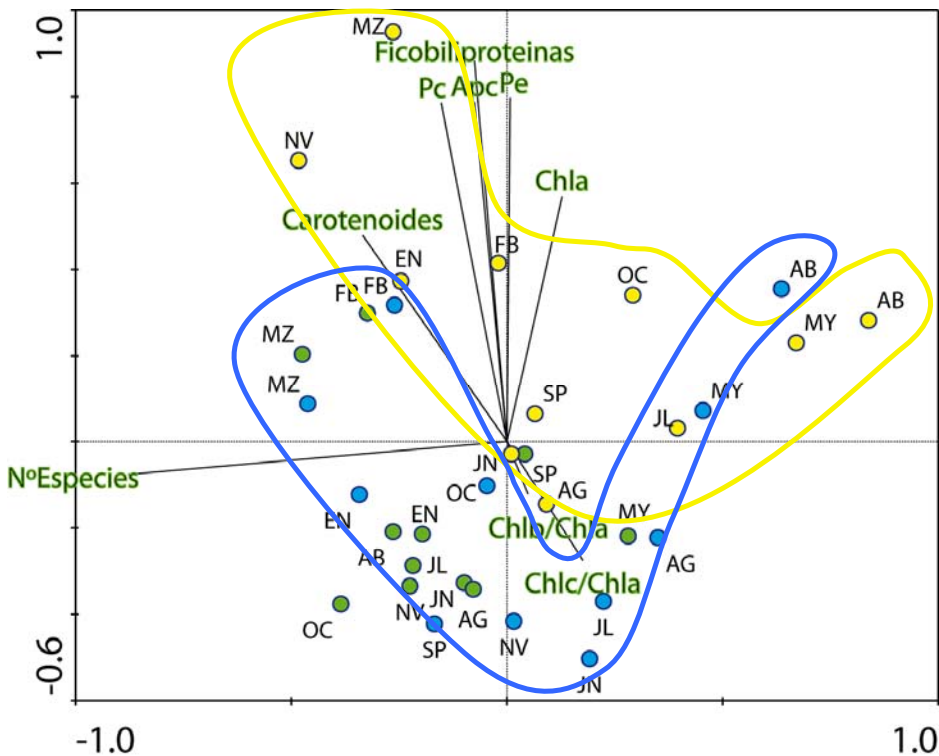


Figura 5.8: Representación gráfica de las coordenadas de los distintos muestreos utilizados en el RDA realizado para las tres estaciones no regulada y todos los muestreos completos correspondientes al primer ciclo anual. Los colores utilizados corresponden a MU1 (azul), MU2 (verde) y MU3 (amarillo).

Si se analiza la distribución de los muestreos (casos) en este RDA reducido, se puede ver que las estaciones no se segregan entre sí. No encontramos todos los casos de una estación concreta fuertemente agrupados y claramente aislados de los de las otras. En realidad, se está ante la típica distribución de los casos siguiendo dos gradientes (distribución en “*croissant*”), representados por cada uno de los ejes (figura 5.8), que se

corresponden con un gradiente de caudal frente a riqueza de especies de cianobacterias (eje I) y con un gradiente de biomasa de cianobacterias frente a biomasa de clorófitos y diatomeas principalmente (figura 5.8). Estas distribuciones en *croissant* (Verneaux, 1973) las presentan siguiendo las mismas tendencias tanto Muga 1 como Muga 3, véase los dibujos realizados agrupando los casos para cada una de ellas (Muga 1 *croissant* con línea azul, Muga 3 *croissant* con línea amarilla). De este modo, los casos oscilan entre los meses de primavera (abril-mayo) con caudales altos y biomasa intermedias de cianobacterias, pasando por momentos con biomasa relativa mayor de diatomeas y clorófitos y caudales intermedios durante el verano e inicio del otoño, hasta alcanzar nuevamente valores altos de biomasa de cianobacterias y de la riqueza de especies, especialmente en Muga 1, pero acompañadas por una mayor senescencia del conjunto de la comunidad de productores primarios en los meses de invierno. Muga 2 presenta sólo una parte del conjunto de estas tendencias, al no estar claramente definido su inicio por no separarse tanto los muestreos primaverales de los restantes debido a la menor magnitud de sus caudales máximos, aunque el muestreo de mayo sí se separe en parte de los restantes, véase su posición en el cuadrante inferior derecho (figura 5.8).

5.2. DINÁMICA DE LA ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES:

En este apartado se pretende estudiar con más detalle los cambios en la estructura de las comunidades de cianobacterias bentónicas, tanto espacial como temporalmente, e intentar comprender qué papel juegan los descriptores del hábitat en que viven, ya se trate de parámetros físicos, químicos o biológicos. La mera descripción de la composición de las comunidades de cianobacterias, junto con sus clases de abundancia relativa en cada estación y muestreo, se incluyeron ya en el capítulo 4 (tablas de la sección 4.2).

De las 35 especies y variedades encontradas para el conjunto de estaciones y muestreos, se han seleccionado 19 de ellas (tabla 5.5). Se han eliminado todas las especies raras, es decir aquellas de las que sólo se ha registrado su presencia pero en ningún momento han podido incluirse en rangos de abundancia superiores, así como aquellas que han aparecido sólo puntualmente. Esta selección se ha realizado, ya que lo que se pretende es ver si existen pautas en la dinámica de la estructura de las comunidades de cianobacterias, en las que es especialmente importante conocer si los cambios de dominancia y la persistencia de las especies importantes en dicha estructura se encuentran asociados a la dinámica del ambiente en que viven; especialmente, si se tiene en cuenta que esta aproximación ha de servir de base para intentar explicar la producción de cianotoxinas por las comunidades de cianobacterias. La importancia de las especies raras se ha introducido ya anteriormente, en parte gracias a la estimación de la riqueza de especies de cianobacterias. Se debe aclarar ahora un par de cosas. La primera es que se han tomado conjuntamente la especie *Tolypothrix distorta* y su variedad *Tolypothrix distorta* var. *penicillata*, ya que esta última variedad sólo se ha distinguido una única vez en una estación, donde *T. distorta* es frecuente y abundante durante el resto de los muestreos. La segunda puntualización está asociada a por qué se ha mantenido dentro de las especies seleccionadas a *Merismopedia punctata*, a pesar de que sea una especie planctónica. Aunque con muchas reticencias, se ha decidido incluirla en la primera aproximación realizada por si podía aportar información relevante a la interpretación de las pautas de la dinámica de las comunidades bentónicas cianobacterianas.

Abreviatura	Especie	Abreviatura	Especie
CALf	<i>Calothrix fusca</i>	PSEUDAg	<i>Pseudanabaena galeata</i>
CHAMp	<i>Chamaesiphon polonicus</i>	RIVb	<i>Rivularia biasoletiana</i>
DICHo	<i>Dichothrix orsiniana</i>	RIVh	<i>Rivularia baematites</i>
HOMc	<i>Homoeothrix crustacea</i>	SCHIZc	<i>Schizothrix calcicola</i>
HOMj	<i>Homoeothrix juliana</i>	SCHIZl	<i>Schizothrix lardacea</i>
NOSTv	<i>Nostoc verrucosum</i>	SCHIZp	<i>Schizothrix pulvinata</i>
PHORMf	<i>Phormidium favosum</i>	SCYtm	<i>Scytonema myochroua</i>
PHORMi	<i>Phormidium irriguum</i>	TOLD	<i>Tolypothrix distorta</i>
PHORMr	<i>Phormidium retzii</i>	MERp	<i>Merismopedia punctata</i>
PLEURm	<i>Pleurocapsa minor</i>		

Tabla 5.5: Lista de especies utilizadas en el estudio de la dinámica de las comunidades cianobacterianas, en la que se incluyen sus correspondientes abreviaturas.

Ya que se pretende buscar pautas y detectar gradientes, se ha optado por utilizar como análisis de ordenación estadística un análisis de redundancia (RDA), pues este tipo de análisis factorial no prima lo extraordinario (especies más raras) como hace el análisis de correspondencias canónicas (CCA). Además, las distribuciones de los rangos de abundancias de las especies consideradas no se ajustan a una distribución normal como requiere el uso del CCA. En este primer RDA, se ha analizado la distribución y rangos de frecuencia de las especies seleccionadas frente al conjunto global de parámetros descriptores del hábitat, tanto físicos, como químicos y biológicos. Estos últimos incluyen todos los pigmentos fotosintéticos y la riqueza de especies de cianobacterias. Se han utilizado la totalidad de casos completos que se tenían, correspondientes a las cuatro estaciones de muestreo consideradas y a los dos períodos anuales estudiados.

Los resultados de este RDA muestran que el primer eje explica casi el 20% de la varianza de la estructura de la comunidad (especies), mientras que los cuatro ejes juntos explican el 47,2% de la varianza, al tiempo que el porcentaje de la varianza acumulada por la relación entre las especies y el hábitat alcanza el 68,8 % (tabla 5.6). Este porcentaje nos indica el nivel de predicción que se obtiene para explicar la dinámica de la estructura de las comunidades de cianobacterias a partir del conjunto de parámetros descriptores del hábitat incluidos en el RDA.

Ejes	1	2	3	4
Valores propios	0,184	0,145	0,080	0,063
Varianza acumulada en % (especies)	18,4	33,0	40,9	47,2
Varianza acumulada en % (relación especies-hábitat)	26,9	48,0	59,6	68,8

Tabla 5.6: Resultados referentes a los cuatro primeros ejes canónicos obtenidos en el RDA de las especies de cianobacterias *versus* los descriptores del medio y de la comunidad para la totalidad de casos completos.

El resultado de aplicar los test de significación para el primer eje factorial y para el conjunto de ejes canónicos, así como para cada una de las variables descriptoras del hábitat mediante el test de Monte-Carlo incluido en el paquete estadístico CANOCO 4.5 (Biometrics Wageningen-UR, 2002), nos indica que aunque el primer eje no es significativo al tener una $p > 0,05$, el conjunto de los cuatro ejes canónicos sí lo son con una probabilidad de $p = 0,001$ (tabla 5.7). De todos los parámetros descriptores del hábitat, cinco son los que permiten describir la variabilidad de la estructura de la comunidad de cianobacterias: dos parámetros físicos (caudal y anchura de inundación), un parámetro químico (concentración de silicatos intersticiales) y dos biológicos (la aportación de los clorófitos a la biomasa de productores primarios y la riqueza de cianobacterias). Estos parámetros junto con otros cuatro más (concentración de nitritos intersticiales, conductividad, temperatura y concentración de silicatos junto al substrato) constituyen un modelo de regresión múltiple que permite la predicción de los cambios en la estructura de las comunidades manteniendo el nivel de significación ($p < 0,05$) (tabla 5.7).

Test de significación de Monte-Carlo	valor propio/residuo	F-ratio	probabilidad
Eje 1	0,184	4,747	0,264
Todos los ejes canónicos juntos	0,686	1,640	0,001
	λa	F-ratio	probabilidad
Concentración silicatos intersticiales (SILF)	0,08	4,41	0,002
Caudal (Q)	0,06	3,32	0,003
Chl b/Chl a (Chlb/Chla)	0,05	2,60	0,005
Anchura de inundación (ANCH)	0,04	2,31	0,019
Riqueza cianobacterias (N° Especies)	0,04	2,16	0,028
Concentración nitritos intersticiales (NO2S)	0,03	1,81	0,068
Conductividad (COND)	0,02	1,48	0,136
Temperatura (TEMP)	0,03	1,72	0,066
Concentración silicatos superficie (SILS)	0,03	1,83	0,039

Tabla 5.7: Resultados de los test de significación de Monte-Carlo para los ejes canónicos obtenidos en el RDA de las especies de cianobacterias *versus* los descriptores del hábitat (físicos, químicos y biológicos). Se incluyen los parámetros del modelo de regresión múltiple generada a partir de dichos descriptores, para la totalidad de casos completos.

RDA	Suma todos los valores propios canónicos
Estructura comunidad <i>versus</i> medio (F y Q)	0,525
Estructura comunidad <i>versus</i> descriptores funcionales comunidad (pigmentos fotosintéticos y riqueza especies)	0,291
Estructura comunidad <i>versus</i> hábitat (descriptores físicos, químicos y funcionales de la comunidad)	0,686
RDA especies medio <i>versus</i> RDA especies dinámica	Varianza compartida
Parámetros medio (F y Q) con descriptores funcionales comunidad (pigmentos fotosintéticos y riqueza especies).	13,0% (0,130)

Tabla 5.8: Comparación entre la suma de todos los valores propios canónicos para cada uno de los RDA realizados y estimación de la varianza compartida entre los descriptores de las matrices ambientales utilizadas para el estudio de la composición y estructura de las comunidades de cianobacterias, con la totalidad de casos completos de las cuatro estaciones de muestreo.

Con el objetivo de estimar la importancia relativa de los dos tipos de parámetros descriptores del hábitat sobre la composición de la estructura de las comunidades de cianobacterias, se han realizado dos RDA parciales, cada uno sólo con un tipo de parámetros (tabla 5.8). De los resultados generales obtenidos en ellos, podemos ver que la varianza compartida entre los descriptores del medio (físicos y químicos) y los descriptores funcionales de la comunidad (biológicos) es tan sólo del 13%, aunque la varianza acumulada por los cuatro ejes canónicos del RDA realizado con los descriptores funcionales, es únicamente del 29,1%. Queda claro que son los parámetros del medio los que tienen mayor importancia a la hora de explicar la varianza de la composición de las comunidades de cianobacterias.

Si se analiza el resultado de este RDA realizado con la totalidad de casos, se observa que el primer eje (eje horizontal de la gráfica) está definido en su extremo negativo por la concentración de silicatos (figura 5.9), tanto circulante (SILS) como intersticial (SILF), acompañadas por la aportación de las diatomeas a la biomasa de productores primarios. Mientras, su extremo positivo está sólo definido en parte por la biomasa de cianobacterias (ficobiliproteínas). En el segundo eje (eje vertical de la gráfica) aparecen opuestos y definiendo cada extremo: el caudal (Q) para el semieje positivo y la conductividad (COND) junto con las concentraciones de calcio (Ca) y silicatos circulantes (SILS) para el semieje negativo (figura 5.9).

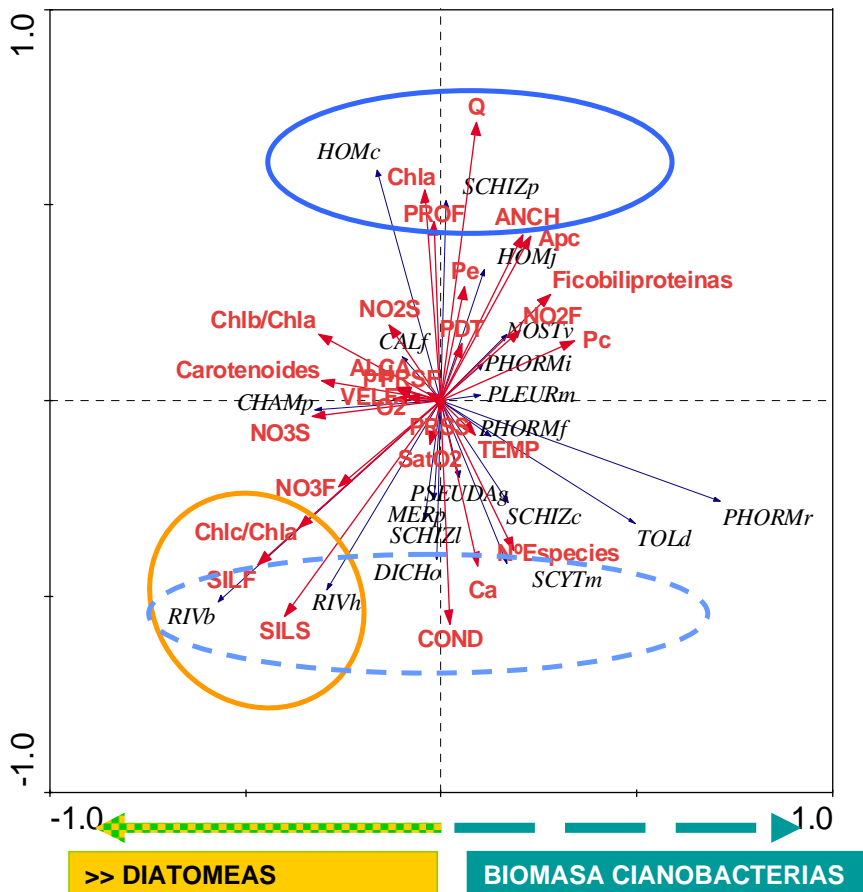


Figura 5.9: Reproducción gráfica de las coordenadas de los parámetros descriptores de la dinámica de las especies de cianobacterias y del hábitat (descriptores del medio y funcionales de la comunidad) en los dos primeros ejes obtenidos a partir del RDA realizado con los casos correspondientes a todos los muestreos completos de las 4 estaciones estudiadas. (El eje I es el horizontal y el eje II el vertical) (*S = *agua junto al substrato; *F = * intersticial).

Si se observa ahora la asociación de las especies con los parámetros descriptores del hábitat, se ve con claridad que la dominancia de las dos especies de *Rivularia* (*R. biasolettiana* y *R. haematites*), se produce en comunidades en que las diatomeas constituyen el elemento dominante de la biomasa de productores primarios y que tienen conductividades más altas, junto con concentraciones de silicatos suficientes para mantener la biomasa de las diatomeas. Mientras, *Phormidium retzii* y *T. distorta* son los elementos dominantes y característicos cuando la biomasa de productores primarios depende principalmente de la biomasa de cianobacterias. Esta última especie, junto con *Scytonema myochrous*, parecen preferir elevadas concentraciones de calcio disuelto y su mayor dominancia aparece en muestreos con mayor riqueza de especies de cianobacterias (nº especies). Todas las especies citadas hasta este momento con la excepción de *P. retzii*, junto con *Dicobotrix orsiniana*, *Schizothrix lardacea*, *Schizothrix calcicola* y *M. punctata* por su posición en el semieje negativo del segundo eje, pueden considerarse especies que prefieren hábitats con caudales bajos y someros, frente a *Homoeothrix crustacea*, *Schizothrix pulvinata* y *Homoeothrix juliana* que prefieren hábitats con caudales elevados y mayor profundidad (figura 5.9). Se debe comentar también que *Chamaesiphon polonicus* aparece asociada a la concentración de nitratos, de modo que sus máximas densidades se han apreciado en momentos con concentraciones elevadas de nitratos disueltos junto al sustrato (NO₃S).

Cuando se revisa la posición de las estaciones de muestreo respecto a sus coordenadas en los dos primeros ejes del RDA (figura 5.10), se aprecia que en lo referente a la estructura de las comunidades de cianobacterias el primer eje separa la estación Muga 1 (semieje negativo) de Muga 2 (semieje positivo). La comunidad de Muga 1 estaría definida por la presencia y dominancia de las dos especies de *Rivularia*, mientras que la comunidad en Muga 2 estaría definida por la dominancia de *P. retzii* junto con la presencia de *T. distorta* la mayor parte del ciclo anual, aunque algunos meses *S. myochrous* substituye en importancia a *P. retzii* (agosto 2001 y febrero 2002). Debe comentarse que las dos especies de *Rivularia* también están presentes en esta estación, pero nunca son dominantes.

El segundo eje permite definir la comunidad propia de tramos más profundos con mayores caudales, semieje positivo, que agrupa la mayor parte de los muestreos de Muga 4 (figura 5.10). Esta estación regulada, presenta una comunidad dominada por *H. crustacea* y *S. pulvinata* durante su período de caudales bajos (otoño-invierno), pero la comunidad de cianobacterias del mes de cambio de régimen de caudales (septiembre) se encontraba claramente dominada por *P. retzii*. Este hecho sugiere que, tal vez durante el periodo de caudales altos, sea *P. retzii* la especie dominante de la comunidad de cianobacterias epilíticas. En este caso, el caudal perdería importancia como descriptor de la comunidad de otoño-invierno ya que los máximos caudales coincidirían entonces con la dominancia de esta especie. No obstante, esta posibilidad constituye una pregunta que queda pendiente para futuros estudios.

Por otra parte, resulta evidente que en la estación Muga 3 la comunidad de cianobacterias va cambiando en composición de especies y dominancia, en algunos casos en muy poco tiempo; a parte de que su comunidad ha estado constituida por la mayor parte de las especies identificadas en las otras estaciones estudiadas (figura 5.10). Respecto a la dominancia de especies se aprecian cambios importantes en poco tiempo. Por ejemplo, *P. retzii* caracteriza la comunidad de abril 2001, pero no la de mayo del mismo año, ni

tampoco la de julio, que encontramos en el extremo opuesto del primer eje hasta donde ha sido arrastrada por la dominancia de *H. crustacea* acompañada por *R. biasolettiana*.

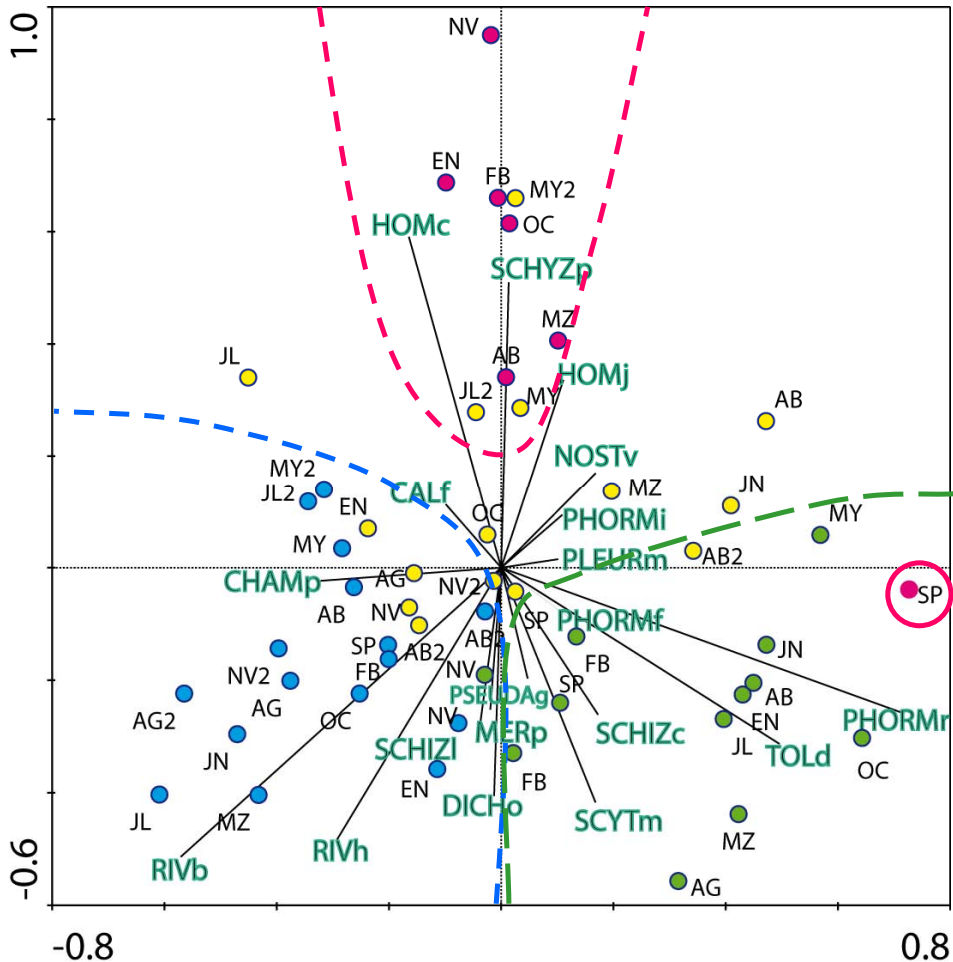


Figura 5.10: Representación gráfica de las coordenadas de los distintos muestreos utilizados en el RDA realizado para estudiar la composición de las comunidades de cianobacterias en las cuatro estaciones estudiadas y con todos los muestreos completos. Los colores utilizados corresponden a MU1 (azul), MU2 (verde), MU3 (amarillo) y MU4 (fucsia). El 2 tras las iniciales del mes indican que los casos corresponden al segundo año muestreado.

Si intentamos ver ahora si existe una pauta de sustitución espacial, longitudinal en el caso de la red fluvial, se aprecia claramente un gradiente en función del caudal. Recordemos que éste es el gradiente que definía longitudinalmente el río Muga (sección 3.6), con especies como *R. biasolettiana* y *R. haematites* que prefieren aguas someras con caudales pequeños en cabeceras (Muga 1 y Muga 2), que van perdiendo importancia a favor de las distintas especies de *Phormidium* y *Schizothrix* (Muga 3) y, posteriormente, de *Schizothrix* y *Homoeothrix* (Muga 4). Llegado este punto, es preciso comentar que este gradiente de

cambio también puede producirse, en parte, a nivel temporal cuando ocurren aumentos de caudal extraordinarios como fue el caso de la riada acaecida durante la primavera del segundo año de estudio (Mayo 2002). En la figura 5.10, se observa la posición relativa respecto al segundo eje de los muestreos de mayo de Muga 1 y Muga 3. Ambos muestran el valor positivo más alto de coordenada del eje II en relación con las restantes muestras de su misma estación.

Al igual que se ha hecho en la sección precedente, se ha procedido a realizar un segundo RDA únicamente con los muestreos del ciclo anual completo (primer año) de las estaciones no reguladas (MU1-MU3). El RDA realizado con todas las variables no era significativo en ningún caso, de modo que se ha optado por eliminar una parte de los parámetros del hábitat, con el objetivo de que las variables introducidas fueran independientes. Para ello, se han eliminado todos los parámetros descriptores de un mismo tipo que tenían correlaciones muy altas y significativas ($p \leq 0,001$), quedando los descriptores del hábitat compuestos por 17 parámetros frente a los 29 iniciales. De ellos, 11 son descriptores del medio y 6 funcionales de la comunidad. Las especies utilizadas en todos los casos se corresponden a las iniciales (tabla 5.5), con la excepción de la especie *M. punctata* que no se ha considerado necesario incluir en este RDA reducido.

Ejes	1	2	3	4
Valores propios	0,188	0,120	0,094	0,061
Varianza acumulada en % (descriptores de la comunidad)	18,8	30,8	40,2	46,3
Varianza acumulada en % (relación comunidad-medio)	30,7	50,3	65,6	75,6

Tabla 5.9: Resultados referentes a los cuatro primeros ejes canónicos obtenidos en el RDA de las especies de cianobacterias *versus* los descriptores del medio y de la comunidad para la totalidad de casos completos correspondientes a MU1-MU3 durante el primer ciclo anual (2001-2002).

Debe destacarse que la varianza acumulada tanto por el primer eje del RDA como por los cuatro ejes canónicos es muy similar a la obtenida en el RDA general, pero se ha aumentado la varianza acumulada de la relación especies-hábitat (tabla 5.9), es decir que ahora es mejor, alcanzando el 75,6%. El test de Monte-Carlo es significativo para el conjunto de los ejes canónicos (tabla 5.10) ya que su probabilidad es de 0,040 ($p \leq 0,05$), aunque para el primer eje individualmente no lo ha resultado. De los cinco descriptores del hábitat que fueron significativos en el análisis global, cuatro se mantienen como los únicos descriptores significativos en este RDA reducido y estos cuatro parámetros son los únicos incluidos por el programa (CANOCO 4.5) en la regresión múltiple generada mediante el método paso a paso. Estos parámetros son: la anchura de inundación (ANCH) que es la variable principal que caracteriza el caudal para los casos considerados (ver sección 3.2.5); la concentración de silicatos intersticiales (SILF) que equivale a decir de silicatos en general, ya que la concentración superficial se ha excluido de este RDA por su elevada correlación con la intersticial; la riqueza de especies de cianobacterias (n° especies); y finalmente, la aportación de los clorófitos a la biomasa total de productores primarios (Chl b/Chl a).

Test de significación de Monte-Carlo	valor propio/residuo	F-ratio	probabilidad
Eje 1	0,188	3,473	0,359
Todos los ejes canónicos juntos	0,613	1,395	0,040
	λa	F-ratio	probabilidad
Anchura de inundación (ANCH)	0,08	2,81	0,010
Riqueza cianobacterias (N° Especies)	0,08	2,85	0,003
Concentración silicatos intersticiales (SILF)	0,06	2,30	0,024
Chl b/Chl a (Chlb/Chla)	0,07	2,62	0,015

Tabla 5.10: Resultados de los test de significación de Monte-Carlo para los ejes canónicos obtenidos en el RDA de las especies de cianobacterias *versus* los descriptores del medio y de la comunidad. Se incluyen los parámetros del modelo de regresión múltiple generada a partir de dichos descriptores, para la totalidad de casos correspondientes a MU1-MU3 durante el primer ciclo anual (2001-2002).

RDA	Suma todos los valores propios canónicos
Estructura comunidad <i>versus</i> medio (F y Q)	0,452
Estructura comunidad <i>versus</i> dinámica comunidad (descriptores funcionales)	0,264
Estructura comunidad <i>versus</i> medio y dinámica comunidad (F y Q+ descriptores funcionales)	0,613
RDA especies medio <i>versus</i> RDA especies dinámica	Varianza compartida
Parámetros medio (F y Q) con descriptores funcionales comunidad.	10,3% (0,103)

Tabla 5.11: Comparación entre la suma de todos los valores propios canónicos para cada uno de los RDA realizados y estima de la varianza compartida entre los descriptores de las matrices ambientales utilizadas para los casos correspondientes a MU1-MU3 durante el primer ciclo anual (2001-2002).

Para estimar la importancia relativa de los dos tipos de parámetros descriptores del hábitat sobre la composición de la estructura de las comunidades de cianobacterias, se han realizado dos RDA parciales cada uno sólo con un tipo de parámetros (tabla 5.11). A partir de los resultados obtenidos en ellos, se ve que la varianza compartida entre los descriptores del medio (físicos y químicos) y los descriptores funcionales de la comunidad (biológicos) es del 10,3%, es decir que la varianza no compartida (propia) es del 34,9 % para los parámetros físicos y químicos, pero tan sólo del 16,1% para los biológicos (descriptores funcionales de la comunidad) (tabla 5.11). De modo que, nuevamente, se hace evidente que los parámetros descriptores del medio tienen mayor importancia global que los descriptores funcionales de la comunidad a la hora de explicar la varianza de la composición de las comunidades de cianobacterias.

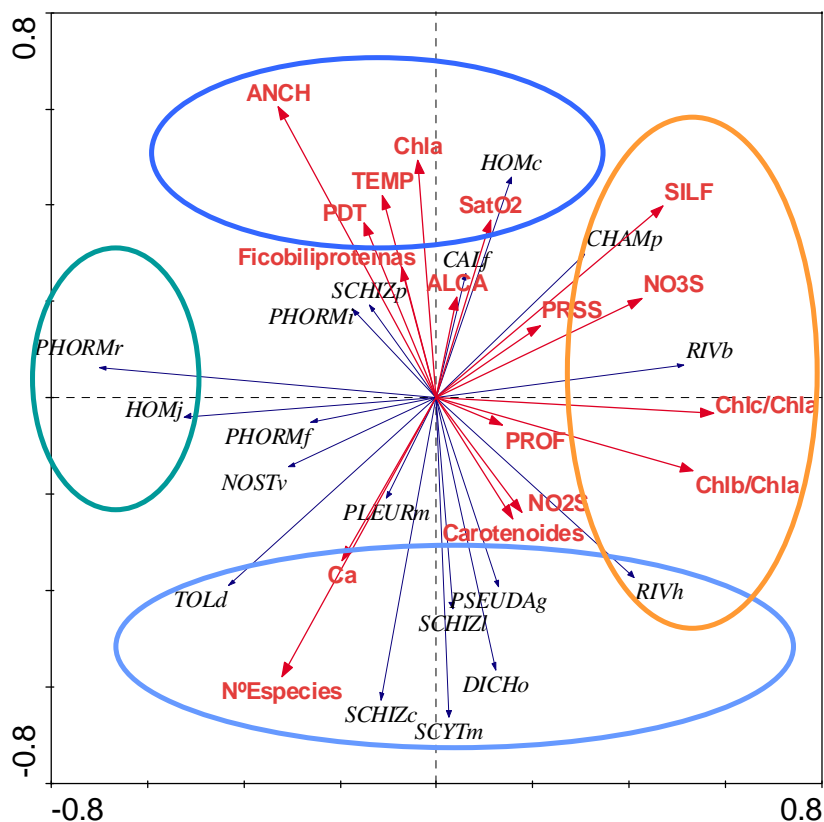


Figura 5.11: Reproducción gráfica de las coordenadas de los parámetros descriptores de la dinámica de las especies de cianobacterias y del hábitat (descriptores del medio y funcionales de la comunidad) en los dos primeros ejes obtenidos a partir del RDA realizado con los casos correspondientes al primer ciclo anual de las 3 estaciones no reguladas. (El eje I es el horizontal y el eje II el vertical) (*S = *agua junto al substrato; *F = *intersticial).

En la figura 5.11 se representa el RDA realizado, donde el primer eje se encuentra definido por parámetros del hábitat sólo en su extremo positivo. Estos parámetros son el aumento de las diatomeas (Chlc/Chla) y los clorófitos (Chlb/Chla) a la biomasa total de productores primarios, acompañados por la concentración de nitratos (NO₃S) y de silicatos (SILF). Desde la perspectiva de las especies de cianobacterias, las mayores abundancias de *P. retzii* se dan, al igual que en el RDA global, cuando se reducen al mínimo la aportación de diatomeas y clorófitos a la biomasa de productores primarios, situación que podría interpretarse como una exclusión entre ellos. También presenta esta misma situación *H. juliana*, especie que antes no aparecía tan claramente definida respecto a estos descriptores del hábitat. En situación opuesta aparecen las dos especies de *Rivularia*, especialmente *R. biasolettiana* que sólo aparece asociada al extremo positivo de este primer eje de modo que es la especie de cianobacterias más frecuente en biofilms epilíticos dominados por otros grupos algales (diatomeas y clorófitos). *R. baematites* también es abundante en estas comunidades, pero suele estar asociada también a comunidades con una mayor riqueza de

especies de cianobacterias, véanse sus coordenadas con valor similar para los dos primeros ejes de coordenadas (figura 5.11). Esta variable (n° especies) junto con la concentración de calcio (Ca) definen el extremo negativo del segundo eje de coordenadas, que está relacionado positivamente con la anchura de inundación (ANCH), junto con la biomasa total de productores primarios (Chl a), el aumento de la temperatura (TEMP), la sobresaturación de oxígeno disuelto (SatO₂) y el aumento de la concentración de fósforo disuelto total (PDT). A este extremo positivo se encuentra asociada únicamente *H. crustacea*, que presenta su mayor abundancia en estas condiciones de hábitat. Las especies que son más comunes en comunidades con una mayor diversidad de cianobacterias son *S. calcicola*, *S. myochrous* y *D. orsimiana*, acompañadas por *S. lardacea*, *Pendanabaena galeata*, *T. distorta* y *R. haematites*, estas dos últimas especies sólo en parte. Ya se ha comentado la relación *R. haematites* con el extremo positivo del primer eje de coordenadas. *T. distorta* se encuentra en situación opuesta ya que tiene también un valor de coordenada similar para ambos ejes, aunque al estar asociada con los dos semiejes negativos, la encontramos en un cuadrante distinto de la gráfica (figura 5.11). Esta especie acompañaría también a los tapetes dominados por *P. retzii*.

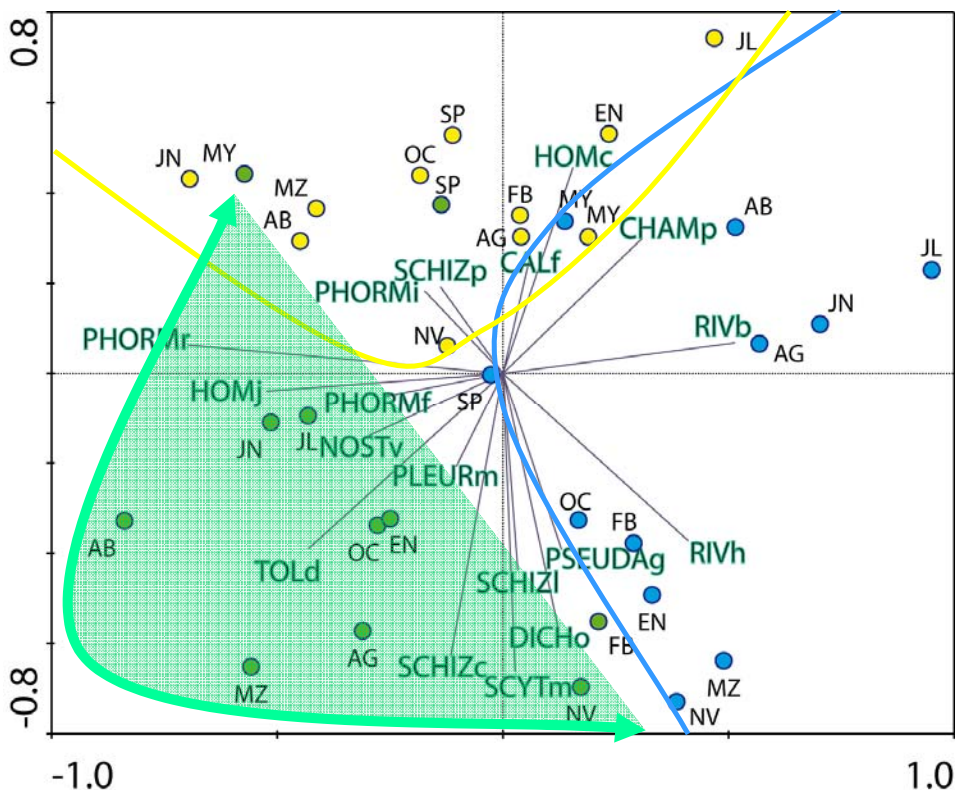


Figura 5.12: Representación gráfica de las coordenadas de los distintos muestreos utilizados en el RDA realizado para estudiar la composición de las comunidades de cianobacterias durante el primer ciclo anual en las tres estaciones no reguladas. Los colores utilizados corresponden a MU1 (azul), MU2 (verde) y MU3 (amarillo).

Al observar cómo quedan distribuidos los muestreos de las tres estaciones de muestreo sin regular respecto a los dos primeros ejes del análisis factorial de ordenación utilizado (RDA), vemos que el semieje positivo del primer eje separa claramente Muga 1 (figura 5.12). Además, los muestreos de primavera-verano quedan separados de los de otoño-invierno con respecto al segundo eje, con septiembre como mes de transición entre ellos. De hecho, ambos grupos se corresponden con la mayor dominancia de *R. biasoletiana* frente a *R. baematites* en la comunidad de primavera-verano. En otoño-invierno se produce una pérdida relativa de dominancia de *R. biasoletiana*, que va acompañada por una mayor riqueza de especies de cianobacterias en este punto de muestreo.

Los distintos muestreos realizados en Muga 3 quedan ahora agrupados en el semieje positivo del segundo eje (figura 5.12), definido por la mayor anchura del cauce que presenta este tramo habitualmente. La comunidad oscila entre el dominio relativo de *P. retzii* en muestreos próximos al extremo negativo del eje I (marzo y abril por ejemplo), pasando por ser codominante junto a *R. biasoletiana* (agosto-octubre), o predominar esta última especie con ausencia de *P. retzii* (julio). La presencia de *S. pulvinata* como especie acompañante en la mayor parte de los muestreos de Muga 3, ayuda a caracterizar la comunidad de esta estación, ya que esta especie es rara en las otras dos estaciones incluidas en este RDA.

Respecto a los muestreos de Muga 2, este análisis remarca el gradiente de dominancia relativa de *P. retzii*, desde el dominio absoluto de la comunidad en mayo hasta su presencia únicamente testimonial en febrero (figura 5.12). Esta última época coincide con un mayor número de especies sin clara dominancia por parte de ninguna de ellas, que justifica la asociación de este período con el extremo negativo del segundo eje que está definido por la riqueza de especies de cianobacterias.

5.3. DISCUSIÓN:

Es un hecho aceptado que las cianobacterias acuáticas puede vivir en un amplio rango de condiciones, ya sea de pH (Whitton y Potts, 2000a), temperatura (Ward y Castenholz, 2000), contaminación (Aboal, 1989; Yu *et al.*, 1995) o eutrofia (Aboal, 1989; Chorus y Bartram, 1999; Perona *et al.*, 1999; Bhaya *et al.*, 2000). Sin embargo, para comunidades de cianobacterias bentónicas fluviales, se ha visto que las comunidades más complejas sólo se encuentran en sistemas prístinos como se ha observado en ríos italianos (Cantonati *et al.*, 1996) y ríos mediterráneos españoles, ya sean calcáreos y silíceos (Sabater, 1989; Perona *et al.*, 1999) o únicamente calcáreos, en cuyo caso suelen constituir la comunidad dominante de productores primarios (Aboal *et al.*, 1989), tal y como se ha observado en la mayor parte de los muestreos realizados en las cuatro estaciones estudiadas en la cuenca del río Muga dentro de este trabajo. La riqueza de especies encontrada en el río Muga es superior a la observada en otros cauces mediterráneos similares, especialmente en cuanto a sus valores máximos, que son iguales o superiores a 11 especies para un muestreo concreto en las cuatro estaciones estudiadas, mientras que las mayores riquezas registradas por otros autores se sitúan entre 6 y 7 especies (Sabater, 1989; Aboal *et al.*, 2000; Aboal *et al.*, 2005). Según algunos autores (Perona *et al.*, 1998; Douterelo *et al.*, 2004), el número de especies se reduce según aumenta la eutrofización de los cauces fluviales, aunque algunos de estos resultados deben aceptarse con cautela pues se han obtenido a partir de cultivos realizados en el laboratorio con la finalidad de aislar las especies presentes en la comunidad natural, técnica muy útil pero que dada la dificultad para conseguir cultivos de algunas especies de cianobacterias puede estar facilitando sólo una parte de la información real existente.

La presencia de especies de *Rivularia* en sistemas fluviales someros, sometidos a variaciones del nivel de inundación que implican incluso la desecación total o parcial del cauce, ha sido descrita por otros autores en cabeceras o cursos pequeños mediterráneos (Sabater, 1989; Aboal *et al.*, 1996; Pupilli y Puig, 2003) y de zonas templadas frías (Whitton y Potts, 2000b; Turner *et al.*, 2003); principalmente en altitudes superiores a los 600 m (Sabater, 1989; Aboal *et al.*, 2005), aunque también aparecen en cabeceras y tramos de menor altitud (Aboal *et al.*, 1996), ya sea *Rivularia biasolettiana* únicamente (Aboal *et al.*, 1996; Sabater *et al.*, 2000) o junto con *Rivularia haematites* (Aboal *et al.*, 2002 y 2005). Sabater (1989) asocia *R. biasolettiana* como característica de comunidades incrustantes sobre losas con corrientes relativamente altas en cauces pequeños calcáreos, situación que se correspondería en parte con algunas áreas presentes en las estaciones de muestreo Muga 1 y Muga 2. Además, este autor indica que distintas especies de *Schizothrix* constituyen matrices filamentosas que complementan las comunidades incrustantes en este tipo de cauces, situación que también se ha observado en el río Muga.

Sin embargo, en cauces calcáreos con menor velocidad de la corriente, la comunidad de cianobacterias característica esta formada por *Phormidium incrustatum*, *Homoeothrix crustacea*, *Homoeothrix juliana* y *Calothrix parietina* (Sabater, 1989). Las dos especies de *Homoeothrix* parecen tener preferencias temporales distintas, ya que *H. crustacea* es más abundante en primavera-verano, mientras que *H. juliana* es más frecuente en otoño-invierno y en zonas con menor velocidad relativa de la corriente. La preferencia por corrientes mayores, en nuestro caso equivalente a caudales mayores, de *H. crustacea* frente a

H. juliana confirmarían los resultados obtenidos en el RDA realizado para visualizar las pautas de distribución de las especies en las estaciones no reguladas (figuras 5.11 y 5.12), aunque los patrones temporales observados no hayan sido los mismos en todas las estaciones consideradas.

De todos modos, parece existir un acuerdo entre autores respecto a que la comunidad de cianobacterias dominada por *Rivularia* sólo se mantiene en sistemas fluviales que soportan concentraciones muy bajas de fósforo inorgánico la mayor parte del año (Sabater *et al.*, 2000; Turner *et al.*, 2003), en condiciones que pueden considerarse de oligotrofia. Esto se debe a que en estas condiciones, el fósforo inorgánico es limitante para el crecimiento de los productores primarios, con excepción de algunas cianobacterias como es el caso de las especies de *Rivularia*, que pueden utilizar fósforo orgánico gracias a la actividad de sus exoenzimas (fosfatasa) en estas condiciones (Whitton *et al.*, 1999; Turner *et al.*, 2003).

En contraposición, hay autores que relacionan el aumento relativo de nutrientes con el predominio de especies del orden Oscillatoriales, como componentes principales de la comunidad de cianobacterias bentónicas (Douterelo *et al.*, 2004). En algunos casos, especialmente para algunas especies de *Schizothrix* y *Calothrix* (Whitton, 1991; Mateo *et al.*, 2006), se considera que tienen ventaja también en sistemas con concentraciones habitualmente muy bajas de fósforo, pero que reciben diferentes pulsos de entrada de fósforo a lo largo del año, especialmente asociados a procesos naturales más o menos cíclicos (lluvias, etc.) (Whitton, 1991; Bhaya *et al.*, 2000). También se ha observado que el aumento de fósforo inorgánico induce en algunos tapetes de cianobacterias, en los que no se han identificado las especies morfológicamente pero sí molecularmente, la desaparición de ribotipos (tipos moleculares ribosómicos) próximos a los géneros *Tolypothrix* y *Phormidium* (Elser *et al.*, 2005). Por tanto, dada la gran diversidad existente de especies de Oscillatoriales, es posible encontrar tendencias distintas según la comunidad y el sistema que se esté analizando.

Dentro de las especies más características y dominantes que se han encontrado en las estaciones de muestreo del río Muga, merece la pena comentar la ecología de *Phormidium retzii*, especie considerada por Komárek y Anagnostidis (2005) como propia de aguas frías corrientes o estancadas en regiones del norte o de montaña. Su presencia en cabeceras silíceas de la cuenca del río Ter (Sabater, 1989) apoyaría este tipo de distribución. Nuestros datos no contradicen realmente esa distribución, ya que debe recordarse que las cabeceras del río Muga están enclavadas en el Pirineo occidental, con temperaturas propias de zona de montaña, y que la estación de Muga 4 situada aguas abajo del embalse de Boadella, mantiene temperaturas similares gracias a la regulación fluvial que amortigua los valores máximos estivales (Petts, 1984; Sabater *et al.*, 1995). Además, *P. retzii* reduce su abundancia en los meses de verano, especialmente en Muga 3, que es el punto con temperaturas del agua más altas en verano. Debe comentarse también que se ha observado, al igual que hizo Sabater (1989), la preferencia por recubrir las superficies de bloques y cantos que no se encuentran expuestas a luz directa (zonas sombreadas) hasta el punto de observarse como van recubriendo el substrato desde las caras inferiores de los guijarros hasta recubrirlos casi por completo en algunos momentos, especialmente en áreas sombreadas del cauce.

Llegado este punto se debe comentar que consideramos que, tanto Muga 3 como muy especialmente Muga 4, nos permiten vislumbrar lo que deberían ser las comunidades de cianobacterias bentónicas fluviales en tramos medios de ríos calcáreos mediterráneos permanentes, si éstos no se encontrasen tan contaminados y degradados como se encuentran en la actualidad. El tramo medio del río Ter puede considerarse un buen ejemplo de esta situación (Sabater, 1989; Benito, 2007).

Cuando se comparan las biomásas totales de los productores primarios medidas en este estudio, estimada como concentración de Chl a, se observa que los valores medidos en el río Muga son superiores en torno a uno y dos órdenes de magnitud a las concentraciones medidas en distintos estudios realizados en cuencas catalanas próximas similares, como son las estimaciones realizadas de la biomasa de productores primarios en comunidad fluvial en la cuenca del río Ter (Sabater y Sabater, 1992; Guasch y Sabater, 1998; Romaní y Sabater, 1998; Romaní, 2001) y en cursos de cabecera calcáreos con comunidades de cianobacterias de la cuenca del río Segura (Aboal *et al.*, 2005). Son, sin embargo, inferiores a las biomásas medidas en distintas cuencas fluviales calcáreas de la provincia de Alicante (Aboal *et al.*, 1996), aunque en estos últimos casos se trataba de ríos con mayor carga de nutrientes y en los que las comunidades dominantes no eran las cianobacterianas. De todos modos, la tendencia observada a lo largo del río Ter asociaba el aumento de biomasa de productores primarios con el aumento de nutrientes especialmente en verano (Sabater y Sabater, 1992), pero los valores máximos en esta cuenca no se encuentran asociados a comunidades dominadas por cianobacterias bentónicas, sino por clorófitos y diatomeas (Puig *et al.*, 1987; Sabater, 1989; Sabater y Sabater, 1992).

La misma situación se ha observado para las biomásas de diatomeas (Chl c) medidas (Aboal *et al.*, 1996; Romaní y Sabater, 1998; Aboal *et al.*, 2005). Merece la pena resaltar que el incremento de biomasa de diatomeas observado en primavera en Muga 1 también se observó en la riera de La Solana (cuenca del río Ter), en un tramo con una comunidad similar a la presente en Muga 1. En este tramo se produjo un bloom de diatomeas tan importante que eliminó las colonias de *R. bialolettiana* presentes en el cauce durante el resto del ciclo anual (Romaní y Sabater, 1998). En la cuenca del río Muga, esta tendencia a que el aumento de la biomasa de diatomeas desplace a la biomasa de cianobacterias se ha observado como pauta general para todas las estaciones estudiadas, de modo que ambas biomásas se encuentran asociadas a extremos opuestos del primer eje de coordenadas (figura 5.5), es decir que sus máximos se autoexcluyen. Merece la pena comentar que las biomásas máximas de diatomeas aparecen asociadas a elevadas disponibilidades de silicatos disueltos. Elser *et al.* (2005) observaron esta misma tendencia general y la relacionaron con el aumento de la concentración de fósforo inorgánico, la cual daría ventaja y favorecería un incremento rápido de la biomasa de diatomeas en detrimento de las cianobacterias, cuya biomasa decaería. El efecto negativo del aumento de fósforo inorgánico sobre la biomasa de cianobacterias, estimada mediante la concentración de ficobiliproteínas, también ha sido observado en ríos españoles (Douterelo *et al.*, 2004). Sin embargo, en este caso los autores observaron un aumento posterior de la biomasa cianobacteriana tras la caída inicial, que puede interpretarse como el aprovechamiento posterior con un cierto desfase temporal del incremento de la concentración de fosfatos, tal y como insinúan los autores del trabajo o, tal vez, como una sustitución de la producción de biomasa por otras especies cianobacterianas más tolerantes al aumento relativo de la concentración de fósforo inorgánico disuelto.

El rango de valores de ficobiliproteínas totales (PBP) medido en estos sistemas fluviales, abarca el rango de valores medidos en la cuenca del río Muga, pero sin alcanzar las concentraciones mayores que se han medido en la provincia de Madrid. Recuérdese que no superan los $20 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en Muga frente a los casi $30 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ medidos en dicha provincia (Douterelo *et al.*, 2004). Aunque los valores medidos para las comunidades bentónicas en el río Muga sí son superiores a los registrados para otras cuencas calcáreas mediterráneas con menor influencia antrópica, como la cuenca del río Alharabe (Aboal *et al.*, 2005).

Finalmente, se desea comentar que la tendencia observada en la abundancia de las comunidades de cianobacterias planctónicas se reduce cuando aumenta la concentración de los compuestos oxidados de nitrógeno inorgánico (Mitrovic *et al.*, 2000), nitritos y nitratos, no parece mantenerse por completo. Aunque sí se ha observado la tendencia a que las mayores biomásas de cianobacterias se produzcan cuando se registran las menores concentraciones de la forma más oxidada de nitrógeno inorgánico (nitratos), no se ha mantenido la misma pauta respecto a la concentración de nitritos (figura 5.7). De todos modos, debe tomarse esta última observación con reserva debido a que las concentraciones de nitritos medidas en este estudio son muy pequeñas, la mayor parte del tiempo, próximas al límite de detección del método analítico utilizado.

6.- ACUMULACIÓN
INTRACELULAR DE
MICROCISTINAS:

Las cianobacterias son uno de los grupos que producen una mayor variedad y diversidad de toxinas (Chorus y Bartram, 1999; Whitton y Potts, 2000b; Codd *et al.*, 2005), las cuales se considera que tienen un papel ecológico de defensa frente a la competencia (alelopático) (Pietsch *et al.*, 2001; Pflugmacher, 2002; Wiegand y Pflugmacher, 2005; Babica *et al.*, 2006; Valdor y Aboal, 2007) y/o el consumo por herbívoros (Wiegand y Pflugmacher, 2001 y 2005; Borau *et al.*, 2006; Juhel *et al.*, 2006). Sin embargo, su importancia actual radica en ser tóxicas para los humanos (Carmichael, 1997; Chorus y Bartram, 1999; Fitzgerald *et al.*, 1999; Codd *et al.*, 2005), especialmente debido al aumento de blooms en sistemas acuáticos leníticos (lagos y embalses) de los que se extrae agua para consumo urbano/humano, pesca o uso recreacional (Jones, 1994; Fitzgerald *et al.*, 1999; Chorus, 2001; Codd *et al.*, 2005). Dentro de las cianotoxinas, las microcistinas han centrado la atención de los gestores de salud humana debido a su elevada toxicidad como agentes hepatotóxicos en vertebrados, humanos incluidos (Falconer *et al.*, 1983; Carmichael, 1994; Codd *et al.*, 1997; Whitton y Potts, 2000a; Fitzgerald *et al.*, 1999), a la gran cantidad de medios acuáticos en que se ha detectado su producción (Jones, 1994; Vasconcelos, 1994; Maršálek y Blàha 2001; Wiedner *et al.*, 2001; Albay *et al.*, 2003; Barco *et al.*, 2004; Graham *et al.*, 2004; Padilla *et al.*, 2006; Carrasco, 2007) y a las elevadas concentraciones registradas (Chorus, 2001; Merilouto y Codd, 2005), superiores a la concentración de 1 ppb recomendada por la OMS en 1998 (OMS/WHO, 1998) e incluida en la Directiva Marco del Agua europea (Directiva 2000/60/CE, del 23 de octubre) y en algunas legislaciones como la española (RD 140/2003, del 7 de febrero).

El estudio de las microcistinas, cuya estructura química general se incluyó en la introducción de esta tesis, presenta todavía notables dificultades debido al gran número de variantes existentes, más de 80 según diversos autores (Chorus y Bartram, 1999; Whitton y Potts, 2000a), que seguro no constituyen todavía la totalidad existente de las mismas, y debido además a la dificultad de su análisis (Barco *et al.*, 2004; Mountfort *et al.*, 2005; Msagati *et al.*, 2006). Las recomendaciones actuales incluyen varios pasos, en función del objetivo para el que se realiza el análisis (Metcalf *et al.*, 2005; Spooft, 2005; Msagati *et al.*, 2006), como son: una primera valoración de la concentración total mediante test rápidos, ya sean inmunoensayos (test ELISA) o de inhibición enzimática (inhibición actividad fosfatasa); la cuantificación de las distintas variantes mediante el uso de HPLC-PAD, que permiten hacer una comparación con los espectros ultravioleta de los patrones conocidos y reconocer cuando un pico del espectro corresponde a una microcistina (figura 6.1), así como reconocer las microcistinas de las que existen patrones comerciales en cada caso (tablas 6.1 y 6.2) gracias al tiempo de retención obtenido para cada patrón (figura 6.2), columna y aparato utilizado (Merilouto y Codd, 2005); finalmente el uso de un espectrógrafo de masas, ya sea un HPLC/MS o un MS/MS (Barco *et al.*, 2004; Carrasco, 2007) para corroborar los datos obtenidos con el HPLC-PAD (figura 6.3) y muy especialmente para confirmar la identificación de las microcistinas de las que no existen patrones (Barco *et al.*, 2004; Merilouto y Spooft, 2005; Carrasco, 2007).

En este capítulo se pretende abordar el estudio de la dinámica de las microcistinas dominantes (tabla 6.1) presentes en las comunidades bentónicas fluviales. Con este objeto se han utilizado los valores de su concentración intracelular, interpretables como el resultado de su producción, acumulación y degradación por la misma comunidad. Se ha analizado la concentración intracelular de cuatro estaciones de la cuenca del río Muga a lo

largo de un ciclo anual desde varias perspectivas. La primera permite comparar la heterogeneidad espacial y temporal de las concentraciones de microcistinas intracelulares a partir de los datos obtenidos en los dos mesohábitats muestreados en cada estación de estudio. La segunda analiza la relación entre los distintos parámetros descriptores bióticos y abióticos de cada tramo estudiado y la concentración de microcistinas estudiadas en un ciclo anual. Finalmente, se analizan conjuntamente las concentraciones medidas en las tres estaciones sin regular con el objetivo de buscar la existencia de pautas generales en la producción de microcistinas.

Abreviatura	TR en HPLC (TR= Tiempo de Retención)	λ máxima (UV espectro)	Peso Molecular
<i>MC-RR</i>	12,9	232 (240)	1.037
MC2	14,5	232	n.d.
MC3	16,7	232	1.008,4
<i>MC-YR</i>	17,9	232	1.044
<i>MC-LR</i>	18,9	240	994
MC6	20,8	240	n.d.

Tabla 6.1: Relación de microcistinas frecuentes estudiadas en este capítulo. Se indican en negrita y cursiva aquellas que se han identificado mediante patrones comerciales. Entre paréntesis se indica el valor de la λ máxima para concentraciones pequeñas cuando este parámetro varía.

Abreviatura	TR en HPLC (TR= Tiempo de Retención)	λ máxima (UV espectro)	Peso Molecular
	14,2	236	n.d.
	18,2	232	1.012,4
	21,3	232	n.d.
	23,1	232	938,2
	26,4	240	n.d.
	27,7	240	n.d.
	30,4	240	n.d.
<i>MC-LW</i>	31,2	216 (224)	1.024
	31,4	240	n.d.
<i>MC-LF</i>	32,1	216 (240)	985
	36,8	240	1.114,2

Tabla 6.2: Relación de microcistinas detectadas que no se han incluido en el estudio del primer ciclo anual. Se indican en negrita y cursiva aquellas que se han identificado mediante patrones comerciales. Entre paréntesis se indica el valor de la λ máxima para concentraciones pequeñas cuando este parámetro varía.

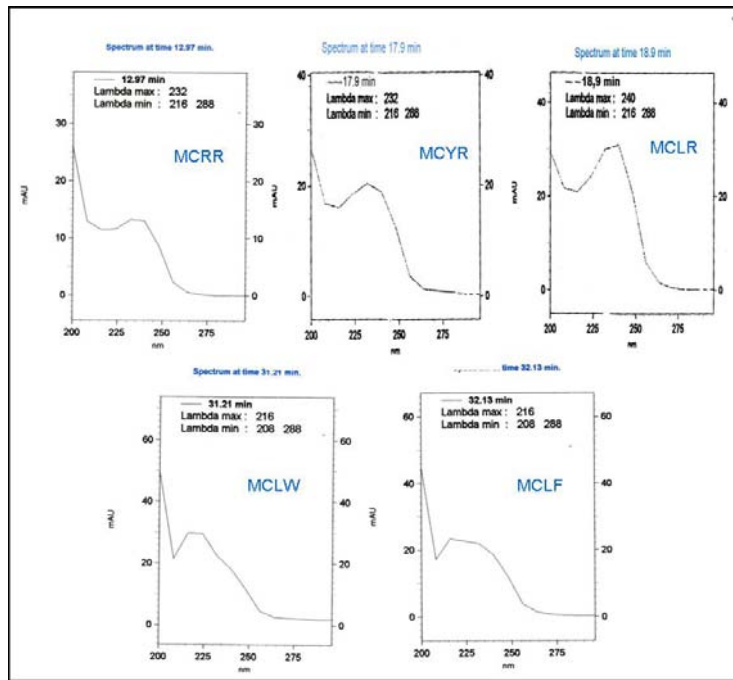


Figura 6.1: Espectros de UV obtenidos mediante un HPLC-PAD Shimadzu a partir de los patrones comerciales utilizados en el SUIC de la Universidad de Murcia.

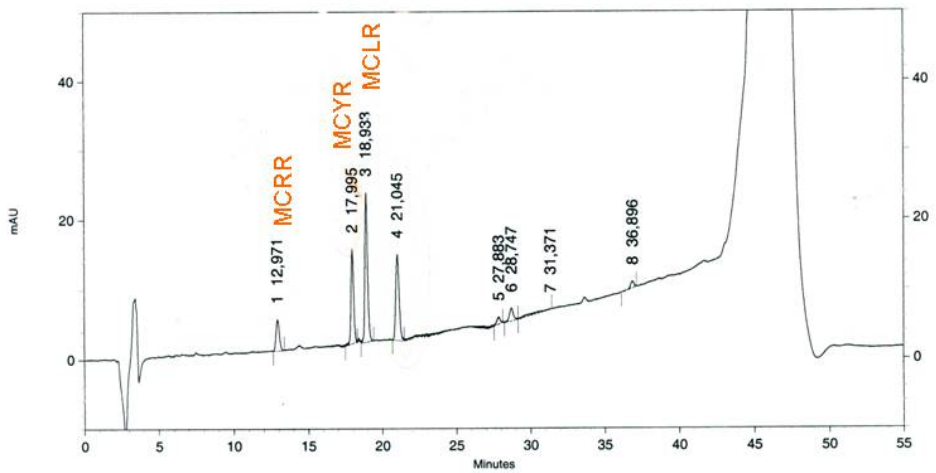


Figura 6.2: Espectro de una muestra con tres patrones comerciales obtenido en un HPLC-PAD.

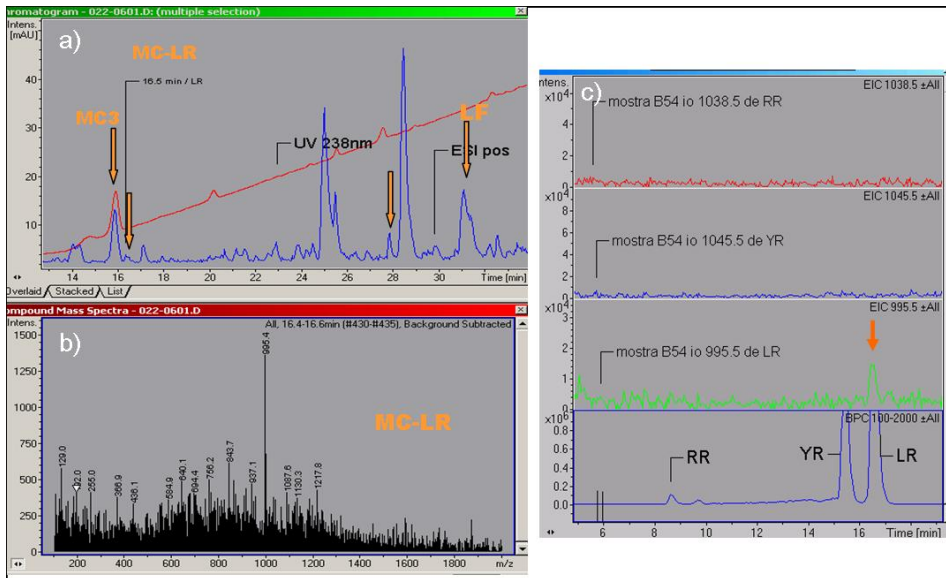


Figura 6.3: Cromatogramas obtenidos mediante un HPLC/MS por el Servicio de Análisis de Química Orgánica de la Universidad Autónoma de Barcelona. a) Cromatograma y espectro de una muestra de biofilm de Muga 2; b) Espectro de MC-LR de la misma muestra obtenido mediante fragmentación suave; c) Cromatogramas para detectar la presencia de MC-RR (m/z 1038.5), MC-YR (m/z 1045.5) y MC-LR (m/z 995,5) en una muestra de Muga 1 y en una mezcla con los tres patrones.

6.1. IMPORTANCIA DEL MESOHÁBITAT EN LA PRODUCCIÓN DE MICROCISTINAS INTRACELULARES:

Los muestreos se realizaron siempre en zonas de corriente, ya que el proyecto en el que se incluye este estudio contempló también el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, los cuales tienen sus mayores diversidades en dichas zonas. Además, así como Muga 1 y Muga 2 tienen el cauce estructurado en una sucesión de zonas de corriente y de pozas, Muga 3 y Muga 4 carecen de zonas de poza. Por todo ello, el presente estudio se ha centrado en zonas de corriente, dentro de las cuales se han seleccionado dos mesohábitats dominantes (tabla 6.3) definidos según el criterio de Armitage *et al.* (1983), en los que se analizaron las concentraciones de microcistinas intracelulares a lo largo de un ciclo anual (abril 2001- marzo 2002). En realidad, como se ha comentado antes, en el seguimiento de las concentraciones de microcistinas solo se han considerado seis variantes dominantes (tabla 6.1). Tres de ellas, corresponden a variantes frecuentes en el medio acuático de las que se tenían patrones comerciales (MC-RR, MC-YR y MC-LR) y otras 3 sin patrones cuyas concentraciones se han estimado como MC-LR equivalentes a partir de la curva de calibración obtenida para esta microcistina. También se ha considerado la suma de estas seis variantes como una estimación de la concentración de microcistinas totales (MCs a partir de ahora), aunque se trata evidentemente de una subestimación del total presente. No se han incluido las concentraciones de MC-LF y MC-LW de las que se obtuvieron patrones después del primer año, ya que se comprobó que buena parte de las muestras del primer año se habían degradado ya y no era posible asociar los picos observados en los análisis originales con los obtenidos posteriormente.

Estación	Abreviatura	Tipo de mesohábitat	Características diferenciales
Muga 1	MU1RAP	Rápido	zona más somera con mayor velocidad en el fondo
Muga 1	MU1RUN	zona corriente	más profunda que el rápido con predominio de colonias de <i>Rinularia</i> .
Muga 2	MU2RAP	Rápido	zona más profunda y con mayor velocidad, incluye bloques con recubrimiento dominante de <i>Phormidium retzii</i>
Muga 2	MU2RUN	zona corriente	zona somera con mucílago de diatomeas recubriendo las comunidades de cianobacterias incrustantes
Muga 3	MU3RAP	Rápido	más profundo y con mayor velocidad, en la mitad derecha del cauce y separado por una barra de arena del otro mesohábitat
Muga 3	MU3RUN	zona corriente	más somera y con menor velocidad en el fondo la mayor parte del año, con importantes recubrimientos de mucílago de diatomeas en invierno y con predominio de recubrimientos de <i>Phormidium</i> en los márgenes laterales inferiores de los cantos parte del año
Muga 4	MU4RAP	Rápido	más profundo en la zona erosional del cauce
Muga 4	MU4RUN	zona corriente	algo menos profunda que el rápido, dentro de la zona más deposicional del cauce durante el periodo de aguas bajas

Tabla 6.3: Relación y descripción de los tipos de mesohábitat muestreados en cada estación para el estudio de las microcistinas.

Las seis variantes consideradas se detectaron en los ocho mesohábitats considerados (tabla 6.4), aunque no en la totalidad de muestreos. De todas ellas MC-LR es la más frecuente, ya que está presente en todos los muestreos de ambos mesohábitats realizados en las estaciones del cauce principal (MU1, MU3 y MU4). También alcanza los valores medios más elevados en la mayoría de mesohábitats, mientras que su máxima concentración (64,89 $\mu\text{g/g}$ de peso seco) se midió en la zona somera de máxima velocidad en Muga 1. La concentración más alta medida corresponde a MC3 (90,56 $\mu\text{g/g}$ de peso seco) en la zona más somera de Muga 3 en mayo de 2001 (MU3RUN), aunque donde se ha detectado siempre MC3 es el otro mesohábitat de esta estación de muestreo (MU3RAP) y en el mesohábitat equivalente de Muga 4 (MU4RAP). De las restantes variantes sólo MC-YR se ha detectado en todos los muestreos realizados en un mesohábitat determinado (MU4RUN). Esta microcistina y la variante MC2 son las únicas con una concentración máxima absoluta inferior a 20 $\mu\text{g/g}$ de peso seco.

Merece la pena destacar que en el mesohábitat con predominio de *Rivularia* en Muga 1 se da el valor medio más alto de MC-RR, aunque esta microcistina no está presente en todos los análisis puntuales realizados con colonias aisladas de *R. bioleptiana* (tabla 6.5). De todos modos debe recordarse que en esta estación de muestreo y en este mesohábitat concreto aparecen mezcladas colonias de *R. bioleptiana* con *R. haematites* (ver capítulo 5 y tablas capítulo 4). MC-RR parece que es producida con mayor frecuencia por *Nostoc verrucosum* en diferentes estaciones de muestreo (tabla 6.5). De todos modos, parece que *N. verrucosum* y *R. bioleptiana* producen habitualmente las variantes MC-LR, MC-YR y MC3. Esta última microcistina resulta ser la más frecuente en tapetes de *Phormidium retzii* tanto en Muga 2 como en Muga 3.

	MC-RR ($\mu\text{g/g}$ PS)	MC2 ($\mu\text{g/g}$ PS)	MC3 ($\mu\text{g/g}$ PS)	MC-YR ($\mu\text{g/g}$ PS)	MC-LR ($\mu\text{g/g}$ PS)	MC6 ($\mu\text{g/g}$ PS)
MU1RAP	nd -2,34 0,71	nd - 2,56 0,45	nd -24,89 3,70	nd - 18,03 2,20	0,27-64,89 10,40	nd - 34,64 4,61
MU1RUN	nd - 45,45 5,51	nd - 1,43 0,53	nd - 20,86 2,93	nd - 4,15 0,83	1,32-6,72 3,11	nd - 2,83 0,68
MU2RAP	nd - 2,39 0,48	nd - 3,40 0,69	nd -31,60 4,57	nd - 2,26 0,55	nd - 6,14 2,19	nd - 3,19 0,94
MU2RUN	nd - 4,63 1,57	nd - 18,21 1,77	nd - 3,53 0,77	nd - 0,83 0,35	nd - 6,74 2,67	nd - 5,18 1,52
MU3RAP	nd - 3,68 0,62	nd - 9,84 1,96	0,13- 25,91 1,23	nd - 1,71 0,27	0,58-23,37 4,08	nd - 10,31 2,41
MU3RUN	nd - 18,93 2,69	nd - 9,67 2,45	nd - 90,54 11,22	nd - 8,78 1,43	0,76-13,18 3,47	nd - 6,62 1,69
MU4RAP	nd - 3,92 1,84	nd - 1,77 0,78	0,32-3,58 1,31	nd - 0,66 0,29	1,68-8,34 3,44	nd - 7,71 2,27
MU4RUN	nd - 5,66 2,99	nd - 5,26 1,59	nd - 2,71 0,82	0,14-1,65 0,55	1,45-13,18 5,31	nd - 5,56 2,82

Tabla 6.4: Concentraciones mínimas, máximas y medias de microcistinas intracelulares medidas en cada mesohábitat considerado. Los valores medios están en la línea inferior. (PS = peso seco; nd=no detectado).

Especie	Punto	Mes	MCRR	MC2	MC3	MCYR	MCLR	MC6	MCs
			($\mu\text{g/g}$)	($\mu\text{g/g}$)	($\mu\text{g/g}$)	($\mu\text{g/g}$)	($\mu\text{g/g}$)	($\mu\text{g/g}$)	Totales ($\mu\text{g/g PS}$)
<i>Nostoc verrucosum</i>	MU3	OC	1,299	0,192	1,884	0,868	2,796	n.d.	7,039
<i>Nostoc verrucosum</i>	MU3	NV	2,729	0,256	0,148	0,270	1,365	n.d.	4,768
<i>Nostoc verrucosum</i>	MU4	AG	3,655	1,819	1,832	0,406	4,330	9,299	21,341
<i>Rivularia biasolettiana</i>	MU1	JN	n.d.	n.d.	0,804	2,422	9,183	15,102	27,512
<i>Rivularia biasolettiana</i>	MU1	JN	n.d.	n.d.	9,962	0,951	55,187	7,526	73,626
<i>Rivularia biasolettiana</i>	MU1	FB	7,904	n.d.	0,465	0,400	2,555	3,027	14,351
<i>Rivularia biasolettiana</i>	MU3	MZ	n.d.	1,646	0,436	1,328	1,279	n.d.	4,689
<i>Phormidium retzii</i>	MU2	JN	n.d.	1,769	3,696	n.d.	n.d.	n.d.	5,464
<i>Phormidium retzii</i>	MU2	SP	n.d.	n.d.	12,208	n.d.	6,148	n.d.	18,356
<i>Phormidium retzii</i>	MU2	NV	1,414	n.d.	0,533	0,186	n.d.	3,130	5,262
<i>Phormidium retzii</i>	MU2	MZ	n.d.	2,760	7,738	2,615	10,792	5,538	29,444
<i>Phormidium retzii</i>	MU3	SP	n.d.	n.d.	3,337	n.d.	n.d.	n.d.	3,337
<i>Phormidium retzii</i>	MU3	MZ	2,607	n.d.	0,451	0,851	2,344	n.d.	6,253

Tabla 6.5: Concentraciones de microcistinas medidas en muestras de especies concretas de cianobacterias (nd=no detectado). Todas las concentraciones están estimadas por g de peso seco (PS).

Para comparar si existía la misma tendencia en la dinámica de la producción de las distintas variantes de microcistinas entre los mesohábitats de un mismo punto de muestreo, se han calculado las correlaciones entre las concentraciones intracelulares medidas para cada par de mesohábitats. Sólo se han obtenido tres correlaciones significativas, para la producción de MC-RR y MC-LR en Muga 4 (figura 6.4) y MC3 en Muga 1 ($r=0,9667$ y $p<0,001$). De modo que, en general, realmente ambos mesohábitats se comportan de modo distinto y poseen pautas de producción diferentes.

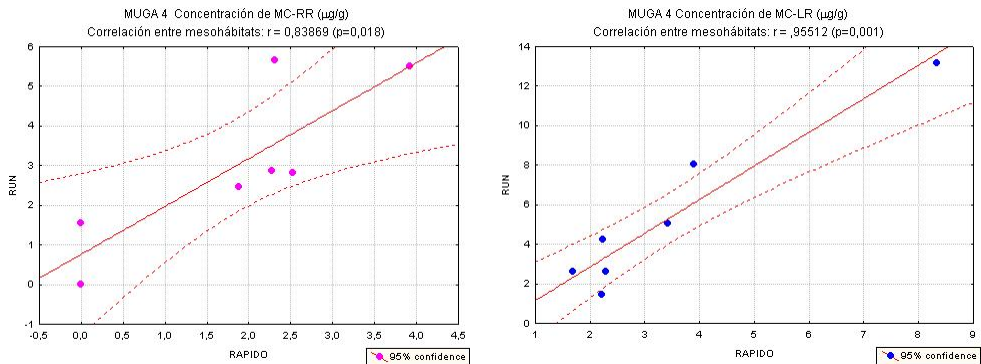


Figura 6.4: Gráficas con las correlaciones obtenidas entre las concentraciones de MC-RR (izda) y MC-LR (dcha) medidas en los dos mesohábitats considerados en la estación regulada del río Muga (Muga 4) durante la época de aguas bajas.

Para intentar relacionar la producción de microcistinas con algunos parámetros relevantes, en cada mesohábitat se midieron la profundidad y la velocidad junto al sustrato (Vel0) por ser *a priori* los factores hidromorfológicos que más podían incidir sobre los restantes parámetros bióticos y abióticos del medio. Además, en MU2RUN se midió el porcentaje de recubrimiento del sustrato por mucílago de diatomeas como variable biótica complementaria que podía ser importante. Con estos datos se han hecho regresiones por mesohábitat entre la concentración de cada microcistina y dichos parámetros. Solo seis de las regresiones realizadas tienen correlaciones significativas, tres en Muga 2 (figura 6.5), una en Muga 3 y dos en Muga 4 (figura 6.6). En Muga 2 las correlaciones significativas fueron positivas entre la profundidad y las concentraciones de MC-YR ($p=0,001$) y MCRR ($r=0,6301$; $p=0,038$) en el mesohábitat más profundo y con mayor velocidad (MU2RAP), así como entre Vel0 y MC-LR para el mesohábitat más somero (figura 6.5).

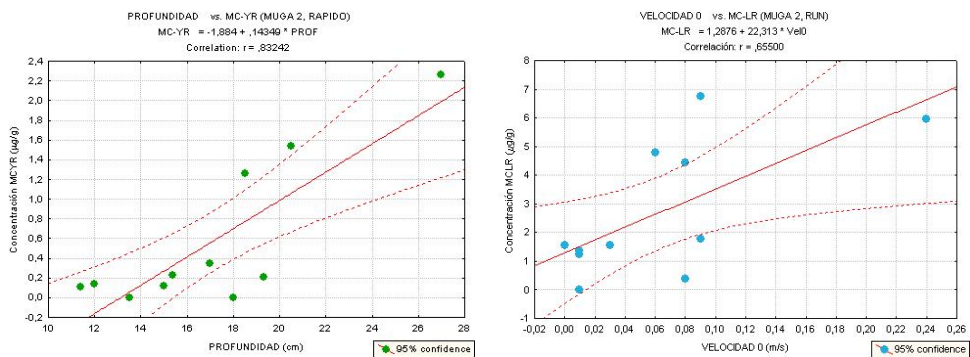


Figura 6.5: Regresiones obtenidas entre la profundidad y la concentración intracelular de MC-YR en el rápido (izda) y de MC-LR en el RUN (dcha) en MU2.

En Muga 3 sólo fue significativa la regresión entre Vel0 y la concentración de MC2 para el mesohábitat más somero y con menor velocidad (RUN), con un coeficiente de correlación de $r=0,6301$ y $p=0,038$. Mientras que para MU4, se obtuvo una regresión negativa significativa ($p=0,012$) entre la profundidad y la concentración de MC-RR en el rápido (figura 6.6), así como una regresión positiva significativa ($p=0,044$) entre Vel0 y la concentración de MC3 en el mesohábitat con velocidad más moderada (RUN).

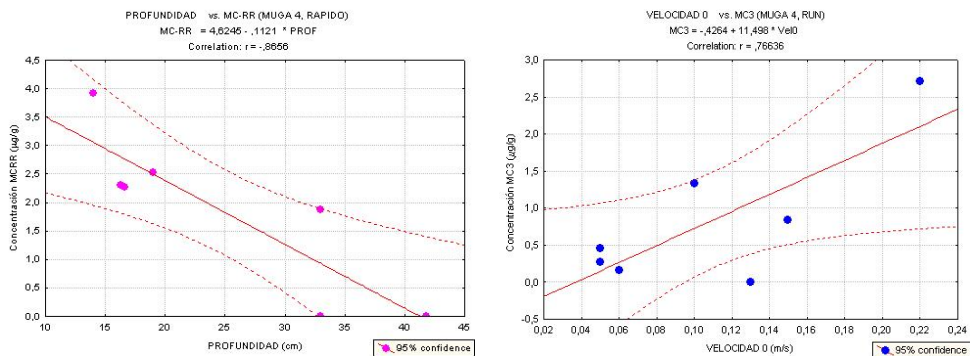


Figura 6.6: Regresiones con correlaciones significativas obtenidas en MU4: entre la profundidad y la concentración de MCRR para el rápido (izda); entre Vel0 y MC3 para el *run* (dcha).

Contemplados estos datos en conjunto, se observa que el aumento de la velocidad junto al sustrato (Vel0) es importante en los tres mesohábitats caracterizados por ser más someros y con menor velocidad (RUN en MU2, MU3 y MU4). En todos los casos significativos el aumento de Vel0 implicó el aumento de la producción de alguna variante de microcistina. Sin embargo, el aumento de profundidad favorece el aumento de la producción de alguna microcistina en el mesohábitat con mayor velocidad de la corriente en Muga 2, pero tiene efecto inverso aparentemente en el rápido de Muga 4. En este último caso, al tratarse de un tramo regulado, las pautas pueden ser más complejas. Finalmente, se debe comentar que la importancia relativa de los mucílagos de diatomeas en MU2RUN no parece incidir en el contenido intracelular de las distintas variantes presentes en este mesohábitat, tal vez porque las concentraciones medidas se deban tanto a la producción del biofilm basal cianobacteriano como a la retención de microcistinas disueltas por los mucílagos.

Al analizar las concentraciones totales de microcistinas (MCs) medidas en los distintos mesohábitats se observa que dos de ellos, el rápido de Muga 1 (142,4 $\mu\text{g/g}$ de peso seco) y el RUN de Muga 3 (109,7 $\mu\text{g/g}$ de peso seco), presentaron las concentraciones más elevadas (figura 6.7). Por otro lado, el valor medio más alto corresponde a MU3RUN, con una concentración media de MCs de 23,16 $\mu\text{g/g}$ de peso seco, seguido del rápido de MU1 con una concentración media de MCs de 22,07 $\mu\text{g/g}$ de peso seco (figura 6.8). Sin embargo, si se considera el valor de las medianas como estima de la concentración más frecuente, entonces son los dos mesohábitats de Muga 4 los que tienen una mayor concentración de MCs durante más tiempo, entorno a 10 $\mu\text{g/g}$ de peso seco en el rápido y 16 $\mu\text{g/g}$ de peso seco en el de corriente menor (figura 6.7).

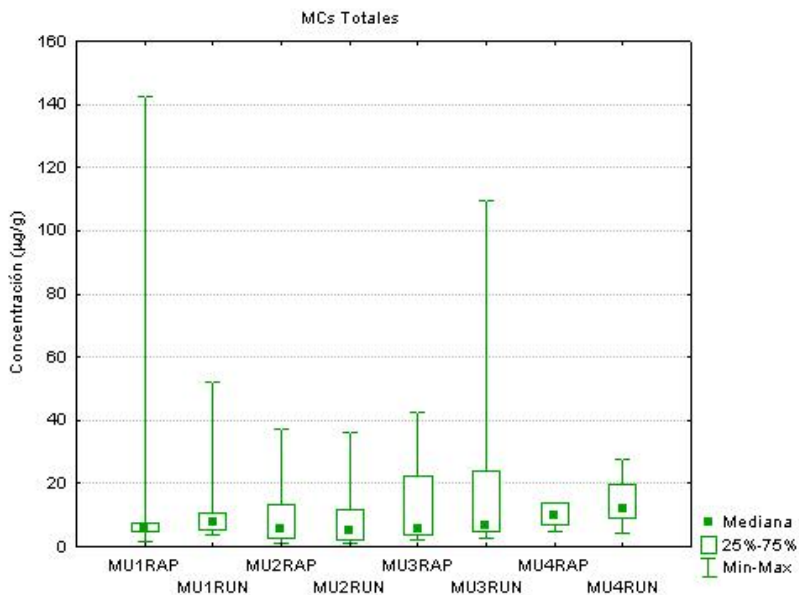


Figura 6.7: Diagrama con las concentraciones de MCs máximas, mínimas, medianas y los dos cuartiles intermedios (1° y 3°) para cada mesohábitat estudiado.

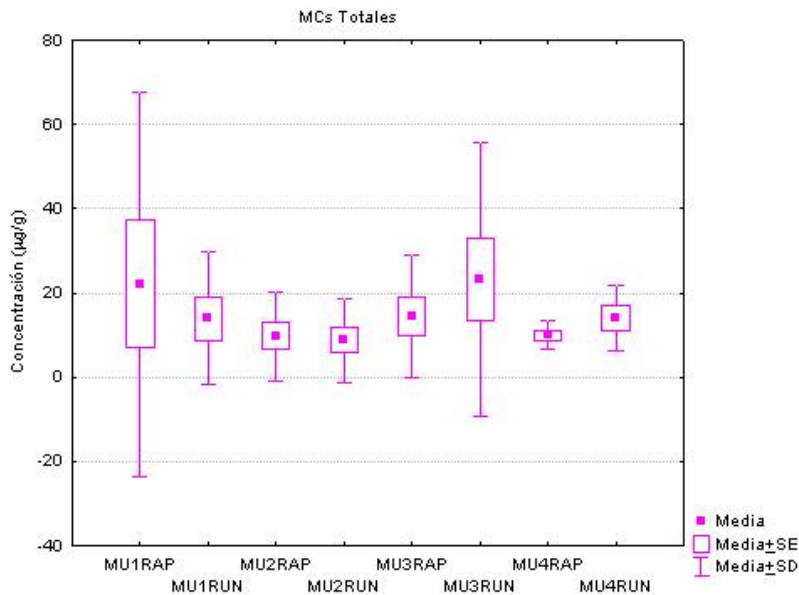


Figura 6.8: Diagrama con las concentraciones de MCs medias, los errores y desviaciones estándares para cada mesohábitat estudiado.

Con el objetivo de comparar las concentraciones de MCs en su conjunto entre los pares de mesohábitats de cada punto de muestreo se realizó un Test de la t para muestras independientes con el programa STATISTICA v8 (Statsoft, 2007). La comparación entre medias no ha sido significativa para ninguna de las estaciones de muestreo (tabla 6.6). Sin embargo, sí son significativas las diferencias entre las varianzas de los dos mesohábitats para Muga 1 y Muga 3 (tabla 6.6), tal y como queda patente gráficamente (figura 6.8)

Mesohábitats	Media		t-valor	df	p	Nº casos	Std.Dev.		Varianzas	
	Rápido	RUN					Rápido	RUN	F-ratio	p
MU1RAP <i>versus</i> MU1RUN	22,07	13,89	0,51	16	0,617	9	45,53	15,74	8,37	0,007
MU2RAP <i>versus</i> MU2RUN	9,68	8,75	0,21	20	0,833	11	10,53	9,99	1,11	0,871
MU3RAP <i>versus</i> MU3RUN	14,45	23,16	-0,81	20	0,427	11	14,71	32,47	4,87	0,020
MU4RAP <i>versus</i> MU4RUN	9,94	14,08	-1,29	12	0,221	7	3,43	7,74	5,09	0,068

Tabla 6.6: Resultados obtenidos al comparar los distintos mesohábitats de cada estación entre sí mediante un test de la t para muestras independientes. Se indican en rojo los valores significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Sin embargo, lo que interesa especialmente es comprobar si los mesohábitats de una estación siguen la misma dinámica temporal o no. Si se observa la representación gráfica de las concentraciones de MCs por pares de mesohábitats (figura 6.9), entonces se aprecia que hay distintas tendencias entre estaciones. En Muga 1, la mayor parte del año ambos mesohábitats producen concentraciones similares de MCs, aunque tres meses se alejan de esta tendencia. De estos tres meses, en dos la producción de MCs intracelulares es superior en el rápido (junio y septiembre) y uno en el de menor velocidad (febrero). En Muga 2 la producción intracelular de MCs es superior en el rápido la mayor parte del año (figura 6.9), con la excepción de los periodos extremos de caudal, es decir el mínimo estival (agosto) y el mínimo invernal (febrero), así como los dos meses de aumento otoñal del caudal debido a las precipitaciones de esta época (ver secciones 3.1 y 3.3). En Muga 3, sin embargo, durante el invierno las concentraciones de MCs producidas son similares para ambos mesohábitats, frente a un aumento de producción relativa superior al inicio de la primavera (abril) en el rápido. Se puede observar en esta estación un gradiente que va desde mayo-julio, con mayores producciones en primavera e inicio del verano en la zona más somera y con menor corriente (RUN), hasta finales del verano (agosto-septiembre) en las que la producción intracelular de MCs es superior en el rápido. Finalmente, en Muga 4 durante la época de aguas bajas se observa que en la mayor parte de los meses la producción de MCs es superior en la zona con menor velocidad y más deposicional relativamente (figura 6.9).

Con el objetivo de comparar si las diferencias de producción de MCs observada entre pares de mesohábitats es estadísticamente significativa o no, se ha realizado un test de χ^2 para cada par de mesohábitats de cada estación independientemente con el programa STATISTICA v8 (Statsoft, 2007), comparando las concentraciones medidas en cada mes y considerando las de un mesohábitat como las observadas y las del otro como las esperadas. El resultado obtenido nos indica que las diferencias son significativas para todas las estaciones de muestreo (tabla 6.7), es decir que la producción de MCs es significativamente distinta entre los mesohábitats de una misma estación de muestreo.

Mesohábitats	χ^2 - valor	grados libertad (df)	p (probabilidad)
MU1RAP <i>versus</i> MU1RUN	623,95	8	< 0,0001
MU2RAP <i>versus</i> MU2RUN	344,53	10	< 0,0001
MU3RAP <i>versus</i> MU3RUN	877,20	10	< 0,0001
MU4RAP <i>versus</i> MU4RUN	18,84	6	0,004

Tabla 6.7: Resultados obtenidos al comparar mediante un test de χ^2 cada par de mesohábitats en cada estación considerando cada muestreo como entidades distintas. Se indican en rojo las probabilidades significativamente diferentes.

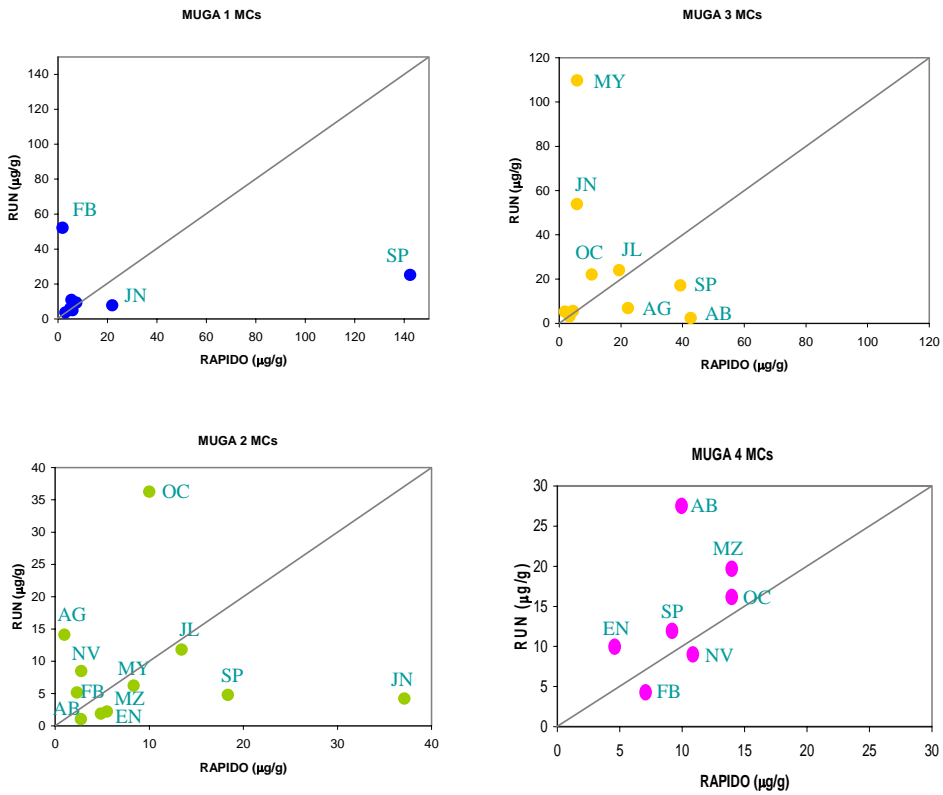


Figura 6.9: Representación gráfica de la concentración de microcistinas totales (MCs) medidas mensualmente en los dos mesohábitats de cada estación de muestreo estudiada en la cuenca del río Muga a lo largo de un ciclo anual (abril 2001-marzo 2002). La recta indica concentraciones idénticas en ambos mesohábitats.

6.2. DINÁMICA DE LA PRODUCCIÓN DE MICROCISTINAS INTRACELULARES - PAPEL DE LOS DESCRIPTORES BIÓTICOS Y ABIÓTICOS EN CADA ESTACIÓN DE MUESTREO:

Al observar las concentraciones intracelulares medias estimadas en cada estación de muestreo a lo largo de un ciclo anual (abril 2001 – marzo 2002), se aprecia que los valores máximos de MCs varían según un gradiente descendente ($MU1 > MU3 > MU2 > MU4$), que sigue el gradiente longitudinal del eje principal de la cuenca cuando se excluye la estación lateral Muga 2 (figura 6.10). Aunque si se tienen en cuenta todas las concentraciones medias, entonces Muga 3 es el punto que presenta durante más tiempo las concentraciones más elevadas, cinco meses con concentraciones superiores a 20 $\mu\text{g/g}$ de peso seco (PS); seguido de Muga 4 con 4 meses superiores a 15 $\mu\text{g/g}$ PS y 6 meses a 10 $\mu\text{g/g}$ PS; de Muga 2 con 5 meses superiores a 10 $\mu\text{g/g}$ PS; y finalmente de Muga 1. Debe destacarse que sí existe una tendencia común a todas las estaciones, consistente en que durante el período otoño-invierno se registraron varios meses seguidos valores inferiores a los medidos durante el resto del año (figura 6.10).

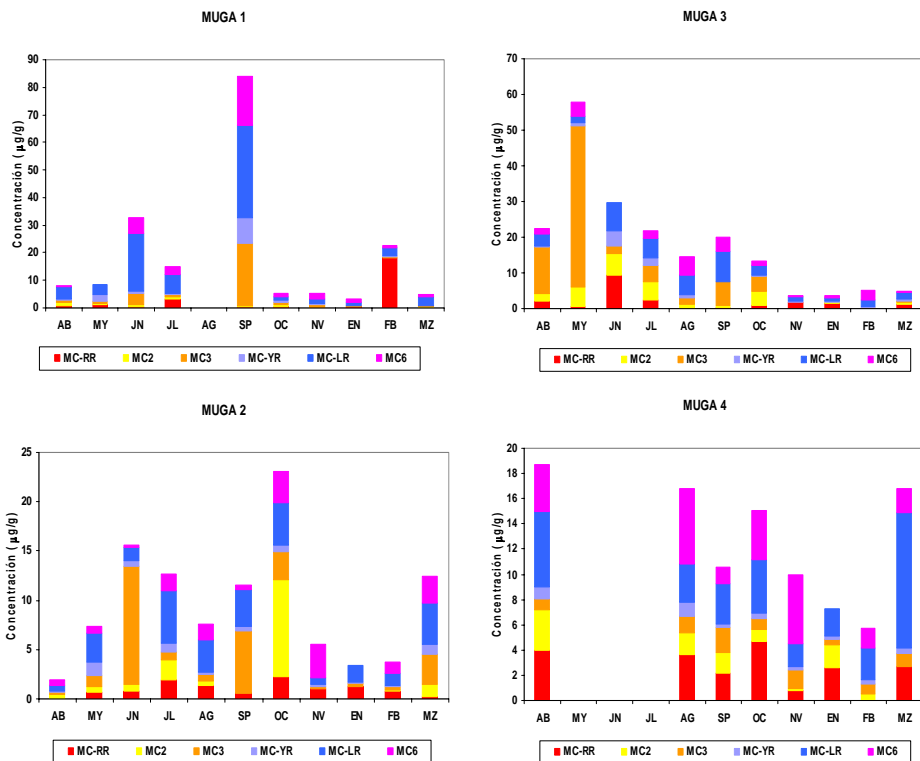


Figura 6.10: Representación gráfica mediante barras apiladas de las concentraciones medias intracelulares de las 6 variantes de microcistinas consideradas a lo largo de un ciclo anual, para cada estación de muestreo. Las concentraciones están calculadas en $\mu\text{g/g}$ de peso seco.

Cuando se compara la importancia relativa de las distintas variantes, se ve que la composición varía entre estaciones. Así, mientras que en Muga 4 la microcistina dominante es MC-LR seguida de MC-RR, en Muga 2 y Muga 1 la dominante sería MC-LR seguida por MC3 y, finalmente, en Muga 3 encontramos una codominancia más o menos alternante entre MC3 y MC-LR, aunque esta última variante es la que se ha detectado siempre (figura 6.10).

El principal objetivo de este estudio es intentar dilucidar si existen pautas generales que expliquen o predigan qué factores ambientales del medio acuático, ya sean bióticos o abióticos, inducen y/o controlan la producción de microcistinas por el biofilm de cianobacterias bentónicas fluviales. Sin embargo, la heterogeneidad en la dinámica de los distintos factores del ecosistema acuáticos considerados hasta ahora, así como los resultados obtenidos dentro de la aproximación a pequeña escala llevada a cabo en la sección precedente, nos obliga a analizar primero las relaciones existentes entre todos los descriptores del ecosistema acuático considerados y la dinámica temporal de las concentraciones medias de las distintas variantes de microcistinas consideradas primero para cada una de las estaciones de muestreo independientemente.

Para cada estación de muestreo se analizaron las correlaciones existentes entre las seis microcistinas consideradas más las microcistinas totales (MCs) y los 20 descriptores físicos y químicos del medio medidos, los 9 descriptores funcionales de las comunidades de productores primarios (pigmentos y riqueza de cianobacterias) y la dinámica de la estructura de las comunidades cianobacterianas estimada a partir de los rangos de abundancia (ver capítulo 4). Como no todas las especies dominantes o frecuentes consideradas (ver sección 5.2) se encontraron en todas las estaciones, el número de especies utilizadas para el cálculo de correlaciones fue diferente: 12 en Muga 1, 16 en Muga 2, 15 en Muga 3 y 13 en Muga 4.

Descriptores	MC-RR	MC2	MC3	MC-YR	MC-LR	MC6	MCs Totales
PDT	-0,2668	0,3690	0,6804	0,7396	0,7249	0,6333	0,6716
NO2S	0,7949	-0,5608	-0,2160	-0,2265	-0,2983	-0,2073	-0,0891
NO2F	0,6769	-0,5723	-0,3207	-0,3169	-0,4100	-0,3462	-0,2342
COND	0,6964	-0,5156	0,2085	0,1688	0,0651	0,2164	0,3028
PROF	0,7172	0,1328	-0,2107	-0,1215	-0,1876	-0,2825	-0,0515
Pc	0,8051	-0,4316	0,1476	0,1652	0,0226	0,0987	0,2671
Apc	0,7190	-0,4710	0,1579	0,2056	0,0136	0,0916	0,2490
NºEspecies	0,1929	-0,7820	0,2080	0,1192	0,0260	0,2464	0,1688
HOMj	-0,1963	0,0499	0,6475	0,6590	0,4676	0,6089	0,5475
RIVb	0,2020	0,2393	0,5589	0,5773	0,6363	0,5844	0,6742
SCHIZc	0,4487	-0,7570	0,0108	-0,0275	-0,2099	-0,0041	-0,0017
SCHIZI	-0,0653	-0,6599	0,0415	-0,0757	-0,0502	0,0961	-0,0239
PLEURm	0,9844	-0,3463	-0,1401	-0,1313	-0,1784	-0,1474	0,0540

Tabla 6.8: Valores del coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) obtenidos en la estación de MU1 entre las microcistinas estudiadas y los parámetros descriptores del medio y de la comunidad de cianobacterias. Se han incluido únicamente los parámetros con alguna correlación significativa ($p < 0,05$ en negrita cursiva, $p < 0,01$ en negrita).

En Muga 1 los resultados de las correlaciones indican que la concentración de microcistinas sólo está relacionada con 13 descriptores de los 41 parámetros analizados (tabla 6.8). Entre los parámetros del medio debe destacarse que cuatro variantes (MC-YR, MC-LR, MC3 y MC6) y la concentración total (MCs) están correlacionadas positivamente con la concentración de fósforo disuelto total (PDT), de modo que es este parámetro el que incidiría en mayor medida en el contenido intracelular de dichas variantes y de MCs.

Una tendencia completamente distinta presenta MC-RR (tabla 6.8), con concentraciones que siguen las mismas pautas que la concentración de nitritos junto al sustrato (NO₂S), la profundidad (PROF) y la conductividad (COND). Esta microcistina presenta tendencia opuesta a las restantes variantes respecto a cuatro de los cinco descriptores del medio que presentaron alguna correlación con ellas. Obsérvense en detalle los signos que muestran los coeficientes de correlación para PDT, NO₂S, NO₂F y la profundidad (PROF). MC-RR también presenta diferente pauta que las restantes microcistinas con respecto a los descriptores funcionales de la comunidad, ya que es la única correlacionada con pigmentos, en concreto con ficocianina (Pc) y aloficocianina (Apc). Esto parece indicar que la máxima concentración intracelular de MC-RR coincidiría con la máxima producción de ficobiliproteínas (febrero 2002), es decir, con el mayor crecimiento de la comunidad cianobacteriana en este tramo de estudio.

La variante MC2 está correlacionada significativamente, sólo negativamente, con la diversidad de la comunidad de cianobacterias (Nº especies) y la presencia de dos especies de *Schizothrix* (*S. calcicola* y *S. lardacea*). En cambio, MC-RR está correlacionada positivamente con *Pleurocapsa minor*, por coincidir la máxima abundancia de esta especie con la mayor concentración intracelular medida en esta estación de muestreo (Muga 1). MC-YR y MC3 tienen correlaciones positivas significativas con *Homoeothrix juliana* (tabla 6.8). Finalmente, MCLR está correlacionada positiva y significativamente con *R. biasolettiana*, de modo que tiene una tendencia de variación similar a la de la especie dominante de cianobacterias en este tramo de río. La concentración total de microcistinas (MCs) también está correlacionada con *R. biasolettiana*, en parte debido a que lo está MC-LR, la variante dominante y en parte a que otras tres variantes (MC-YR, MC3 y MC6) presentan la misma tendencia aunque no sea significativa (tabla 6.8).

Finalment, debe comentarse que la concentración de silicatos en superficie (SILS) ha mostrado una tendencia similar a la pauta de cuatro variantes y de la concentración total (MCs), especialmente MC-LR con una probabilidad ($p=0,06$) muy próxima al límite de significación ($p<0,05$).

En Muga 2, de los 45 descriptores considerados, únicamente 10 (seis descriptores del medio y cuatro de la dinámica de la estructura de la comunidad cianobacteriana) están relacionados significativamente con las concentraciones de las microcistinas (tabla 6.9). Para este punto no se ha observado ninguna correlación entre los parámetros funcionales de la comunidad y el contenido intracelular de microcistinas, de modo que la producción de microcistinas no aparece asociada con el crecimiento general de ningún grupo concreto de productores primarios.

Descriptor	MC-RR	MC2	MC3	MC-YR	MC-LR	MC6	MCs Totales
SILF	0,4517	0,2884	0,0504	0,1206	0,6670	0,0144	0,3943
PRSS	0,6927	0,7313	-0,1607	0,1287	0,5075	0,2530	0,5041
NO2F	0,5470	0,8361	0,0307	0,2615	0,2134	0,2606	0,5795
NO3F	0,3776	0,3850	-0,4152	0,5457	0,7596	0,4192	0,2911
ALCA	-0,0465	0,1415	0,2320	0,7158	0,3100	-0,4409	0,2379
PROF	-0,6682	-0,4815	-0,1933	0,0403	-0,5761	-0,2651	-0,6010
CALF	-0,0602	0,3835	-0,0494	0,6227	0,5863	0,1267	0,3582
PHORMr	-0,2175	0,1018	0,4271	0,8600	0,5096	0,0242	0,4640
SCHIZc	-0,4160	-0,5419	-0,0103	-0,0353	-0,1217	-0,6337	-0,4517
PLEURm	0,7301	0,3507	-0,3030	0,0218	0,3569	0,3400	0,2231

Tabla 6.9: Valores del coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) obtenidos en la estación de MU2 entre las microcistinas estudiadas y los parámetros descriptores del medio y de la comunidad de cianobacterias. Se han incluido únicamente los parámetros con alguna correlación significativa ($p < 0,05$ en negrita cursiva, $p < 0,01$ en negrita).

La concentración de MC-RR y MC2 están correlacionadas positivamente con la concentración de ortofosfatos junto al sustrato (PRSS), de modo que la concentración de fósforo inorgánico disuelto favorecería la producción de ambas microcistinas (tabla 6.9). MC2 también aparece asociada positivamente con la concentración de nitritos intersticial (NO2F), mientras que MC-RR está correlacionada negativamente con la profundidad. Por tanto, en esta estación se observa la tendencia opuesta a la observada en Muga 1, aunque ahora la concentración de MC-RR responde del mismo modo que las restantes microcistinas y MCs. Obsérvese en la tabla 6.9 que el signo del coeficiente obtenido es negativo para todas las microcistinas consideradas con la excepción de MC-YR, es decir que con caudales elevados la producción de microcistinas es menor en ambas estaciones. MC-YR tiene una correlación positiva con la alcalinidad (ALCA), de modo que su contenido aumenta cuando el agua está próxima al límite de saturación de bicarbonatos. Esta última microcistina es la única que aparece asociada a una de las especies dominantes de cianobacterias de este punto, *Phormidium retzii*. De hecho, es con la dominancia de esta especie que presenta su mayor correlación significativa (tabla 6.9), así como con el rango de abundancia de *Calothrix fusca* pero en menor medida.

La concentración de MC-LR aparece asociada positiva y significativamente únicamente con dos nutrientes: con la concentración de nitratos y de silicatos intersticiales (tabla 6.9), mientras que MC6 parece reducir su concentración cuando aumenta la presencia de *Schizothrix calcicola*. El aumento de la presencia de *Pleurocapsa minor* está de nuevo asociada positivamente con la concentración de MC-RR, tal y como sucedía en Muga 1.

En Muga 3, se han encontrado correlaciones de las concentraciones de microcistinas con 18 de los 44 parámetros probados (tabla 6.10). De ellos, 9 son descriptores del medio, 4 funcionales de la comunidad y 5 especies (descriptores de la estructura de la comunidad). En esta estación de muestreo las dos variantes más frecuentes y con concentraciones más altas aparecen significativamente correlacionadas con distintos descriptores del tramo. Así se observa como MC-LR está correlacionada positivamente con la temperatura (TEMP) y negativamente con el aumento de la biomasa de cianobacterias (PBP) y la senescencia general de la comunidad de productores primarios (carotenoides). De hecho ambas situaciones se producen en invierno en esta estación, situación que refuerza por contraposición el papel de la temperatura en el aumento de las

concentraciones de esta microcistina en verano (tabla 6.10). MC3 por su parte está más correlacionada con la concentración de fósforo disuelto total (PDT) y con la concentración de nitritos intersticiales (NO₂F), en ambos casos positivamente. También aparece correlacionada positivamente con la concentración de ortofosfatos disueltos junto al sustrato (PRSS). Si asociamos las correlaciones de estos nutrientes con la correlación positiva con el caudal y uno de sus descriptores (Vel0), así como con la correlación negativa con la concentración de ion calcio que se produce en momentos con caudales elevados en esta estación, entonces MC3 presenta sus mayores concentraciones durante períodos de incremento del caudal (épocas de lluvias) que lleven asociados la entrada o movilización de nutrientes en el cauce.

Descriptores	MC-RR	MC2	MC3	MC-YR	MC-LR	MC6	MCs Totales
SILF	-0,5506	-0,1396	0,0980	-0,2962	0,1735	0,6195	0,0417
PRSS	-0,1539	0,3156	0,6604	-0,1032	-0,4678	0,0465	0,0417
PDT	-0,1341	0,3766	0,9328	-0,0751	-0,1917	0,4461	0,8196
NO ₂ F	-0,2264	0,2278	0,8880	-0,2279	0,0073	0,4538	0,7666
TEMP	0,227	0,6186	0,3853	0,5116	0,6490	0,5339	0,6567
COND	-0,3676	-0,5483	-0,5188	-0,4336	-0,0256	0,0689	-0,6055
Calcio	-0,2487	-0,4883	-0,6717	-0,2023	-0,0364	-0,1891	-0,7151
CAUDAL	-0,0020	0,2633	0,6748	-0,1128	-0,0719	0,1995	0,6004
VEL 0	-0,1847	0,1264	0,7487	-0,2686	0,0440	0,4072	0,6405
Pe	-0,2077	-0,6012	-0,2498	-0,3944	-0,6586	-0,4705	-0,5243
PBP	-0,2747	-0,5944	-0,2088	-0,4198	-0,6555	-0,4450	-0,4990
CAROT	-0,3717	-0,3477	0,2081	-0,4176	-0,6249	-0,1313	-0,0925
NºEspecies	-0,1519	-0,7032	-0,6078	-0,2581	-0,3456	-0,3786	-0,7547
HOMj	-0,4008	-0,6699	-0,4248	-0,5236	-0,3856	-0,2187	-0,6495
RIVb	-0,3174	-0,4139	-0,6292	-0,2389	0,0752	0,1011	-0,6329
PHORMr	-0,5268	-0,6124	-0,3351	-0,6188	-0,0130	0,2228	-0,4848
SCHIZp	0,1483	-0,2427	-0,7308	0,1919	0,0512	-0,2817	-0,6256
PSEUDAg	0,2546	0,3412	0,6272	0,1761	-0,2629	-0,0823	0,5763

Tabla 6.10: Valores del coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) obtenidos en la estación de MU3 entre las microcistinas estudiadas y los parámetros descriptores del medio y de la comunidad de cianobacterias. Se han incluido únicamente los parámetros con alguna correlación significativa ($p < 0,05$ en negrita cursiva, $p < 0,01$ en negrita).

La asociación entre mayores concentraciones y temperaturas elevadas tiene correlaciones significativas también para MC2 y MCs, que parecen mostrar la misma tendencia también MC-YR y MC6, aunque en estos casos no es significativa (tabla 6.10). MC6 está correlacionada significativamente sólo con la concentración de silicatos intersticiales. Por su parte MCs están correlacionadas positivamente, además de con la temperatura, con PDT, nitritos intersticiales y Vel0, así como negativamente con la conductividad y el calcio. De hecho, estos dos últimos factores lo están fuertemente entre sí.

El mayor número de especies de cianobacterias presente en la comunidad parece darse en momentos en los que se producen menores concentraciones de todas las microcistinas, o a la inversa, véase el signo negativo de todos los coeficientes de correlación (tabla 6.10), aunque sólo es significativo para MC2, MC3 y la concentración total de microcistinas (MCs). Por su parte, las correlaciones existentes entre rangos de abundancias de especies de cianobacterias y las concentraciones de microcistinas son en su mayoría

negativas, ya se trate tanto de especies dominantes en distintos momentos del ciclo anual como de *R. bioleptiana* con MC3 y MCs o *Pb. retzii* con MC2 y MC-YR, siendo esta última relación opuesta a la observada en Muga 2, como de especies menos frecuentes como *H. juliana* y MC2 o *Schizothrix pulvinata* y MC3. Sólo se da una correlación positiva y es entre MC3 y *Pseudanabaena galeata*, correlación debida a que el único mes en que aumenta relativamente la abundancia de esta especie coincide con la máxima concentración medida de MC3; pero al ser su rango de abundancia bajo (2) no puede extraerse mayor información al respecto. MC-LR no aparece correlacionada con ninguna especie, al igual que sucedía en Muga 2, tal vez porque la produzcan la mayor parte de las especies frecuentes y/o dominantes. Finalmente, MC-RR no ha presentado ninguna correlación con ninguno de los parámetros considerados, aunque sí ha mostrado tendencias negativas con probabilidades próximas al nivel de significación respecto al aumento de la concentración de silicatos y a la dominancia de *Pb. retzii* (tabla 6.10).

Descriptores	MC-RR	MC2	MC3	MC-YR	MC-LR	MC6	MCs Totales
SILS	0,4411	0,2589	0,1030	0,8134	0,7166	0,3695	0,8590
PDT	0,4116	0,8027	-0,1532	0,9237	0,1969	0,2644	0,5838
pH	-0,5195	-0,7408	0,2068	-0,9674	-0,2900	-0,3299	-0,6865
O2	-0,7097	-0,1181	-0,31563	-0,5583	-0,8072	-0,3823	-0,9708
SatO2	-0,7513	-0,4742	0,3552	-0,7593	-0,2590	-0,5727	-0,7476
CAUDAL	0,0567	-0,0240	0,6434	0,0806	-0,1822	0,8789	0,3008
Chlb/Chla	-0,0698	-0,3960	0,4067	-0,3091	-0,3441	0,8074	-0,0036
Chlc/Chla	0,0915	0,8029	0,1618	0,0694	-0,4846	-0,2763	-0,1754
Apc	-0,3886	-0,2679	0,0564	-0,3356	0,3067	-0,8073	-0,3144
Pe	-0,4761	-0,2814	-0,1271	-0,4064	0,1457	-0,8649	-0,4941
NºEspecies	-0,0900	-0,1409	-0,8387	0,0969	0,2868	-0,4755	-0,1419
HOMc	-0,5727	-0,8791	-0,1868	-0,3765	0,0856	0,1299	-0,3324
RIVh	0,0692	-0,4517	-0,0108	0,0367	0,8921	-0,1547	0,4294
PHORMf	0,4181	0,7841	-0,1888	0,9346	0,2228	0,2761	0,5995
SCHIZI	0,4181	0,7841	-0,1888	0,9346	0,2228	0,2761	0,5995
PSEUDAg	0,1258	0,4088	-0,3011	0,8965	0,5131	0,0796	0,5112

Tabla 6.11: Valores del coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) obtenidos en la estación de MU4 entre las microcistinas estudiadas y los parámetros descriptores del medio y de la comunidad de cianobacterias. Se han incluido únicamente los parámetros con alguna correlación significativa ($p < 0,05$ en negrita cursiva, $p < 0,01$ en negrita).

De los 42 descriptores considerados para Muga 4, solo 16 han presentado correlaciones significativas con las concentraciones intracelulares de microcistinas (tabla 6.11). De ellas, 6 son descriptores del medio, 5 descriptores funcionales de la comunidad y otros 5 parámetros son especies de cianobacterias, es decir, descriptores de la estructura de la comunidad cianobacteriana. A la hora de analizar los resultados obtenidos en este punto de muestreo no debemos olvidar que los meses de mayores caudales asociados a la regulación estival no se han podido estudiar (mayo-julio). De modo que el hecho de que la variante MC6 aparezca correlacionada positiva y significativamente con el caudal se debe a que su concentración máxima se midió en agosto (figura 6.10), coincidiendo con el último mes de liberación de caudales elevados para riego desde el embalse de Boadella, pero no sabemos si la tendencia se mantendría si se tuvieran los datos de los restantes meses con caudales altos. MC6 aparece también correlacionada positivamente con la mayor biomasa de clorófitos y negativamente con el aumento de biomasa de la comunidad cianobacteriana como indica el aumento de algunas ficobiliproteínas como la aloficocianina (Apc).

La variante MC-YR está muy correlacionada positivamente con el fósforo disuelto total (PDT) y la concentración de silicatos en superficie (tabla 6.11), mientras que lo está negativamente con el pH y el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (SatO2). No debe olvidarse aquí que el pH varía en el mismo sentido que el SatO2, de modo que una sobresaturación por exceso de producción primaria implica un aumento del valor del pH. Es decir, que MC-YR tiene menores concentraciones cuando existe mayor producción primaria por parte del conjunto de la comunidad bentónica. MC-YR muestra correlaciones positivas con tres especies de cianobacterias. Con dos de ellas (*Phormidium favosum* y *S. lardacea*) porque sólo se han identificado en el mes que se ha registrado la máxima concentración de esta variante. La tercera (*Ps. galeata*), que puede considerarse muy poco abundante, ha presentado una relativa mayor abundancia justo en el mismo mes (abril 2001).

Una situación similar se dio entre MC-LR y *R. haematites* con una elevada correlación positiva entre ambas (tabla 6.11), debido a que *R. haematites* se detectó únicamente en el mes de marzo (2002), coincidiendo con la máxima concentración intracelular de MC-LR medida en Muga 4. Esta microcistina aparece correlacionada negativamente con la concentración de oxígeno disuelto (O2), que coinciden con los meses centrales de invierno (enero-febrero).

MC2 está correlacionada positivamente con PDT (tabla 6.11), el incremento de la biomasa de diatomeas (Chlc/Chla) y la presencia de dos especies puntuales (*Ph. favosum* y *S. lardacea*), de las que ya hemos hablado en el párrafo precedente. Mientras, esta microcistina presenta una correlación negativa con *Homoeothrix crustacea* al coincidir la no detección de esta variante con los dos meses en que esta última especie es más abundante. MC3 sólo muestra una correlación negativa con el número de especies de cianobacterias presentes (tabla 6.11), tal y como ya se había observado para la estación más similar situada aguas arriba del embalse (Muga 3). La concentración de microcistinas totales (MCs) en este punto está correlacionada negativamente con la concentración de oxígeno disuelto, es decir, su menor concentración se dio en invierno. También está correlacionada, pero positivamente, con la concentración de silicatos disueltos en superficie (SILS), concentraciones que podrían favorecer el crecimiento de diatomeas.

Finalmente, en Muga 4, al igual que para Muga 3, tampoco se ha observado ninguna correlación entre MC-RR y ninguno de los descriptores analizados del tramo, ya sean bióticos o abióticos (tabla 6.11). La única tendencia observada, aunque no sea significativa, ha sido con la saturación de oxígeno disuelto (SatO2), con una $p=0,052$.

6.3. DINÁMICA GENERAL DE LA PRODUCCIÓN DE MICROCISTINAS INTRACELULARES EN TRAMOS NO REGULADOS:

Como ya se ha discutido en la sección precedente, el conjunto de relaciones observadas entre las microcistinas estudiadas y los parámetros descriptores del tramo para cada estación de muestreo independientemente, al tiempo que la ausencia de parte del ciclo anual para Muga 4, así como los efectos de la regulación del caudal en esta misma estación sobre los parámetros abióticos (sección 3.6) y bióticos (capítulo 5), nos han llevado a considerar que es mejor estudiar la dinámica global únicamente en las tres estaciones no reguladas incluidas en este estudio (MU1-MU3).

Para ello se realizaron primero seis análisis factoriales de redundancia (RDA). Tres con cada uno de los descriptores ya considerados como variables ambientales (descriptores abióticos, descriptores funcionales de la comunidad general, descriptores de la estructura de la comunidad cianobacteriana) y las concentraciones de las distintas microcistinas como fichero de variables (fichero especies *sensus* CANOCO) a contrastar con los distintos descriptores ambientales del tramo. Y otros tres análisis cruzados con más de un tipo de descriptor del medio (tabla 6.12). En estos análisis se han utilizado la totalidad de parámetros ya fuesen independientes o no, con la finalidad de discernir la varianza compartida entre los distintos tipos de descriptores del medio.

RDA	Suma todos los valores propios canónicos	Varianza compartida
Microcistinas intracelulares <i>versus</i> medio (F y Q)	0,522	
Microcistinas intracelulares <i>versus</i> descriptores funcionales de la comunidad (Pigmentos+ Riqueza especies cianobacterias)	0,245	
Microcistinas intracelulares <i>versus</i> medio + descriptores funcionales de la comunidad	0,790	0,0%
Microcistinas intracelulares <i>versus</i> abundancias especies de cianobacterias	0,536	
Microcistinas intracelulares <i>versus</i> abundancias especies de cianobacterias + descriptores funcionales de la comunidad	0,887	0,0%
Microcistinas intracelulares <i>versus</i> abundancias especies de cianobacterias + medio (F y Q)	1,000	5,8%

Tabla 6.12: Comparación entre la suma de todos los valores propios canónicos para cada uno de los RDA realizados y estima de la varianza compartida entre los descriptores de las matrices ambientales utilizadas para la totalidad de casos completos de las 3 estaciones de muestreo no reguladas del ciclo anual 2001-2002.

Si se tienen en cuenta los resultados de la suma de los valores propios de los 4 ejes canónicos, se aprecia que los descriptores funcionales son los que explican menos las pautas de la producción de microcistinas intracelulares, con una varianza total explicada sólo del 24,5%, frente al 52,2% de los descriptores abióticos (físicos y químicos) y al 53,6% de varianza total explicada por la estructura de las comunidades (tabla 6.12). No obstante, lo más sorprendente de los resultados de la totalidad de análisis realizados sea que no haya, a la hora de analizar la pauta de las concentraciones de microcistinas, varianza compartida (0,0%) entre los descriptores abióticos y los descriptores funcionales de la comunidad bentónica (pigmentos + riqueza especies cianobacterias), pero sobre todo entre los descriptores funcionales de la comunidad bentónica y los descriptores estructurales de la comunidad cianobacteriana (rangos de abundancia de especies). Mientras, entre la estructura de la comunidad de cianobacterias y los descriptores abióticos existe apenas un 5,8% de varianza compartida. En conjunto estos resultados indican que para conocer la dinámica de las concentraciones de microcistinas intracelulares es suficiente con utilizar únicamente parámetros abióticos y descriptores de la estructura de la comunidad cianobacteriana, frente a un máximo del 79,0% de varianza explicada en la dinámica de las microcistinas si se utilizan los factores abióticos y los descriptores funcionales de la comunidad bentónica exclusivamente (tabla 6.12).

A continuación, se ha realizado otro análisis factorial (RDA) en el que se han incluido únicamente los parámetros descriptores bióticos y abióticos que están correlacionados significativamente con las distintas microcistinas consideradas. Además se ha incluido también *P. retzii*, por ser la segunda especie dominante de cianobacterias en las estaciones de muestreo no reguladas, ya que se ha creído interesante para la aproximación ecológica que se realiza en esta sección, aunque no muestre correlaciones significativas con las microcistinas y haga que el test de significación de Monte-Carlo no sea significativo.

Ejes	1	2	3	4
Valores propios	0,498	0,070	0,022	0,007
Varianza acumulada en % (descriptores de la comunidad)	49,8	56,8	59,0	59,7
Varianza acumulada en % (relación comunidad-medio)	83,1	94,7	98,4	99,5

Tabla 6.13: Resultados referentes a los cuatro primeros ejes canónicos obtenidos en el RDA de las concentraciones de microcistinas *versus* el conjunto de parámetros bióticos y abióticos del tramo correlacionados significativamente para la totalidad de casos correspondientes a MU1-MU3 durante el primer ciclo anual (2001-2002).

Test de significación de Monte-Carlo	valor propio/residuo	F-ratio	probabilidad
Eje 1	0,498	16,878	0,190
Todos los ejes canónicos juntos	0,600	1,819	0,094

Tabla 6.14: Resultados de los test de significación de Monte-Carlo para los ejes canónicos obtenidos en el RDA de las concentraciones de microcistinas *versus* el conjunto de parámetros bióticos y abióticos del tramo correlacionados significativamente para la totalidad de casos correspondientes a MU1-MU3 durante el primer ciclo anual (2001-2002).

La varianza explicada por el primer eje es del 49,8%, con valores propios pequeños para los restantes tres ejes (tabla 6.13), aunque los cuatro ejes en su conjunto explican casi el 60% de la varianza que presentan las concentraciones intracelulares de microcistinas. La varianza acumulada de la relación comunidad-medio es del 83,1% para el primer eje y del 99,5% para el conjunto de los cuatro ejes canónicos. En cuanto al nivel de significación del análisis, tal y como esperábamos, la probabilidad para el conjunto de los ejes canónicos no es significativa (tabla 6.14), aunque sí alta, debido a la inclusión de variables sin correlación significativa.

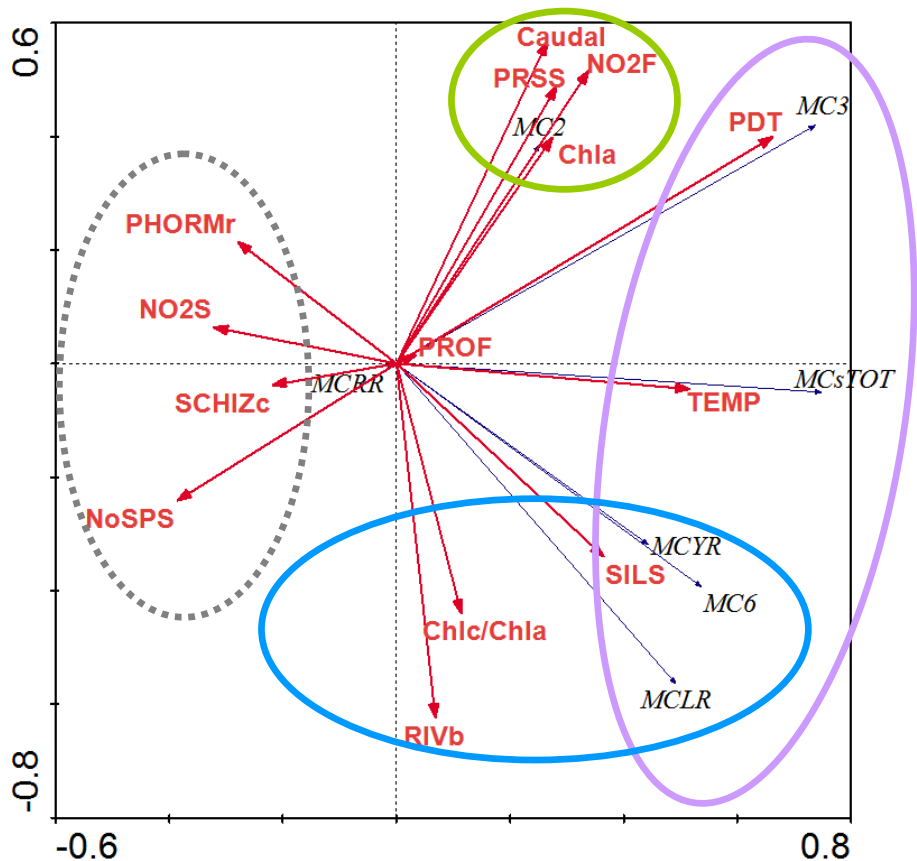


Figura 6.11: Reproducción gráfica de las coordenadas de la concentraciones de microcistinas y de los descriptores de tramo en los dos primeros ejes obtenidos a partir del RDA realizado con los casos correspondientes a las estaciones no reguladas durante un ciclo anual (2001-2002). (El eje I es el horizontal y el eje II el vertical) (*S = *agua junto al subtrato; *F= *intersticial).

El resultado obtenido en este último RDA se muestra gráficamente en la figura 6.11. El primer eje factorial separa claramente la tendencia de la mayoría de las microcistinas estudiadas, incluidas las MCs, frente a MC-RR, las cuales aparecen asociadas al extremo positivo de este primer eje junto con la temperatura y la concentración de fósforo disuelto total (PDT). Este eje nos dice que las mayores concentraciones intracelulares de MC-LR, MC-YR, MC3, MC6 y MCs se dan durante los meses estivales, que coinciden con valores bajos de riqueza de especies de cianobacterias. Obsérvese que el nº especies se encuentra en el extremo negativo del primer eje. MC-RR aparece en realidad en una posición bastante indeterminada con respecto al conjunto de las restantes microcistinas y de los descriptores utilizados. El segundo eje, por su parte, separa principalmente MC2, que se encuentra asociada a su extremo positivo junto con variables como el caudal, la biomasa total de los productores primarios bentónicos (Chla), la concentración de ortofosfatos junto al substrato (PRSS) y la concentración de nitritos intersticiales (NO₂F), de MC-LR, que aparece asociada a su extremo negativo junto con la dominancia de *R. biasolettiana*, y las mayores biomásas de diatomeas (Chlc/Chla). Según estos resultados, aunque las concentraciones más altas de la mayor parte de microcistinas se producen en verano, algunas (MC-LR, MC6 y MC-YR) se encuentran asociadas durante esa época a comunidades dominadas por *R. biasolettiana* y diatomeas en las que se registran sus concentraciones más elevadas (figura 6.11).

Esta última apreciación queda confirmada al observar la representación gráfica de las coordenadas de los distintos muestreos obtenidas en el mismo RDA (figura 6.12). En la gráfica se aprecia con claridad que son los muestreos de mayo a septiembre de Muga 1 y Muga 3 los que definen el primer semieje positivo, mientras que los muestreos de otoño-invierno quedan agrupados entorno al semieje negativo de este primer eje factorial (línea violeta de separación incluida en la figura 6.12). Resulta evidente también que para el conjunto de muestreos de Muga 2 las concentraciones intracelulares de casi todas las microcistinas han sido menores que en parte de los muestreos de las otras dos estaciones (figura 6.10 y figura 6.12).

Con respecto al segundo eje factorial, encontramos asociados al semieje negativo los muestreos de verano de Muga 1, especialmente junio y septiembre, meses en los que se midieron las mayores concentraciones de MC-LR detectadas para el conjunto de muestreos y estaciones consideradas. Mientras, el semieje positivo separa principalmente los muestreos de primavera de Muga 3, especialmente el de mayo coincidente con la mayor concentración medida de MC3.

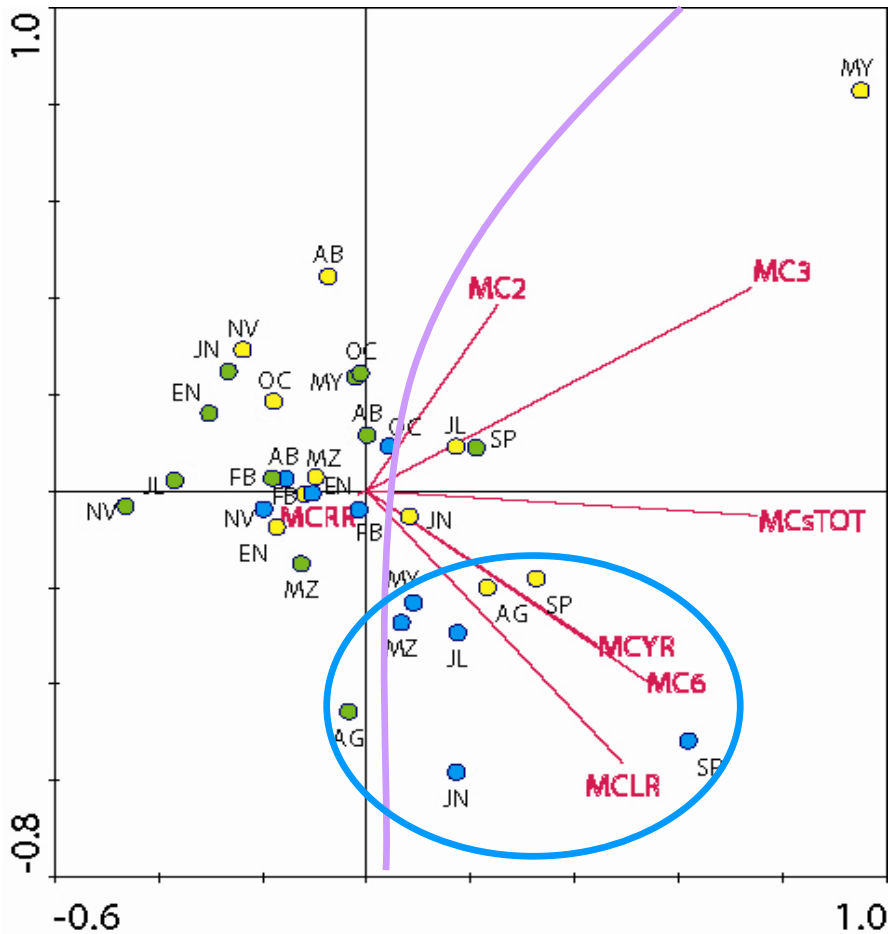


Figura 6.12: Representación gráfica de las coordenadas en los dos primeros ejes de los distintos muestreos utilizados en el RDA realizado para estudiar las pautas de las concentraciones intracelulares de microcistinas y su relación con los descriptores seleccionados de tramo, a lo largo de un ciclo anual en las tres estaciones no reguladas. Los colores utilizados corresponden a MU1 (azul), MU2 (verde) y MU3 (amarillo).

6.4. DISCUSIÓN:

La producción de microcistinas por las cianobacterias está ampliamente extendida. Se han detectado en masas de aguas de todos los continentes, desde Asia (Zhang *et al.*, 1991; Watanabe *et al.*, 1992), pasando por Europa (Jungmann *et al.*, 1996; Chorus, 2001; Vasconcelos, 2001), América (McDermott *et al.*, 1995; Graham *et al.*, 2004; Maria dos Anjos *et al.*, 2006), África (Mohamed *et al.*, 2006) y Australia (Baker y Humprage, 1994), hasta la Antártida (Jungblut *et al.*, 2006).

Se ha estudiado su presencia especialmente asociada a blooms de especies planctónicas en sistemas lentíticos, naturales y artificiales, de los que se detrae agua para el abastecimiento humano (Chorus y Bartram, 1999; Chorus, 2001; Aboal y Puig, 2005; Padilla *et al.*, 2006; Carrasco, 2007; Mohamed y Al Shehri, 2007; Hurtado *et al.*, 2008), en los cuales se han llegado a alcanzar concentraciones muy elevadas de microcistinas intracelulares, de hasta 7.100 µg/g PS en Portugal (Vasconcelos, 2001), 7.300 µg/g PS en China (Metcalf *et al.*, 2005) y 12.800 µg/g PS en Estados Unidos (McDermott *et al.*, 1995). En Europa, se ha observado un aumento de la presencia de especies tóxicas que producen microcistinas según un gradiente Norte – Sur (Chorus, 2001), de modo que se han detectado en casi todas las masas de agua estudiadas en Portugal (Chorus, 2001; Vasconcelos, 2001) y en una proporción similar en España (Carrasco, 2007; Quesada *et al.*, 2007).

En la mayor parte de géneros con especies planctónicas se han detectado especies o cepas de algunas especies que pueden producir y producen microcistinas (Baker y Humprage, 1994; Chorus y Bartram, 1999; Dow y Swoboda, 2000; Chorus *et al.*, 2001; Maršálek y Bláha, 2001). Que la capacidad de producción de microcistinas esté tan extendida entre distintos linajes filogenéticos de cianobacterias es considerado por Rantala *et al.* (2004) como evidencia del origen antiguo de las microcistinas, de modo que la incapacidad de producirlas actualmente por distintas especies se debería a que se ha ido perdiendo la capacidad de producirlas en los distintos linajes. Rantala *et al.* (2004) consideran que se debe principalmente al elevado coste que conlleva su producción unido a la pérdida de su papel ecológico, ya sea ante competidores o predadores.

La producción de microcistinas intracelulares en algunos de los géneros que tienen especies presentes en las comunidades de cianobacterias bentónicas estudiadas ya ha sido observado, aunque principalmente para especies planctónicas, como es el caso de *Nostoc* (Sivonen *et al.*: 1990 y 1992; Merilouto y Codd, 2005) y *Phormidium* (Vasconcelos, 2001). También se ha detectado la producción de microcistinas en comunidades bentónicas de embalses y lagunas, como las estudiadas en los embalses del río Segura que incluyen algunas de las especies que ocupan así mismo el bentos fluvial (*R. bialolettiana*, *Tolypothrix distorta*, *Calothrix parietina*, *Phormidium* sp., *Oscillatoria* sp., *Lynghya* sp. y *Microcoleus* sp.) según Aboal y Puig (2005), u otras especies de géneros muy extendidos en el medio fluvial como son *Phormidium*, *Leptolyngbya* y *Pseudanabaena* (Mez *et al.*, 1997; Teneva *et al.*, 2005; Izaguirre *et al.*, 2007; Hurtado *et al.*, 2008). La producción de microcistinas por *Calothrix parietina*, especie presente en las comunidades bentónicas del río Muga, ya se ha detectado en sistemas lagunares artificiales en Arabia Saudí por Mohamed y Al Shehri (2007).

La producción de microcistinas en distintas especies bentónicas fluviales se ha comprobado a partir de cultivos de especies aisladas del río Nilo y su red de irrigación asociada. En concreto, se han detectado microcistinas en cepas de las especies *Anabaena subcylindrica*, *A. variabilis*, *Nostoc spongiforme*, *Plectonema boryanum* y *Phormidium corium* (Mohamed *et al.*, 2006). En este trabajo los autores detectaron la producción de MC-YR y MC-LR, predominando la primera variante con una concentración máxima intracelular de 2,81 mg/g PS en cultivos de *N. spongiforme*. Para esta misma especie, la concentración total de MCs medida fue de 4,1 mg/g PS que es 2 órdenes de magnitud superior a las concentraciones que se han medido en este estudio para *N. verrucosum* en Muga 3 y Muga 4. También se ha confirmado en distintas comunidades dominadas por especies de *Rivularia* en el río Alharabe, dentro de la cuenca del río Segura, y en Matarraña, en la cuenca del río Ebro (Aboal y Puig, en prensa). Los datos del presente estudio confirman la producción de microcistinas por colonias de *R. bioleptiana* en Muga 1 y Muga 3. Al igual que en el río Alharabe (Aboal *et al.*, 2005), esta especie produce distintas variantes, aunque predomina habitualmente MC-LR, acompañada por MC-YR como microcistina más frecuente. En este cauce se comprobó también que *R. haematites* es también productora de microcistinas, especialmente de MC-LR. El predominio de MC-LR como variante principal producida por *R. bioleptiana* también se detectó en los ríos Alharabe y Matarraña, aunque en el primer río MC-YR sustituyó a MC-LR como variante dominante en una de las dos primaveras estudiadas (Aboal y Puig, en prensa). Así mismo, *Phormidium splendidum* y *T. distorta* se han mostrado como especies productoras de microcistinas, aunque con concentraciones intracelulares menores que las medidas en *Rivularia* o *Nostoc* (Aboal *et al.*, 2005).

MC-LR es la microcistina dominante en la mayor parte de muestras naturales medidas, ya sean de embalses y lagunas (Jungmann *et al.*, 1996; Chorus y Bartram, 1999; Fastner *et al.*, 2001; Maršálek *et al.*, 2001; Vasconcelos, 2001; Carrasco, 2007), o en ríos (Aboal *et al.*, 2005; Aboal y Puig, en prensa). Esta variante suele ir acompañada por MC-YR y MC-RR, como microcistinas más frecuentes en la Península Ibérica (Vasconcelos, 2001; Aboal *et al.*, 2005; Carrasco, 2007). Los resultados obtenidos en este estudio corroboran tanto el predominio de MC-LR como la importancia de MC-YR y MC-RR, como microcistinas frecuentes y con valores altos en sistemas acuáticos ibéricos, pero con diferencias respecto a las concentraciones relativas de las variantes acompañantes según las estaciones y las épocas del año.

La detección de las mayores concentraciones de microcistinas totales y de algunas variantes durante el periodo estival se ha producido también en las comunidades del río Alharabe (Aboal *et al.*, 2005). Esta observación sería coincidente con los resultados obtenidos a partir de experimentos a distintas temperaturas con cultivos de cianobacterias (Rapala *et al.*, 1997; Rapala y Sivonen, 1998), en los que se observó que las mayores concentraciones se medían en torno a los 25° C, las mínimas por debajo de 10° C y también se reducían las concentraciones a partir de 30° C. Los datos de estos autores explicarían los máximos estivales medidos en la cuenca del río Muga, pero sobre todo también justificarían que las menores concentraciones se den en invierno, cuando la temperatura es próxima o inferior a los 10° C en las estaciones de muestreo estudiadas en esta cuenca fluvial. Merece la pena destacar que el mínimo invernal también se ha observado en las comunidades del río Alharabe (Aboal *et al.*, 2005), de modo que parece ser una pauta habitual en sistemas fluviales mediterráneos españoles. Sin embargo, no se ha observado la misma tendencia en

embalses españoles (Carrasco, 2007), aunque en estos casos las temperaturas máximas medidas han sido claramente superiores o próximas al límite térmico superior observado por Rapala *et al.* (1997).

Respecto al papel de los nutrientes en la producción de microcistinas, depende del nutriente y de las especies consideradas. Además, la mayor parte de los resultados han sido obtenidos a partir de ensayos con cultivos. Por ejemplo, en especies planctónicas, Codd y Poon (1988) midieron las máximas concentraciones en ausencia de fósforo, pero Rapala *et al.* (1997) registraron las máximas concentraciones en torno a 5,5 mg P/l así como una reducción de la producción de microcistinas por debajo de 0,05 mg P/l. Las relaciones observadas en sistemas naturales, indican que el aumento de la concentración de fósforo total favorecería el aumento de la concentración de MC-LR, pero no de las restantes microcistinas analizadas en embalses españoles (Carrasco, 2007). Sin embargo, el aumento de ortofosfatos disueltos implica la reducción de la concentración de MC-YR y MCs en el conjunto de las comunidades fluviales del sureste peninsular (Aboal *et al.*, 2005). En nuestro estudio se ha observado una correlación positiva entre el fósforo disuelto total (DPI) y la mayoría de las microcistinas estudiadas en tres de las estaciones estudiadas (MU1, MU3 y MU4). Mientras que en el restante punto de muestreo (Muga 2), se ha observado que el incremento de ortofosfatos disueltos favorece el aumento de MC-RR y MC2. De modo que, en conjunto, los datos de este estudio estarían más de acuerdo con la tendencia observada por Rapala *et al.* (1997) y Aboal y Puig (en prensa), aunque en nuestro caso las concentraciones de fósforo medidas casi siempre han sido inferiores a los 0,05 mg P/l que Rapala *et al.* (1997) consideraban como concentración límite inferior para reducir la producción de microcistinas. Si la apreciación de estos autores es cierta, las comunidades bentónicas estudiadas podrían *a priori* producir concentraciones muy superiores de microcistinas, aunque en otras condiciones de nutrientes tal vez estas comunidades no serían dominantes y estarían en desventaja ante otros productores primarios de crecimiento más rápido (Puig *et al.*, 1987; Sabater, 1989; Sabater y Sabater, 1992).

Respecto a la concentración de compuestos de nitrógeno, la relación que aparece con mayor frecuencia es la del aumento de la producción de microcistinas, tanto de las totales como de alguna variante concreta con la proporción DIN:Ptotal (Aboal *et al.*, 2005; Carrasco, 2007). También se ha observado que el aumento de nitrógeno total favorece la producción de microcistinas, ya sea en ensayos con cultivos (Sivonen, 1990) o en embalses (Graham *et al.*, 2004; Carrasco, 2007), aunque siempre hasta una cierta concentración a partir de la cual decrece la producción de microcistinas. Según Graham *et al.* (2004) esa concentración limitante superior sería a partir de 8 mg N/l. Nuestros datos muestran correlaciones positivas entre la concentración de nitritos y distintas microcistinas dependiendo de las estaciones de muestreo: MC-RR en Muga 1 o MC3 y MCs en Muga 3 por ejemplo; así como de la concentración de nitratos con MC-LR para Muga 2 únicamente. De todos modos, las concentraciones de compuestos de nitrógeno medidas en las estaciones de muestreo estudiadas, siempre han sido muy inferiores a la concentración limitante observada por Graham *et al.* (2004).

De los restantes factores abióticos, en otros ríos de cabecera se encontró que tanto el aumento de caudal como de la profundidad aparece asociado a una menor concentración intracelular de microcistinas totales y de algunas variantes como MC-RR, MC-YR y MC-LR (Aboal *et al.*, 2005). La tendencia a que el aumento de la profundidad implique una reducción de la concentración de microcistinas intracelulares en este estudio se observa únicamente en Muga 2, que en realidad es el punto de muestreo más similar, tanto a nivel de medio como de comunidad cianobacteriana, a los dos tramos estudiados en el río Alharabe (Aboal *et al.*, 2005).

En relación con la dinámica funcional de la comunidad bentónica, la tendencia a que la mínima concentración de MCs se produzca en invierno y coincida con un máximo de concentración de PBP observada en ríos del sureste peninsular (Aboal *et al.*, 2005), apoya nuestras observaciones a este respecto de que cuando la comunidad invierte más en su crecimiento, reduce relativamente su esfuerzo en la producción de microcistinas intracelulares, tal y como se ha observado en los cuatro tramos estudiados en la cuenca del río Muga. Sin embargo, siempre existe una excepción, que en nuestro caso es la concentración de MC-RR en Muga 1, la cual está correlacionada positivamente con las concentraciones de aloficocianina y ficoeritrina, excepción coincidente con los datos obtenidos también en el río Alharabe (Aboal *et al.*, 2005), de modo que esta variante seguiría la misma pauta en estos tres tramos de cabecera.

Ahora merece la pena detenerse un momento sobre la función potencialmente alelopático de las microcistinas respecto a la comunidad de productores primarios bentónicos de los ríos mediterráneos españoles estudiados. En todos los casos aparece la tendencia a que aumenten las concentraciones de algunas variantes cuando se dan los crecimientos máximos de diatomeas ya sea en el presente estudio como en el río Alharabe (Aboal y Puig, en prensa). Este aumento de microcistinas podría interpretarse como un intento de controlar el recubrimiento de las comunidades cianobacterianas por las diatomeas. Valdor y Aboal (2007) han estudiado el papel inhibitor tanto de extractos de cianobacterias como de patrones comerciales de microcistinas, encontrando respuestas claras de inhibición del crecimiento por parte de los extractos y de las microcistinas, entre las cuales MC-RR aparece como la microcistina con mayor efecto inhibitor del crecimiento de otras especies de cianobacterias. En los tramos estudiados del río Muga se ha comprobado que las concentraciones elevadas de microcistinas se han medido en comunidades poco diversas y que la diversidad cianobacteriana solo aumenta cuando las concentraciones de microcistinas son mínimas, situación que apoyaría las observaciones de Valdor y Aboal (2007).

Finalmente, se desea comentar que tal vez estos sistemas fluviales oligotróficos o muy poco eutrofizados y, más en concreto, sus comunidades bentónicas sean los ambientes donde se invierta energéticamente en la producción de microcistinas con tal de mantener a raya a los restantes productores primarios, competidores tanto por el espacio como por los escasos nutrientes que reciben. En estos sistemas, los distintos linajes de cianobacterias han mantenido en mayor medida su capacidad de producir microcistinas.

7.- LIBERACIÓN DE
MICROCISTINAS
AL MEDIO:

Que la producción de microcistinas intracelulares es habitual en nuestra cuenca fluvial de estudio, ya ha quedado demostrado en el capítulo anterior. Se pretende abordar ahora su liberación al medio fluvial. La opinión mayoritaria existente, en relación con la liberación de las microcistinas intracelulares al medio acuático, es que dicha liberación sólo se produce asociada a la muerte celular, mediante la lisis de la pared de las cianobacterias que permite la liberación de las microcistinas al agua (Chorus y Bartram, 1999; Whitton y Potts, 2000a; Codd *et al.*, 2005). De este modo, la cantidad de microcistinas disueltas que se detectan en un momento concreto depende del nivel de mortalidad celular de las especies productoras. De hecho, la mayor concentración de microcistinas medidas se debió al tratamiento de un bloom con alguicidas que produjo una mortalidad masiva y la detección de una concentración de 1.800 ppb (Jones y Orr, 1994). Sin embargo, estudios recientes evidencian además la existencia de otro mecanismo de liberación mediante un transporte activo de microcistinas a través de un transportador ABC, McyH (Pearson *et al.*, 2004).

A diferencia de los sistemas leníticos, en el bentos fluvial las comunidades de cianobacterias potencialmente tóxicas están presentes durante todo el año, tanto en la cuenca del río Muga (Capítulo 4) como en otras cuencas mediterráneas (Aboal *et al.*: 2000, 2002 y 2005), y se han detectado microcistinas disueltas en distintos periodos del año (Puig *et al.*, 2002; Aboal *et al.*, 2005). Las comunidades fluviales de cianobacterias se van substituyendo en el tiempo (capítulo 4 y Aboal *et al.*, 2005), de modo que es esperable una cierta mortalidad de las mismas durante todo el año, que puede verse acentuada por efectos mecánicos, debidos a la inestabilidad del sustrato cuando aumenta el caudal (efecto hidrológico), o a la actividad humana, pisoteo del sustrato con la consiguiente destrucción de las cianobacterias bentónicas por los veraneantes en las zonas de baño, por el ganado en zonas más agrícolas o por el paso de vehículos a través del cauce (efecto mecánico humano). La mortalidad de las cianobacterias también puede verse incrementada por la entrada de herbicidas empleados en las zonas circundantes o próximas al cauce, por cambios en la composición química del agua que pueda incidir negativamente en las comunidades cianobacterianas (efecto por contaminación), o por interacciones bióticas (efecto biótico) (Pietsch *et al.*, 2001; Pflugmacher, 2002; Wiegand y Pflugmacher, 2005; Schatz *et al.*, 2007).

Dada la presencia de microcistinas intracelulares en las cuatro estaciones de muestreo estudiadas en la cuenca del río Muga a lo largo del ciclo anual estudiado (capítulo 6), se pretende analizar en este capítulo la presencia de microcistinas disueltas en el cauce fluvial e intentar descubrir qué factores son los principales responsables de los cambios y pautas observados en su dinámica.

Debido a la gran cantidad de variantes existentes y a la dificultad de su análisis mediante métodos que discriminan entre ellas, muchos de los cuales no están validados todavía (Barco *et al.*: 2002 y 2004; Spooof, 2005), se ha utilizado el método inmunológico de detección ELISA, que detecta tanto variantes conocidas como aun no descritas (Spooof, 2005). Aunque su afinidad por las distintas variantes es diferente (Codd *et al.*, 1997), actualmente es muy similar para las variantes más comunes (MC-LR, MC-RR y MC-YR), que son las dominantes en el medio fluvial objeto del presente estudio. El kit empleado fue el comercial de EnviroGard en placa (Strategic Diagnostics Inc.), que utiliza patrones de 0,1 ppb, 0,4 ppb y 1.6 ppb de MC-LR. Este kit requiere la dilución de concentraciones

superiores a 2 ppb de MC-LR equivalentes y su límite inferior de detección se encuentra en 0,025 ppb, de modo que valores estimados a partir de la recta de regresión iguales o inferiores a 0,025 ppb se han considerado como no detección de microcistinas disueltas (nd) y tratados como valores de 0,0 ppb en el análisis estadístico de los resultados. Según los datos aportados por la casa comercial, considerando 1 su afinidad por MC-LR, tiene una afinidad de 0,97 por MC-RR y de 0,82 por MC-YR. Se debe aclarar que aunque este kit también detecta nodularina, debido al hecho de que no se ha encontrado ninguna especie potencialmente productora de esta toxina en las estaciones de muestreo estudiadas, se ha considerado que los resultados obtenidos mediante esta metodología corresponden siempre a microcistinas.

7.1. IMPORTANCIA DEL MESOHÁBITAT EN LA LIBERACIÓN AL MEDIO DE MICROCISTINAS INTRACELULARES:

Los muestreos se realizaron en las mismas zonas que el estudio de las microcistinas intracelulares, es decir, en los 8 mesohábitats descritos en el capítulo precedente (tabla 6.3) de acuerdo con el criterio de Armitage *et al.* (1983), a lo largo de un ciclo anual (abril 2001-marzo 2002). Las muestras se tomaron previamente a las obtenidas para el estudio de las concentraciones intracelulares, con el objetivo de no incrementar la concentración de microcistinas disueltas (MCsDis) por manipulación mecánica del sustrato. Con este mismo objetivo, se muestreó a una distancia de entre 10 y 25 mm del sustrato del cauce y en dirección a la corriente. Esta distancia fue seleccionada de acuerdo con observaciones realizadas en trabajos precedentes, que demostraron la detección por los macroinvertebrados bentónicos de algún tipo de compuesto químico emanado por las cianobacterias en ensayos controlados de palatabilidad y comportamiento con sustratos naturales (cantos), sustratos recubiertos por comunidades cianobacterianas procedentes del río Matarraña (Ríos, 2001). La detección se producía a una distancia media de 17mm por los macroinvertebrados, de modo que se seleccionó el diámetro de muestreador (jeringuilla) teniendo en cuenta dicha información, el cual permitía muestrear dentro del rango adecuado de distancias al sustrato del lecho fluvial. El número de muestras por mesohábitat ha sido variable, aunque mayoritariamente de 2 a 3 muestras por mesohábitat, dependiendo de la heterogeneidad visible de su comunidad cianobacteriana.

Se han detectado MCsDis en todos los mesohábitats pero con alguna diferencia, por ejemplo se han detectado microcistinas disueltas en la totalidad de muestreos realizados en el mesohábitat más somero de Muga 3 (RUN) y en el rápido de Muga 4. Sin embargo agosto aparece como el mes en que se han detectado McsDis en menos mesohábitats, sólo en cuatro de ellos, ya que no se han medido en MU1RUN, MU2RUN, MU2RAP y MU3RAP (abreviaturas según tabla 6.3). Mientras, en octubre no se detectaron en otros tres de los ocho mesohábitats considerados (MU2RUN, MU3RAP y MU4RUN).

Sin embargo, llama la atención que los valores medios sean muy parecidos (figura 7.1), entre 0,3 y 0,5 ppb la mayoría de ellos, con la excepción de MU2RUN que es claramente inferior (0,14 ppb). En este mesohábitat predomina el recubrimiento del sustrato por mucílagos de diatomeas prácticamente durante todo el año, situación que puede incidir en que la liberación de microcistinas al medio sea menor, ya que pueden quedar retenidas en la matriz del mucílago.

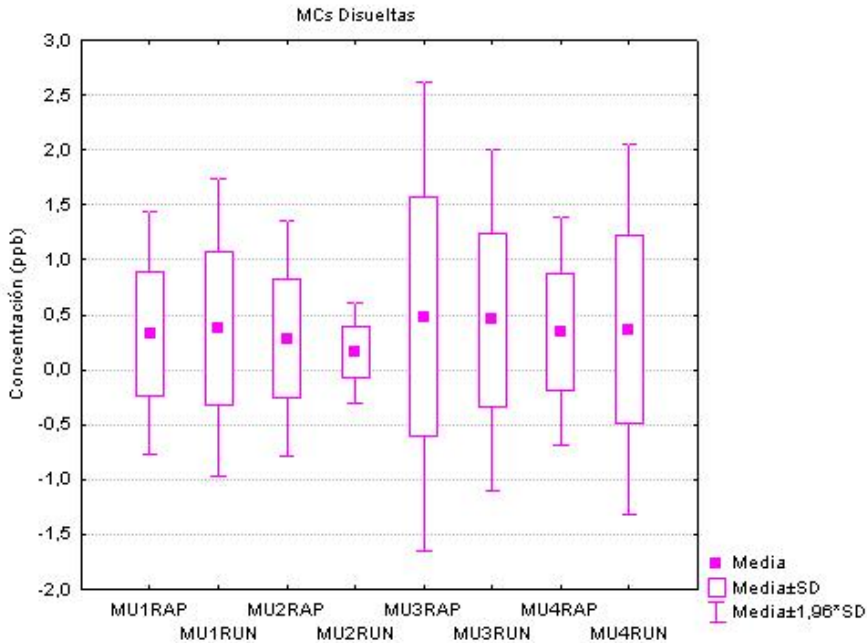


Figura 7.1: Diagrama con las concentraciones de MCsDis medias, los errores y desviaciones estándar para cada mesohábitat estudiado.

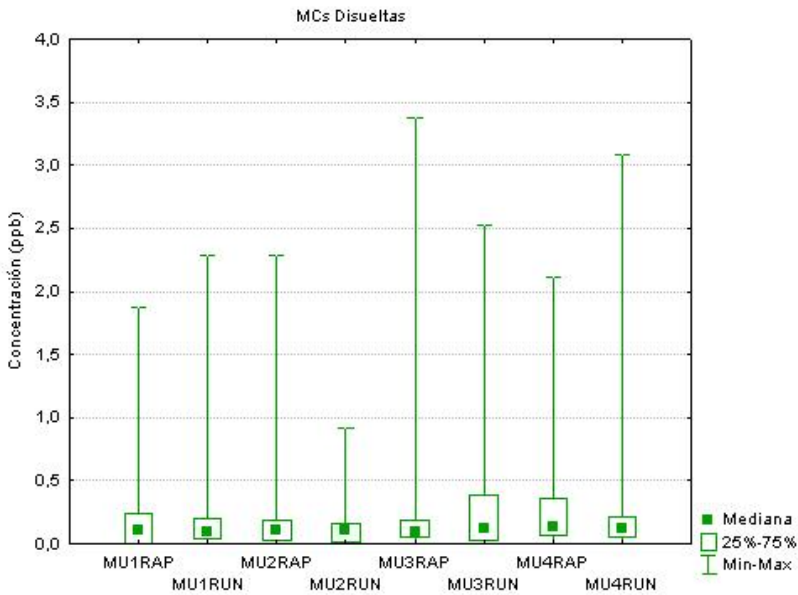


Figura 7.2: Diagrama con las concentraciones de MCsDis máximas, mínimas, medianas y los dos cuartiles intermedios (1° y 3°) para cada mesohábitat estudiado.

También son similares las concentraciones más frecuentes, ya que todas las medianas se encuentran próximas a 0,2 ppb (figura 7.2). Aunque su rango de variación es distinto, muy pequeño en MU2RUN y bastante mayor en MU3RAP, seguido por MU3RUN y MU4RUN (figura 7.1). En cuanto a sus valores máximos, todos los mesohábitats, excepto MU2RUN, han presentado valores superiores a 1 ppb, que es el máximo recomendado por la OMS (1998). De hecho, se han medido concentraciones puntuales superiores a 2 ppb en seis de los ocho mesohábitats estudiados (figura 7.2).

Esta similitud aparente entre mesohábitats se confirma estadísticamente al comparar las concentraciones de MCsDis medidas en su conjunto entre los pares de mesohábitats de cada punto de muestreo mediante un test de la *t* para muestras independientes (STATISTICA v8). La comparación entre medias no ha sido significativa para ninguna de las estaciones de muestreo (tabla 7.1), ni tampoco las diferencias entre las varianzas de cada par de mesohábitats.

Mesohábitats	Media		<i>t</i> -valor	df	p	Nº casos	Std.Dev.		Varianzas	
	Rápido	RUN					Rápido	Run	F-ratio	p
MU1RAP vs. MU1RUN	0,36	0,43	-0,29	20	0,769	10	0,56	0,67	1,21	0,595
MU2RAP vs. MU2RUN	0,25	0,13	0,93	20	0,360	10	0,34	0,19	3,15	0,084
MU3RAP vs. MU3RUN	0,39	0,52	-0,33	20	0,742	10	0,98	0,89	1,24	0,742
MU4RAP vs. MU4RUN	0,30	0,34	-0,13	14	0,895	7	0,47	0,59	1,57	0,538

Tabla 7.1: Resultados obtenidos al comparar los distintos mesohábitats de cada estación entre sí mediante un test de la *t* para muestras independientes, son valores significativamente diferentes si $p < 0,05$.

Como lo que realmente interesa es comprobar si las concentraciones de MCsDis siguen la misma dinámica temporal o no en una misma estación, se han representado gráficamente las concentraciones medias de MCsDis por pares de mesohábitats (figura 7.3). En Muga 1 se observa que durante parte del verano (agosto-septiembre) se detectan mayores concentraciones de MCsDis en el rápido, seguidas por concentraciones más elevadas en la zona más profunda y con menor velocidad (RUN) durante parte del otoño (octubre-noviembre). Esta tendencia, pero para concentraciones pequeñas, se ha observado también en junio y febrero. De este modo, ambos mesohábitats parecen seguir pautas distintas (figura 7.3). En Muga 2 la concentración de MCsDis parece seguir una pauta similar, aunque sesgada a favor del rápido, en las que aumenta relativamente más la concentración de MCsDis que en el tramo somero dominado por diatomeas (RUN). Sólo se apartaría de esta tendencia el mes de julio, con concentraciones medias relativamente elevadas en el rápido, pero no detectadas en el otro mesohábitat (figura 7.3). En Muga 3 se aprecia una pauta similar, con concentraciones medias parecidas la mayor parte del año que aumentan en julio para ambos mesohábitats, aunque en mayor proporción en el rápido, y un muestreo que se aleja de esta tendencia (junio), en el que se han medido concentraciones medias muy altas en el mesohábitat más somero y con menor velocidad de fondo frente a valores muy bajos en el rápido (figura 7.3). También observamos una tendencia similar en Muga 4 para los muestreos realizados durante el periodo de aguas bajas, con concentraciones medias de MCsDis muy parecidas en ambos mesohábitats o algo mayores en el rápido, con la excepción del mes de septiembre que corresponde al último mes con caudales elevados debido a la regulación del tramo y en el que se observa una mayor concentración de MCsDis en el mesohábitat más deposicional de Muga 4 (figura 7.3).

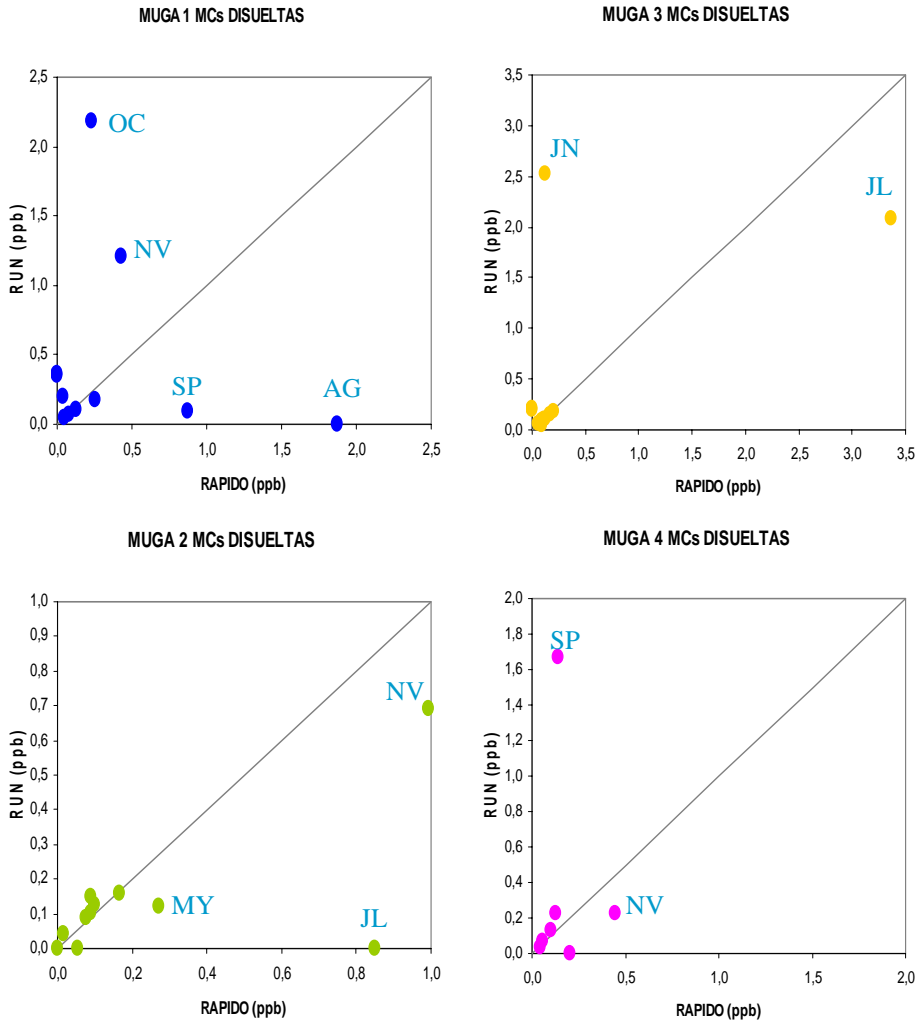


Figura 7.3: Representación gráfica de la concentración media de microcistinas disueltas (MCsDis) medidas mensualmente en los dos mesohábitats de cada estación de muestreo estudiada en la cuenca del río Muga a lo largo del un ciclo anual (abril 2001-marzo 2002). La recta indica concentraciones idénticas en ambos mesohábitats.

Mesohábitats	χ^2 - valor	grados libertad (df)	p (probabilidad)
MU1RAP vs. MU1RUN	1861,88	8	< 0,0001
MU2RAP vs. MU2RUN	0,373	10	0,9999
MU3RAP vs. MU3RUN	3,520	10	0,9664
MU4RAP vs. MU4RUN	3,774	6	0,7072

Tabla 7.2: Resultados obtenidos al comparar mediante un test de χ^2 cada par de mesohábitats en cada estación considerando cada muestreo como entidades distintas. Se indican en rojo las probabilidades significativamente diferentes.

Con el objetivo de comparar si las similitudes y diferencias en la liberación de MCsDis observadas entre cada par de mesohábitats están apoyadas estadísticamente o no, se ha realizado un test de χ^2 para cada par de mesohábitats de cada estación independientemente mediante el programa STATISTICA v8 (Statsoft, 2007), comparando las concentraciones medias medidas cada mes y considerando las de un mesohábitat como las observadas y las del otro como las esperadas. El resultado obtenido nos indica que la diferencia es significativa únicamente en Muga 1 (tabla 7.2), mientras que las restantes estaciones presentarían pautas similares entre ambos mesohábitats.

Se intentará ahora relacionar la liberación de microcistinas con su producción intracelular, tanto con las concentraciones de cada una de las seis variantes estudiadas independientemente ($\mu\text{g/g}$), como con la concentración total de MCs estimada por peso seco del biofilm ($\mu\text{g/g}$) y por unidad de superficie (mg/m^2). También se analizará la importancia de los dos parámetros hidromorfológicos medidos en cada mesohábitat, profundidad (PROF) y velocidad junto al sustrato (VELO).

	Microcistinas Disueltas (ppb)							
	MU1RAP	MU1RUN	MU2RAP	MU2RUN	MU3RAP	MU3RUN	MU4RAP	MU4RUN
PROF	-0,1898	-0,0316	-0,0355	-0,0273	0,0217	0,2031	0,2801	<i>0,7699</i>
VELO	0,2524	0,0732	-0,0558	-0,3691	0,2015	0,2123	<i>0,7353</i>	-0,3919
MCRR	-0,2242	-0,0904	-0,2378	-0,2637	0,5313	<i>0,7720</i>	0,3608	-0,1506
MC2	-0,2852	-0,0625	0,3812	-0,2403	<i>0,7343</i>	0,4248	0,3380	0,1690
MC3	<i>0,8445</i>	-0,2281	-0,2157	-0,3618	-0,0496	-0,1025	-0,2047	-0,1650
MCYR	<i>0,8758</i>	-0,1217	0,1026	-0,3240	<i>0,9403</i>	<i>0,8678</i>	<i>0,9261</i>	-0,2613
MCLR	<i>0,8083</i>	-0,3093	0,0965	-0,3712	-0,1360	<i>0,9575</i>	-0,3730	-0,1935
MC6	<i>0,8794</i>	0,4114	<i>0,6238</i>	0,4595	-0,1453	-0,1171	0,2687	-0,0990
MCs/PS	<i>0,8437</i>	-0,2057	-0,0940	-0,2171	0,1230	0,2711	0,2740	-0,1584
MCs/ m ²	0,4153	-0,2115	0,2669	0,4765	0,1947	-0,1177	0,7435	-0,1178

Tabla 7.3: Valores del coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) obtenidos para los distintos mesohábitats entre las concentraciones de microcistinas disueltas y las concentraciones intracelulares de las distintas variantes de microcistinas, las microcistinas totales por peso seco (PS) y por superficie (m²), y la profundidad y velocidad junto al sustrato medidas en cada mesohábitat. Las correlaciones significativas se indican en negrita y cursiva para $p < 0,05$, sólo en negrita para $p < 0,01$.

Los resultados obtenidos muestran patrones distintos según el mesohábitat y la estación de muestreo (tabla 7.3). En el rápido de Muga 1, la concentración de MCsDis aparece asociada a 4 variantes de microcistinas y a la concentración de microcistinas total estimada por peso de biofilm. Entre las 4 variantes correlacionadas encontramos las dominantes MC-LR y MC-YR. Ambas toxinas están fuertemente correlacionadas con las MCsDis en MU3RUN. En este mesohábitat también se ha detectado una correlación significativa con MC-RR. La variante MC-YR es la más correlacionada con las MCsDis en otros dos mesohábitats de rápido de Muga 3 y Muga 4. Este último es el único en el que existe una correlación significativa entre la concentración de MCsDis y la velocidad junto al sustrato (VELO). En MU4RUN se ha observado sólo la correlación positiva entre las MCsDis y la profundidad. Para los dos mesohábitats de Muga 4, la existencia de una correlación positiva de la concentración de MCsDis con uno de los descriptores del caudal nos indica que las mayores concentraciones medidas de MCsDis se produjeron en momentos de caudales elevados. En estos casos, realmente, lo que se estaba midiendo era

la liberación de MCsDis aguas arriba de la zona de muestreo, ya sea en el mismo cauce o por parte de las comunidades de cianobacterias del embalse de Boadella. Se debe comentar llegado este punto, que este embalse no presentó ningún bloom de cianobacterias planctónicas durante el periodo estudiado, aunque sí tiene una importante comunidad bentónica de cianobacterias presente durante todo el ciclo anual. Finalmente, debe resaltarse que no se ha encontrado ninguna relación entre la producción de microcistinas intracelulares y la concentración de MCsDis en los dos mesohábitats de menor corriente de Muga 1 y Muga 2. Se trata de dos zonas utilizadas para baño durante el verano, que sufren otras alteraciones asociadas a dicho uso que no se han medido independientemente para cada mesohábitat distinto, como son los aportes de algunos nutrientes.

7.2. DINÁMICA DE LA LIBERACIÓN AL MEDIO DE MICROCISTINAS INTRACELULARES - PAPEL DE LOS DESCRIPTORES BIÓTICOS Y ABIÓTICOS EN CADA ESTACIÓN DE MUESTREO:

Al observar la variación de las concentraciones medias de MCsDis en las cuatro estaciones de muestreo estudiadas, parece evidente que a lo largo del ciclo anual (abril 2001-marzo 2002) se produce una mayor liberación de microcistinas al medio durante los meses de verano y parte del otoño (figura 7.4). Sin embargo, varía según las estaciones, siendo al inicio del verano en Muga 2 y Muga 3, principalmente en julio, mientras que a finales del verano se observa en Muga 4 y Muga 1. En Muga 1, la tendencia a una mayor liberación de MCsDis se prolonga a lo largo de los meses de octubre y noviembre. En Muga 2, y parcialmente en Muga 4, también se puede ver un aumento de la liberación de MCsDis en noviembre, coincidiendo con el aumento del caudal por las precipitaciones otoñales (figura 7.4). En este mes nos encontraríamos ante un aumento de MCsDis debido al efecto mecánico inducido por el aumento de la inestabilidad del substrato fluvial (efecto hidrológico).

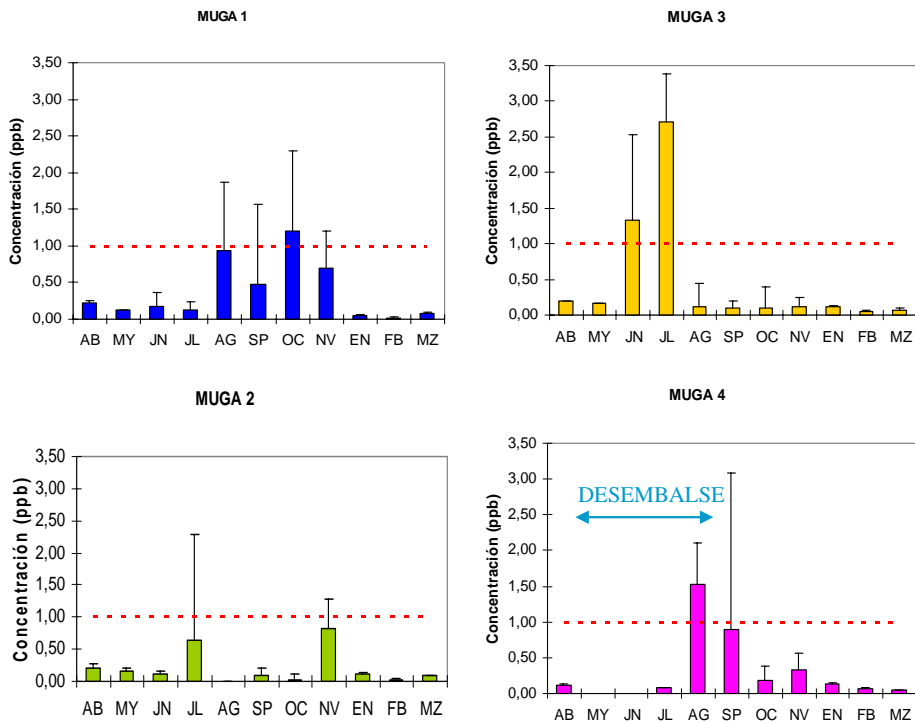


Figura 7.4: Representación gráfica mediante barras de las concentraciones medias de microcistinas disueltas y de los máximos mediante líneas a lo largo de un ciclo anual, para cada estación de muestreo. La línea discontinua roja indica el límite recomendado por la OMS y autorizado en la ley de aguas española.

Descriptores	Microcistinas Disueltas			
	MU1	MU2	MU3	MU4
pH	0,6271	0,1685	0,2417	0,2393
NO3S	-0,3120	0,5870	0,8917	-0,2967
NO3F	-0,3067	0,3640	0,8072	0,7610
CONDUCTIVIDAD	-0,0109	-0,3504	-0,3013	-0,7792
CAUDAL	0,0283	0,3052	-0,1606	0,8716
VELO	0,6399	-0,2844	-0,2609	0,1769
Chlb/Chla	-0,1189	0,6489	0,0000	-0,0492
<i>Homoeothrix crustacea</i>	ausente	ausente	0,7153	-0,5046
<i>Phormidium retzii</i>	ausente	0,0053	-0,6268	0,9230
<i>Chamaesiphon polonicus</i>	-0,4607	ausente	0,8148	ausente
<i>Pleurocapsa minor</i>	-0,2935	0,6541	ausente	-0,4871
MC2	0,1690	-0,1628	0,6222	0,1992
MCYR	0,1457	0,0059	0,6770	0,4578

Tabla 7.4: Valores del coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) obtenidos entre las microcistinas disueltas y los descriptores abióticos y bióticos del tramo en las distintas estaciones estudiadas en la cuenca del río Muga. Se han incluido únicamente los parámetros con alguna correlación significativa ($p < 0,05$ en negrita cursiva, $p < 0,01$ en negrita).

De todos modos esa pauta temporal, más o menos coincidente, no parece estar asociada o inducida por los mismos parámetros ambientales en las distintas estaciones. Por ejemplo, en Muga 4 la concentración de MCsDis está muy correlacionada positiva y significativamente con el rango de abundancia de *Phormidium retzii* y con valores altos de caudal (tabla 7.4), acompañados por el aumento de la concentración de nitratos intersticiales. En cambio, la correlación negativa que existe con la conductividad se debe únicamente a que la variación de este parámetro depende mayoritariamente de la dinámica del caudal en esta estación de muestreo (capítulo 3).

Sin embargo, en Muga 3 la correlación existente entre la concentración de MCsDis y la abundancia de *P. retzii* es negativa. Es decir, las mayores concentraciones de MCsDis se han medido en momentos en los que dicha especie es muy minoritaria o está ausente (julio 2001). En realidad, las correlaciones que se observan con las distintas especies de cianobacterias, positivas con *Homoeothrix crustacea* y *Chamaesiphon polonicus* en esta estación, solo indican qué estructura tiene la comunidad en los momentos de mayor liberación, no necesariamente que sean dichas especies las responsables. De hecho, para Muga 3 puede asociarse la liberación de MCsDis con el aumento puntual de la concentración de nitratos (tabla 7.4), que puede producir cierto estrés y favorecer la mortandad de parte de la comunidad cianobacteriana. En esta misma estación de muestreo, la liberación de MCsDis se encuentra asociada al aumento de la concentración intracelular de MC-YR y MC2 (tabla 7.4). Además, existen datos de otros estudios que corroboran el papel del aumento de nitratos en la activación de la producción de MCs intracelulares (Chorus *et al.*, 2001). Este doble efecto puede observarse gráficamente (figura 7.5), si se analiza la superficie tridimensional que refleja el aumento de la concentración de MCsDis según aumentan las concentraciones de nitratos y MC-YR; como el plano de base donde puede verse que la concentración de MC-YR aumenta al aumentar la de nitratos disueltos. Es decir, el aumento de la concentración de nitratos puede favorecer la producción MC-YR al tiempo que estresaría a parte de la comunidad de cianobacterias, parte de la cual moriría liberando las microcistinas producidas.

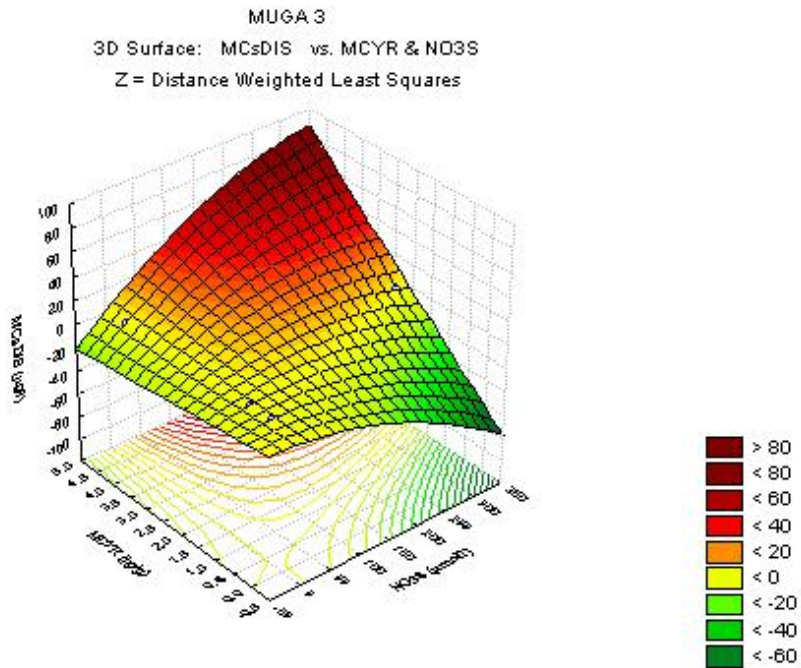


Figura 7.5: Diagrama tridimensional generado a partir de los datos de la concentración de nitratos disueltos junto al sustrato, la concentración intracelular de MC-YR y la concentración de MCsDis, que predice el valor de la concentración de MCsDis en función de los otros dos parámetros considerados en MU3.

En Muga 2 nos encontramos ante una situación distinta, ya que el aumento de MCsDis aparece asociado al aumento de la biomasa de clorófitos (Chlb/Chla), favorecida por el aumento de la concentración nitratos junto al sustrato (NO3S) y que tiene una correlación casi significativa también con el aumento de MCsDis ($p=0,053$). Por tanto, podría interpretarse la liberación de MCsDis debida a la competencia con los clorófitos, que en estos momentos están ganando la partida, e inciden negativamente sobre las comunidades cianobacterianas, con la excepción de *Pleurocapsa minor* que aumenta algo su presencia en ese momento (tabla 7.4).

Finalmente, en Muga 1 la concentración de MCsDis está correlacionada positivamente con la velocidad junto al sustrato (VEL0) y el pH. El primer parámetro es un descriptor hidrológico que puede ser indicador del efecto mecánico/erosivo sobre el biofilm cianobacteriano de uno de los descriptores del caudal, lo que apoyaría la importancia del efecto hidrológico como destructor de parte de las cianobacterias bentónicas facilitándose así la liberación de las MCsDis, al igual que sucedía en Muga 4 (tabla 7.4 y figura 7.6). Mientras que el pH es un factor mixto que depende en parte de la actividad fotosintética de la comunidad de productores primarios en este punto (capítulos 3 y 5), tal vez en esta estación el aumento del pH pueda afectar al tapete de cianobacterias acelerando la mortalidad de parte de las células por precipitación de carbonatos, o tenga algún otro tipo de efecto.

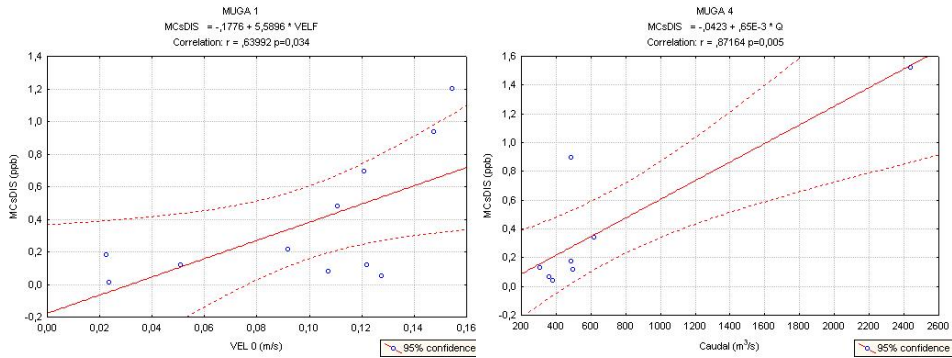


Figura 7.6: Representación gráfica de las regresiones obtenidas entre la concentración de MCsDis y la velocidad junto al sustrato (VEL0) y el caudal (Q), en MU1 (izquierda) y MU4 (derecha). Donde la concentración de MCsDis es siempre la variable dependiente.

Con el objetivo de ver si es posible predecir la concentración de MCsDis a partir del conjunto de descriptores bióticos y abióticos del tramo, teniendo en cuenta los pocos parámetros con correlaciones significativas que se han observado, se ha calculado la regresión múltiple correspondiente para cada estación de muestreo mediante el método de selección secuencial variable a variable (“*stepwise forward selection method*”) del programa STATISTICA v8 (Statsoft, 2007), que prueba todas las variables consideradas ya sean significativas o no, de modo que va incluyendo variables hasta que no se produce una reducción significativa en el error de las medias cuadráticas con la adición de más variables.

Los resultados obtenidos al aplicar el método indicado en el párrafo anterior se encuentran en la tabla 7.5, en la que el orden de los parámetros descriptores mantiene el mismo generado por el método de regresión múltiple utilizado. Los resultados obtenidos resaltan el papel que desempeña la concentración de nitratos disueltos en el medio circundante de la comunidad (NO₃S), como primer y principal parámetro implicado en la predicción de la concentración de MCsDis en tres de las cuatro estaciones de muestreo estudiadas (MU2-MU4), aunque no siempre en el mismo sentido.

La concentración total de microcistinas intracelulares producida por la comunidad bentónica de cianobacterias sólo aparece como variable predictora en Muga 2 y expresada por unidad de superficie (MCsM₂= MCs/m²), no por peso. Mientras que la concentración intracelular de MC-YR es la segunda variable en importancia para estimar la concentración de MCsDis en Muga 3. En tres de las estaciones han sido incluidas en la regresión múltiple variables funcionales de la comunidad de productores primarios, la concentración de aloficocianina (Apc) y la riqueza de especies de cianobacterias para Muga 1, la importancia de la biomasa de clorófitos para MU2 (Chlb/Chla) y la concentración total de ficobiliproteínas (PBP) para Muga 3.

MUGA 1		MUGA 2		MUGA 3		MUGA 4	
	β		β		β		β
Intercept	-5,10700	Intercept	0,029774	Intercept	0,376329	Intercept	-1,37475
HOMj	0,69735	NO3S	0,009474	NO3S	0,006239	NO3S	-0,00126
Calcio	-0,00331	PLEURm	0,075674	MCYR	0,282804	COND	0,00270
PDT	-0,16188	Chlb/Chla	1,510914	SatO2	-0,001781	CAUDAL	0,00129
NO2S	0,08088	MCsM2	-0,026078	CHAMp	0,123102	PHORMr	0,15782
pH	0,68200			PBP	-0,010953		
Apc	-0,82085			SILS	-0,001422		
NO3F	-0,00010						
NºEspecies	-0,00068						
R²	1,00000	R²	0,68179	R²	0,99807	R²	0,9945
p	<0,000001	p	0,023851	p	0,000004	p	0,0036

Tabla 7.5: Valores y coeficientes asociados a las regresiones múltiples estimadas para las MCsDis en cada estación de muestreo (β = constante; Intercept = Constante de regresión; R^2 = coeficiente de correlación múltiple al cuadrado estandarizado; p = nivel de significación). Las abreviaturas utilizadas para las especies corresponden a las indicadas en la tabla 5.3.

Si se observa el conjunto de variables que incluye cada regresión múltiple y su valor predictivo total (R^2), entonces se aprecia que hay estaciones que requieren muy pocas variables para conseguir un buen nivel de predicción, 4 parámetros en Muga 4, frente a la complejidad de Muga 1 que precisa 8 parámetros distintos. El peor resultado obtenido se da en Muga 2, estación en la que la capacidad de predicción de la mejor regresión múltiple posible solo ha sido del 68,18%, de modo que para esta estación no se han medido/incluido todos los descriptores necesarios para poder estimar la concentración de MCsDis. En cuanto al tipo de variable implicado, diferenciando únicamente entre bióticos y abióticos, se observan todas las situaciones posibles, desde la estación regulada de Muga 4 en la que 3 de las 4 variables son parámetros abióticos, hasta Muga 2 en el extremo opuesto donde 3 de las 4 variables son parámetros bióticos, pasando por 4 de 6 variables bióticas o controladas por el medio biótico en Muga 3 y la mitad de las variables de cada tipo en Muga 1.

7.3. DINÁMICA GENERAL DE LA LIBERACIÓN AL MEDIO DE MICROCISTINAS INTRACELULARES EN TODOS LOS TRAMOS ESTUDIADOS:

Aunque en el capítulo 6 se consideró oportuno estudiar la dinámica general de la producción de microcistinas intracelulares considerando conjuntamente sólo los tres tramos no regulados, a la vista de los resultados obtenidos en la sección precedente se considera adecuado abordar ahora el estudio de la dinámica general de la liberación de microcistinas al medio fluvial teniendo en cuenta las cuatro estaciones de muestreo estudiadas (MU1 – MU4).

Con este objetivo se ha realizado un análisis factorial de componentes principales (PCA) mediante el programa CANOCO, en el que se han incluido como variables los parámetros con correlaciones significativas (NO₃S, Temperatura, % Saturación de oxígeno, Caudal, *Homoeotrix crustacea* y *Chamaesiphon polonicus*), aquellos parámetros que son descriptores importantes de la dinámica funcional de la comunidad de productores primarios y las concentraciones de microcistinas intracelulares como posible fuente de liberación de MCsDis.

Ejes	1	2	3	4
Valores propios	0,798	0,171	0,020	0,009
Varianza acumulada en %	79,8	96,9	98,8	99,7

Tabla 7.6: Resultados referentes a los cuatro primeros ejes canónicos obtenidos en el PCA de la concentración de microcistinas disueltas y una selección reducida de parámetros descriptores del tramo, bióticos y abióticos, para la totalidad de casos correspondientes a MU1-MU4 durante el primer ciclo anual (2001-2002).

Los resultados obtenidos en el PCA muestran que los dos primeros ejes son los únicos importantes a la hora de explicar la varianza de los casos estudiados (muestras), ya que el primer eje explica el 79,8% de la varianza y junto con el segundo eje (17% varianza) explican casi el 97% de la varianza total acumulada del análisis (tabla 7.6).

Al estudiar los resultados del PCA, se observa que la concentración de MCsDis aparece asociada al segundo eje en su semieje positivo (figura 7.7), junto con parte de los parámetros que están correlacionados significativamente con ella como son: la concentración de nitratos junto al substrato (NO₃S), % Saturación de oxígeno (SatO₂), temperatura (TEMP), mayor abundancia relativa de *C. polonicus* (CHAMp) y *H. crustacea* (HOMc). Sin embargo, la relación entre MCsDis y el caudal pierde peso en el PCA, a pesar de su correlación positiva y significativa, ante la mayor correlación que tiene con otras variables como son la concentración de ficobiliproteínas totales y la concentración de fósforo disuelto total (PDT).

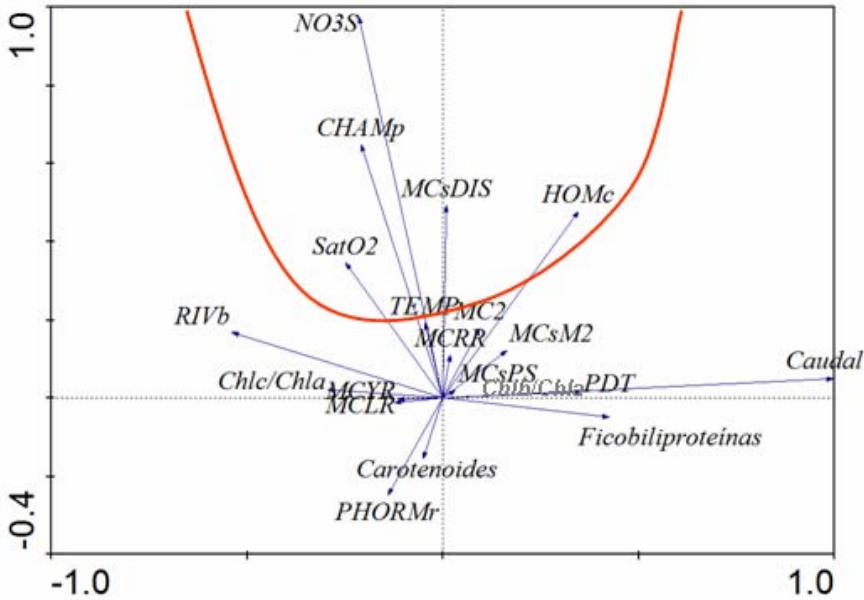


Figura 7.7: Representación gráfica de las coordenadas de los parámetros descriptores considerados en los dos primeros ejes obtenidos a partir del PCA realizado con los casos completos correspondientes a las 4 estaciones de muestreo estudiadas en la cuenca del río Muga. El eje I es el horizontal y el eje II el vertical (*S = *agua junto al sustrato).

Respecto a la asociación entre la tendencia al aumento de la concentración de las microcistinas intracelulares y la concentración de MCsDis, se observa que las variantes MC-RR y MC2 tienen la misma tendencia que las MCsDis, así como la concentración total de microcistinas por unidad de superficie (MCsM2). En cambio, la tendencia de las otras variantes es diferente (MC-LR, MC-YR, MC3 y MCsPS), a pesar de que en el caso de la concentración MC-YR se dan correlaciones parciales significativas para algunas estaciones (véase sección anterior) y que la correlación obtenida entre MCsDis y MC-YR ($p=0,067$) está próxima al nivel de significación (0,05).

En relación con la importancia de su papel como inhibidor del crecimiento de otros grupos de productores primarios, la tendencia a mayores concentraciones de MCsDis no aparece asociada al aumento de la importancia de clorófitos (Chlb/Chla) o diatomeas (Chlc/Chla) en la comunidad bentónica, consideradas todas las estaciones de muestreo en su conjunto (figura 7.7).

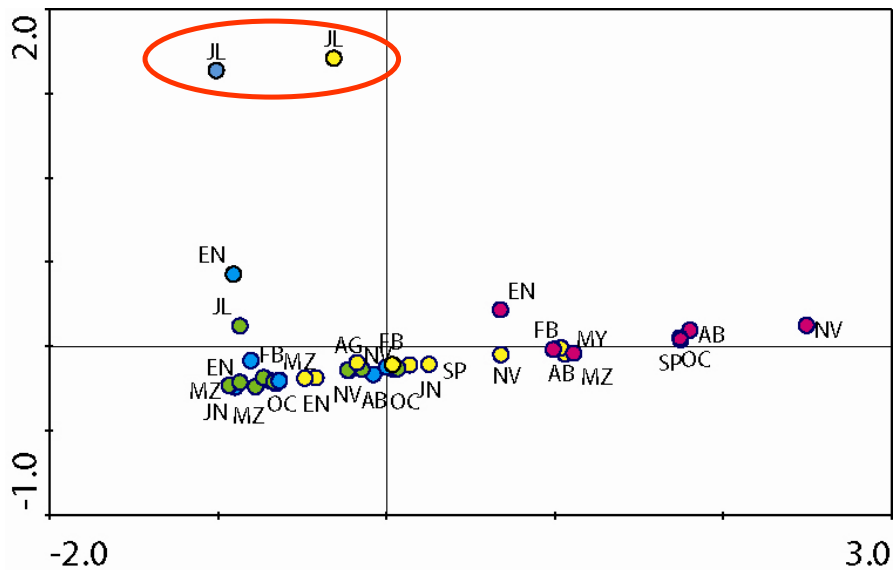


Figura 7.8: Representación gráfica de las coordenadas en los dos primeros ejes de los distintos muestreos utilizados en el PCA realizado para estudiar la pauta de la concentración de microcistinas disueltas y su relación con los descriptores seleccionados de tramo, a lo largo de un ciclo anual. Los colores utilizados corresponden a MU1 (azul), MU2 (verde), MU3 (amarillo) y MU4 (magenta).

Al observar la aportación de los distintos muestreos (casos) al resultado obtenido en el PCA, se ve entonces que son los muestreos de julio de 2001 en Muga 1 y Muga 3 los que arrastran los resultados del eje II, ya que este segundo eje, de hecho, separa ambos muestreos de todos los restantes (figura 7.8), los cuales se distribuyen a lo largo del primer eje.

Si se intenta dar una interpretación global de cuando tiende a ser más elevada la concentración de MCsDis, entonces debe señalarse que es en verano cuando se registran valores máximos de la concentración de nitratos disueltos en superficie junto a la comunidad de productores primarios, en momentos de mantenimiento de la comunidad de cianobacterias bentónicas pero no de crecimiento y con el conjunto de la comunidad de productores primarios en buenas condiciones, ya que tanto las ficobiliproteínas como los carotenoides están asociados al semieje negativo del eje II (figura 7.7).

7.4. DISCUSIÓN:

Por qué se liberan MCsDis al medio acuático es un tema que se ha estudiado únicamente en sistemas leníticos, lagos naturales y embalses de todo tipo y uso, o en el laboratorio a partir de cepas de especies planctónicas que tienen crecimientos exponenciales masivos (blooms). Los resultados de estos estudios apoyan la idea de que las microcistinas solo se liberan al agua por lisis celular cuando mueren las células, especialmente cuando los blooms o cultivos llegan a su etapa de senescencia (Sivonen y Jones, 1999; Welker *et al.*, 2001; Spoof, 2005).

En el sistema fluvial estudiado, cuenca del río Muga, las comunidades de cianobacterias no crecen rápidamente y desaparecen después, sino que se comportan mayoritariamente como corredores de fondo. Aunque tal vez el mejor símil sea el de algunos depredadores acuáticos que como los odonatos permanecen enterrados en la arena hasta que alguna presa incauta se aproxima lo suficiente para que puedan cazarla sin desplazarse, únicamente lanzando su máscara bucal en pos de ella. De igual modo, las cianobacterias se mantienen a la espera de que la concentración de fósforo aumente lo suficiente, en alguna de las fracciones que pueden utilizar, y entonces crecer (Puig, comunicación personal). Aunque algunas especies van recubriendo a otras a lo largo de dos o tres meses hasta alcanzar un máximo y después reducen su presencia a valores bajos, como se ha observado para algunas especies del género *Phormidium* (capítulos 4 y 5). La sustitución de unas especies dominantes por otras, en distintos momentos de ciclo anual, nos indica que la mortandad puede ser más frecuente en los sistemas fluviales, debido a la dinámica de las comunidades cianobacterianas, aunque sin ser tan masiva como en los sistemas leníticos.

Sin embargo, en los sistemas fluviales tiene especial importancia la mortandad inducida por abrasión del sustrato, como consecuencia del aumento de la inestabilidad del sustrato recubierto por cianobacterias cuando aumenta el caudal, ya sea por aportaciones naturales asociadas a las lluvias (MU1-MU4) o por caudales de regulación (Muga 4), o por abrasión debida a otras actividades humanas, como el pisoteo de los bañistas habitual en Muga 1 y Muga 2 durante el verano (julio-agosto). De hecho, se han medido concentraciones altas de MCsDis tanto en verano, en todas las estaciones de muestreo, como durante las lluvias otoñales en las dos estaciones de cabeceras (Muga 1 y Muga 2) que se registraron entre octubre y noviembre de 2001. Estos resultados estarían de acuerdo con que el aumento de las concentraciones de MCsDis se debe a la mortandad de cianobacterias por el efecto destructor de la abrasión sobre las comunidades bentónicas. Se apoya de este modo la observación de que las MCsDis aparecen en el agua cuando se produce lisis celular (Sivonen y Jones, 1999; Whitton y Potts, 2000a; Welker *et al.*, 2001).

En los sistemas leníticos se considera la dilución de las MCsDis en la masa de agua total como uno de los principales factores que influyen en su desaparición (Sivonen y Jones, 1999; Welker *et al.*, 2001). Sin embargo, ya hemos visto que nuestros datos no apoyarían completamente esta afirmación sobre el papel de la dilución, que en ríos se relaciona normalmente con el aumento del caudal o con el aumento de la velocidad junto al sustrato (VEL0) a nivel del lecho del cauce. De acuerdo con la comparación que se ha hecho a pequeña escala (mesohábitat) en la primera sección de este capítulo, los rangos de

las concentraciones de MCsDis no varían entre las zonas con mayor velocidad junto al sustrato (rápidos) y las de menor velocidad (RUNS). De modo que, en la cuenca del río Muga y en sistemas fluviales similares, con valores de caudal medios o altos dentro de los ríos mediterráneos, primaría el efecto abrasivo sobre la potencial dilución por aumento del caudal o de la velocidad junto al sustrato. Aunque en cauces más pequeños y con caudales muy reducidos se ha observado la situación opuesta, los tramos con menor velocidad de la corriente, al ser más llanos, presentan concentraciones más altas que los tramos de mayor pendiente con velocidades relativamente superiores (Aboal *et al.*, 2005).

Si tenemos en cuenta los valores de las concentraciones medidas, lo primero que debe comentarse es que se han detectado MCsDis prácticamente siempre, con la excepción de Muga 2 en agosto de 2001, aunque no siempre en ambos mesohabitats a la vez. Esta heterogeneidad espacial de las concentraciones también se ha medido en sistemas leníticos (Fastner *et al.*, 2001; Vasconcelos, 2001; Aboal y Puig, 2005) y fluviales (Aboal *et al.*, 2005). En la mayoría de los casos en que se han detectado MCsDis, su concentración ha sido inferior a la recomendada por la OMS (1 $\mu\text{g}/\text{l}$), tanto en sistemas fluviales (Aboal *et al.*, 2005), como en embalses (Sivonen y Jones, 1999; Fastner *et al.*, 2001; Hurtado *et al.*, 2008; Valerio *et al.*, 2008). También se ha observado la misma tendencia en los cuatro puntos de muestreo de la cuenca del río Muga, corroborando la apreciación de que los valores inferiores a 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ son los más frecuentes.

Respecto a las concentraciones máximas medidas, entre 2 y 4 $\mu\text{g}/\text{l}$ en nuestra cuenca de estudio, son claramente superiores a los medidos para otros ríos mediterráneos por Aboal *et al.* (2005), pero se encontrarían dentro del 10% de los casos con valores superiores a 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ que han encontrado Fastner *et al.* (2001) en su estudio de 183 muestras de lagos y embalses en los que se detectaron MCsDis, o de los datos aportados por Welker *et al.* (2001) para distintas masas de agua en Alemania, aunque lejos de los valores máximos encontrados por estos autores en condiciones naturales ($> 30 \mu\text{g}/\text{l}$), o de los medidos por Barco *et al.* (2004) en el embalse español del Atazar, o en embalses estadounidenses con concentraciones de hasta 200,1 $\mu\text{g}/\text{l}$ (McDermott *et al.*, 1995).

La relación existente entre la concentración de microcistinas intracelulares y disueltas se estima desde proporciones entre 4 y 20 % en cultivos (Sivonen, 1990; Rapala *et al.*, 1997; Izaguirre *et al.*, 2007), hasta alcanzar el 50% según datos medidos en Japón (Ueno *et al.*, 1996). Sin embargo, otros autores consideran que existe poca relación entre las concentraciones intracelulares medidas y las concentraciones de MCsDis registradas al mismo tiempo en sistemas leníticos (Fastner *et al.*, 2001). Aboal *et al.* (2005) encontraron una situación similar en ríos mediterráneos, en los cuales la única correlación que se detectó entre las MCsDis y las microcistinas intracelulares fue la correlación negativa con la variante MC-LR, que apoyaría la afirmación de Fastner *et al.* (2001). Sin embargo, dentro de las relaciones observadas entre las microcistinas intracelulares y las MCsDis a nivel de mesohabitat, se han encontrado todas las situaciones posibles, desde la ausencia total de relación en tres de los mesohabitats estudiados (MU1RUN, MU2RUN y MU4RUN), hasta la relación con la concentración de alguna variante, especialmente MC-YR, en otros 4 mesohabitats, o la correlación de la concentración de MCsDis con 4 de las variantes estudiadas y con la concentración total intracelular en rápido de Muga 1.

Dentro de los factores que influyen en la degradación de las MCsDis, a parte de la dilución que ya hemos tratado anteriormente, se consideran importantes la biodegradación, la fotodegradación, la adsorción por partículas como los ácidos húmicos y la degradación química (Rapala *et al.*, 1994; Tsuji *et al.*, 1995; Harada y Tsuji, 1998). Esta última puede verse afectada por la temperatura y el pH (Harada *et al.*, 1996b). Según algunos autores, las microcistinas disueltas son muy estables y apenas se ven afectadas por la oxidación o la hidrólisis química en valores de pH próximos a la neutralidad (pH=7) (Sivonen y Jones, 1999). Otros autores han constatado que con valores de pH $\geq 8,8$ tratamientos de potabilización como la cloración pierden su efectividad y se prolonga notablemente la vida media de las MCsDis (Acero *et al.*, 2005). Esta mayor estabilidad de las MCsDis ante la degradación química en aguas básicas puede explicar tanto que se hayan registrado valores relativamente altos durante varios meses en las estaciones estudiadas del río Muga, como la correlación positiva observada entre el pH y la concentración de MCsDis en Muga 1.

Finalmente, se puede considerar que en sistemas fluviales como la cuenca de río Muga en los tramos estudiados, con aguas básicas, concentraciones muy bajas de compuestos de fósforo y sin contaminación importante, la liberación de MCsDis al agua circulante se produce principalmente por muerte celular producida por abrasión hidrológica, cuando se inestabiliza el sustrato por el aumento del caudal, y por abrasión mecánica por aplastamiento debida al uso recreativo del río en algunos de los tramos estudiados.

8.- CONCLUSIONES:

A lo largo del estudio realizado, se han obtenido distintas conclusiones en base a los objetivos planteados y descritos en la parte inicial de esta memoria. La comunidad bentónica de cianobacterias en el río Muga produce y libera microcistinas, que puntualmente sobrepasan el umbral permitido para aguas de abastecimiento humano. A nivel general, los diferentes resultados obtenidos han permitido aportar nuevos datos respecto a la dinámica de las comunidades bentónicas de cianobacterias y su toxicidad asociada. La descripción de patrones anuales en diferentes ambientes a lo largo de la parte alta y media de un arroyo calcáreo aporta resultados con la intención de mejorar el entendimiento de dinámicas y mecanismos ecológicos que influyen en la presencia, acumulación y liberación de microcistinas. A continuación se detallan las principales conclusiones obtenidas en este trabajo:

- En la comunidad bentónica dominan las cianobacterias, sobre todo en los tramos con mayor corriente. Donde la velocidad de corriente, a su vez dependiente del grado de encajamiento y de la exposición, parece ser el principal factor de la dinámica observada, determinando en parte los patrones y diferencias observados tanto entre las zonas de caudal no regulado, como entre todas consideradas conjuntamente. La relación entre el aumento de caudal y el incremento del recubrimiento por la comunidad cianobacteriana bentónica es observable con mayor claridad en el tramo regulado, donde el mantenimiento de caudales muy elevados durante el verano induce un incremento del recubrimiento de cianobacterias en más del 50%, que se mantiene en parte durante la época otoñal, aunque disminuye su biomasa.
- Se han identificado un total de 34 especies de cianobacterias, con dos nuevas citas para Cataluña y una para la Península Ibérica. Predominan siempre las especies de aguas limpias o ligeramente alteradas. Dos especies, *Rivularia biasolettiana* (zonas más limpias y expuestas) y *Phormidium retzii* (zonas esciáfilas o con alta velocidad de corriente), resultan dominantes en los cuatro tramos estudiados.
- Se ha observado variabilidad espacial en la dinámica de la estructura de las distintas comunidades observadas, determinada tanto por factores abióticos (caudal y nutrientes), como por bióticos (riqueza de especies y biomasa de otros grupos algales).
- Se han reconocido 6 variantes de microcistinas producidas y acumuladas en la comunidad bentónica cianobacteriana. Tres de ellas se han identificado mediante patrones (MC-RR, MC-LR y MC-YR), con valores generalmente de 5 – 20 $\mu\text{g/g}$ y un máximo detectado de 142,46 $\mu\text{g/g}$.
- La dinámica espacial y temporal de cada una de las microcistinas cuantificadas es muy diversa, pero las concentraciones medias van disminuyendo a lo largo del eje principal de la cuenca (MU1>MU3>MU4). Los valores sostenidos más altos siguen en cambio una pauta distinta (MU3>MU4>MU1). La concentración intracelular medida en el afluente estudiado (MU2), se aleja en parte de este patrón general.
- La comunidad bentónica de cianobacterias no solo es potencialmente tóxica. Sí no que se ha confirmado la presencia de todas las variantes identificadas en colonias de *R. biasolettiana*, tapetes de *Ph. retzii* y colonias de *Nostoc verrucosum*.

- La temperatura parece ser el parámetro que más condiciona la producción de microcistinas ya que las mayores concentraciones intracelulares se han registrado durante la época estival y en comunidades poco diversas. Las concentraciones más bajas de microcistinas intracelulares se han medido en invierno con temperaturas del agua inferiores 10°C.
- A nivel global, la dinámica de las microcistinas intracelulares ha estado asociada a pequeños incrementos de la concentración de alguno de los nutrientes disueltos en el agua, especialmente del fósforo.
- En los tramos sin un efecto antrópico continuo, un aumento de biomasa de la comunidad cianobacteriana o del recubrimiento de la especie más dominante está vinculado con un aumento de la toxicidad. Sin embargo, ante una acción antrópica continua (población o embalse) esta relación se invierte.
- En tramos no regulados, la concentración de MC-RR sigue un patrón diferente al resto de microcistinas, así como de MCs totales. La concentración de la mayoría de microcistinas aumenta durante los meses estivales, cuando la comunidad de cianobacterias es menos diversa y con concentraciones de fósforo total más altas, sobre todo MC-3. En el caso de MC-2, este descenso de la riqueza específica de cianobacterias corresponde con un aumento de clorófitas, favorecido por un mayor caudal. Sin embargo, MC-YR, MC-LR y MC-6 parecen asociadas a comunidades dominadas por *R. biasoletiana* y a tapetes cianobacterianos recubiertos por diatomeas.
- Se han registrado concentraciones de microcistinas disueltas superiores a 1.0 $\mu\text{g}/\text{l}$ en todos los tramos muestreados, siempre en verano y otoño. La liberación media es de 0,3 a 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$, pero con distintos patrones de liberación. Se han medido concentraciones puntuales superiores a 2 $\mu\text{g}/\text{l}$ en seis de los ocho mesohábitats estudiados.
- La comunidad de cianobacterias tiende a acumular cianotoxinas intracelularmente, cuya liberación en el río Muga ha estado vinculada a la abrasión de la comunidad bentónica de cianobacterias; ya sea por el aumento de caudal de forma natural vinculado a las lluvias estacionales, o de forma artificial como el tramo regulado, o por el efecto del turismo en las zonas utilizadas para el baño durante la época estival.
- La liberación de microcistinas al medio se encuentra asociada también al aumento de los compuestos de nitrógeno. La mayor o menor concentración de microcistinas intracelulares en la comunidad bentónica no parece, en cambio, asociada directamente con la liberación de las mismas, salvo MC-YR.

9.- REFERENCIAS:

- Abed, R.M.M., Golubic, S., García-Pichel, F. Carmoin, G.F. y Sprachta, S. (2003). Characterization of microbialite-forming cyanobacteria in a tropical Lagoon: Tikehau Atoll, Tuamotu, French Polynesia. *Journal of Phycology*, 39(5): 862-873.
- Aboal, M. (1988). Aportación al conocimiento de las algas epicontinentales del Sudeste de España. III: Cianofíceas (*Cyanophyceae* Schaffner 1909). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. Tomo 45/1: 1-46.
- Aboal, M. (1989). Epilithic algal communities from river Segura basin, southeastern Spain. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 116 (1): 113-124.
- Aboal, M. y Puig, M.A. (2005). Intracellular and dissolved microcystin in reservoirs of the river Segura basin, Murcia, SE Spain. *Toxicon*, 45: 509-518.
- Aboal M. y Puig M.A. (en prensa) Microcystin production in *Rivularia* colonies of calcareous streams from Mediterranean Spanish basins. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*.
- Aboal, M., Puig, M.A., Mateo y Asencio, A.D. (2005). Production of microcystins in calcareous Mediterranean streams: The Alharabe River, Segura River basin in South-East Spain. *Journal of Applied Phycology*, 17: 231-243.
- Aboal, M., Puig, M.A., Mateo, P. y Perona, E. (2001). Is the Microtox[®] test useful in ecological studies of toxicity?. 15th Symposium of the International Association for Cyanophyte Research.
- Aboal, M., Puig, M.A., Mateo, P. y Perona, E. (2002). Implications of cyanophyte toxicity on biological monitoring of calcareous streams in North-East Spain. *Journal of Applied Phycology*, 14: 49-56.
- Aboal, M., Puig, M.A., Ríos, H. y Lopez-Jiménez, E. (2000). Relationship between macroinvertebrate diversity and toxicity of cyanophyceae (cyanobacteria) in some streams from Eastern Spain. *Verh Internat Verein Limnol*, 27: 555-559.
- Aboal, M., Puig, M.A. y Soler, G. (1996). Diatom assemblages in some Mediterranean temporary streams in Southeastern Spain. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 136 (4): 509-527 (2 p.1/4).
- Acero, J.L., Rodríguez, E., Majado, M.E. y Sordo, A. (2005). Oxidación de microcistinas durante el tratamiento de potabilización de aguas. I jornadas españolas de estudios en microcistinas, Zaragoza.
- Agència Catalana de l'Aigua: Sistema de Descàrrega d'Informació del Medi (ACA: SDIM), en formato digital <http://mediambient.gencat.net/aca/ca/xarxes_de_control.jsp> [Última revisión: julio 2009].

- Albay M., Akcaalan R., Tufekci H., Metcalf J.S., Beattie K.A. y Codd G.A. (2003). Depth profiles of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in three Turkish freshwater lakes. *Hydrobiologia*, 505: 89-95.
- Albertano y Kováčik, L'. (1994). Is the genus *Leptolyngbya* (Cyanophyta) a homogeneous taxon?. *Archiv für Hydrobiologie (Algalogical Studies)*, 75: 37-51.
- Allan, J.D. (2001). *Stream Ecology: Structure and function of running waters.*, 1st ed. Kluwer Academic Publishers, London.
- Alvarez-Cobelas, M. y Gallardo, T. (1988). Catálogo de las algas continentales españolas V. Cyanophyceae Schaffner 1909. *Acta Botánica Malacitana*, 13: 53-76.
- Anagnostidis, K. y Komárek, J. (1988). Modern approach to the classification system of cyanophytes: 3 - Oscillatoriales. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.*, 80, 1-4 (Algalogical Studies 50-53): 327-472.
- A.P.H.A., A.W.W.A. y W.E.F. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20 th ed.
- Argerich, A., Aboal, M. y Puig, M.A. (2002a). Production and liberation of microcystins by benthic cyanophytes in calcareous streams (Muga River, NE Spain). *CYANOPORTO International Conference. Advances in the Understanding of Cyanobacterial Toxins. Occurrence, Controlling Factors & Analysis.*
- Argerich, A., Vassallo, J., Asencio, A.D., Aboal, M. y Puig, M.A. (2002b). Producción de cianotoxinas en ríos calcáreos mediterráneos. *Jornada Científica Técnica: Seguridad y Calidad de Aguas de Consumo Humano.*
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. y Furse M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research*, 17(3): 333-347.
- Babica, P., Blàha, L. y Maršalek, B. (2006). Exploring the natural role of microcystins - a review of effects on photoautotrophic organisms. *Journal of Phycology* 42(1): 9-20.
- Backhaus, D. (1976). Beiträge zur Ökologie der benthischen Algen des Hochgebirges in den Pyrenäen II. Cyanophyceen und übrige Algengruppen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 61(4): 471-516.
- Baker, P.D. y Humpage, A.R. (1994). Toxicity associated with commonly occurring cyanobacteria in surface waters of the Murray-Darling Basin, Australia. In: *Cyanobacterial Research in Australia. Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(5): 43-56.
- Barco, M., Rivera, J. y Caixach, J. (2002). Analysis of cyanobacterial hepatotoxins in water samples by microbore reversed-phase liquid chromatography–electrospray ionisation mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 959 (1-2): 103-111.

- Barco, M., Flores, C., Rivera, J. y Caixach, J. (2004). Determination of microcystin variants and related peptides present in a water bloom of *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens* in a Spanish drinking water reservoir by LC/ESI-MS. *Toxicon*, 44 (8): 881-886.
- Benito, G. (2007). Paper dels macroinvertebrats bentònics com a bioindicadors en la xarxa de control de la qualitat ecològica de les conques internes de Catalunya. Influència del règim hídric sobre l'estructura de la població. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- Bennett, A. y Bogorad, L. (1973). Complementary chromatic adaptation in a filamentous blue-green alga. *The Journal of Cell Biology*, 58(2): 419-435.
- Beven, K. y Carling, P. (1989). *Floods. Hydrological, Sedimentological and Geomorphological Implications*. John Wiley and Sons Eds, Chichester.
- Bharadwaja, Y. (1934). The taxonomy of *Scytonema* and *Tohyoptrix*. *Revue Algologique*, 7: 149 – 178.
- Bhaya, D., Schwarz R. y Grossman, A.R. (2000). Molecular responses to environmental stress. In: Whitton B.A. y Potts M. (eds.). *The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space*: 397-442.
- Biometris Wageningen-UR (2002) CANOCO 4.5. Wageningen, Dinamarca.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. (2003). Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a *mcyB* molecular marker. *Harmful Algae*, 2: 51-60.
- Bláha, L. y Maršálek, B. (2003). Contamination of drinking water in the Czech Republic by microcystins. *Archiv für Hydrobiologie (Algalogical Studies)*, 158 (3): 421-429.
- BOE 45 (21 febrero 2003). Real Decreto 140/2003 del 7 de febrero.
- Borau, D.A., Dragos, N. y Schirmer, K. (2006). Microcystin-LR induced cellular effects in mammalian and fish primary hepatocyte cultures and cell lines: A comparative study. *Toxicology*, 218: 134-148.
- Bornet, E. M. y Flahault, Ch. (1886). Révision des Nostocacees heterocystees: contenues dans les principaus herbiers de France / par e. D. Bornet et Ch. Flahault. Reprint 1959 published by H. R. Engelmann (J. Cramer).
- Bourrelly, P. (1985). *Les Algues d'Eau Douce. Initiation à la systématique. Tome III: Les Algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines*. Société Nouvelle des Éditions Boubée., Paris.
- Brenowitz, S. y Castenholz, R.W. (1997). Long-term effects of UV and visible irradiance on natural populations of a scytonemin-containing cyanobacterium (*Calothrix* sp.). *FEMS Microbiology Ecology*, 24: 343-352.

- Bruchet, A., Bernazeau, F., Baudin, I., y Pieronne, P. (1998). Algal toxins in surface waters: analysis and treatment. *Water Supply*, 16 (Nos 1/2): 611-623.
- Brunger, A.K. y Brostöm, B. (1992). Coupling between benthic biomass of *Microcystis* and phosphorus release from the sediments of a highly eutrophic lake. *Hydrobiologia* 235/236: 375-385.
- Buenz, E.J. y Howe, C.L. (2007). Beta.methylamino-alanine (BMAA) injures hippocampal neurons in vivo. *Neuro-Toxicology*, 28: 702-704.
- Caballero, F. (1943). Contribución al conocimiento de la flora algológica de España. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 3: 299-320.
- Caballero, F. (1944). Revisión crítica de las Cianofíceas españolas de agua dulce. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 4: 241-313.
- Camarasa, J.M., Folch, R. y Franquesc, T. (1993). Vegetació: Història Natural dels Països Catalans, vol. 7, 5ªed. Enciclopèdica Catalana, Barcelona.
- Cambra, J. (1989). Freshwater algae from the Cape of Creus peninsula, Catalonia (N.E. Spain). *Nova Hedwigia*, 49: 281-321.
- Cantonati, M., Rott, E. y Pipp, E. (1996). Ecology of cyanophytes in mountain springs of the River Sarca catchment (Adamello-Brenta Regional Park, Trentino, Northern Italy). *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband, Algological studies* 117 (1 - 3/4): 145-162.
- Carbis, C.R., Mitchell, G.F. y Anderson, J.W. (1996). The effects of microcystins on the serum biochemistry of carp, *Cyprinus carpio* L., when the toxins are administered by gavage, immersion and intraperitoneal routes. *Journal of Fish Diseases*, 19 (2): 151-159.
- Carmichael, W.W. (1994). The toxins of cyanobacteria. *Scientific American*, 270: 64-72.
- Carmichael, W.W. (1997). The cyanotoxins. *Advances in Botanical Research*, 27: 212-256.
- Carr, N.G. y Whitton, B.A. (1982). The biology of Cyanobacteria, 1 ed. In: Burnett, J. H., Baker, H.G., Beevers, H., y Whatley, F.R.: *Botanical Monographs*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Carrasco, D. (2007). Cianobacterias planctónicas y cianotoxinas en embalses españoles. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.
- Carrasco, D., Moreno, E. Sanchis, D., Wörmer, L., Paniagua, T., del Cueto, A. y Quesada, A. (2006). Cyanobacterial abundance and microcystin occurrence in Mediterranean water reservoirs in Central Spain: microcystins in the Madrid area. *European Journal of Phycology*, 41(3): 281-291.
- Caudwell, C., Lang, J., y Pascal, A. (2001). Lamination of swampy-rivulets *Rivularia haematites* stromatolites in a temperate climate. *Sedimentary Geology*, 143: 125-147.

- Chen, J., Song, L., Dai, J., Gan, N. y Liu, Z. (2004). Effects of microcystins on the growth and the activity of superoxide dismutase and peroxidase of rape (*Brassica napus* L.) and rice (*Oryza sativa* L.). *Toxicon*, 43 (4): 393-400.
- Chorus, I. ed. (2001). *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Springer-Verlag, Berlín.
- Chorus, I. y Bartram, J. eds. (1999). *Toxic cyanobacteria in water* World Health Organization. E & FN Spoon Ec., London.
- Chorus, I., Niesel, V., Fastner, J., Wiedner, C., Nixdorf, B. y Lindenschmidt, K.E. (2001). Environmental factors and microcystin levels in waterbodies. In: Chorus, I. (ed.) *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Springer-Verlag, Berlín: 159-177.
- Codd, G.A. (2000). Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, 16: 51-60.
- Codd, G.A., Beattie, K.A. y Raggett, S.L. (1997). *The Evaluation of EnviroGard Microcystin Plate and Tube Kits: R&D Technical Report P47*. Environment Agency.
- Codd G.A., Morrison L.F. y Metcalf J.S. (2005). Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203: 264-272.
- Codd, G.A. y Poon, G.K. (1988). Cyanobacterial toxins. In: Rogers, I.J. y Gallon, J.R. (eds.) *Biochemistry of the algae and cyanobacteria*. Oxford University Press, Oxford: 283-296.
- Compère, P. (1986). *Flore pratique des algues d'eau douce de Belgique*. Cyanophyceae. Jardin Botanique National de Belgique.
- Cox, P.A., Banack, S.A., Murch, S.J., Rasmussen, U., Tien, G., Bidigare, R.R., Metcalf, J.S., Morrison, L.F., Codd, G.A. y Bergman, B. (2005). Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102: 5074-5078.
- Cushing, C.E. y Allan, J.D. (2001). *STREAMS: Their Ecology and Life*. Academic Press, San Diego.
- Cyano-Biotech, en formato digital <<http://www.cyano-biotech.com>> [Última revisión: julio 2009].
- Desikachary, T.V. (1959). *Cyanophyta*. Indian Council of Agricultural Research, Nueva Delhi.
- DOCG 207 (26 octubre 1998). Decreto 283/1998 del 15 de octubre.
- DO-L 327 (22 diciembre). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000.

Douterelo, I., Perona, E. y Mateo, P. (2004). Use of cyanobacteria to assess water quality in running waters. *Environmental Pollution*, 127: 377-384.

Dow C.S. y Swoboda U.K. 2000. Cyanotoxins. In: Whitton B.A. y Potts M. (eds.), *The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space*: 613-632.

Dpto. Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, en formato digital <<http://mediambient.gencat.net>> [Última revisión: julio 2009].

Elser J.J., Schampel J.H., Garcia-Pichel F., Wade B.D., Souza V., Eguiarte L., Escalante A. y Farmer J.D. (2005). Effects of phosphorus enrichment and grazing snails on modern stromatolitic microbial communities. *Freshwater Biology*, 50: 1808-1825.

Falconer, I.R., Beresford, A.M. y Runnegar, M.T. (1983). Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. *Medical Journal of Australia*, 11: 511-514.

Falconer, I.R., Burch, M.D., Steffensen, D.A., Choice, M. y Coverdale, O.R. (1994). Toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 9: 131-139.

Fastner, J., Codd, G.A., Metcalf, J.S., Woitke, P., Wiedner, C. y Utkilen, H. (2002). An international intercomparison exercise for the determination of purified microcystin-LR and microcystins in cyanobacterial field material. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 374: 437-444.

Fastner, J., Erhard, M. y von Döhren, H. (2001). Determination of oligopeptide diversity within a natural population of *Microcystis* spp. (Cyanobacteria) by typing single colonies by matrix-assisted laser desorption ionization-time of flight mass spectrometry. *Applied and Environmental Microbiology*, 67 (11): 5069-5076.

Ferguson, A.J.D. (1997). The role of modelling in the control of toxic blue-green algae. *Hydrobiologia*, 349: 1-4.

Fernández, J.A., Niell, F.X. y Lucena, J. (1985). A rapid and sensitive automated determination in natural waters. *Limnology and Oceanography*, 30 (1): 227-230.

Fernández del Campo, F., Carrasco, D., Fernández-Valiente, E., Foronda, D., Leganés, F., Padilla, C., Quesada, A., Sanchis, D. y Sanz-Alfárez, S. (2001). Monitoring of peptide cyanotoxins and potentially toxic cyanobacteria in a Spanish drinking water supply. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC - Europe 2001)*.

Fischer, W.J., Hitzfeld, B.C., Tencalla, F., Eriksson, J.E., Mikhailov, A. y Dietrich, D.R. (2000). Microcystin-LR toxicodynamics, induced pathology, and immunohistochemical localization in livers of blue-green algae exposed rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *Toxicological Sciences*, 54: 365-373.

- Fitzgerald D.J., Cunliffe D.A. y Burch M.D. (1999). Development of Health Alerts for Cyanobacteria and Related toxins in drinking water in South Australia. *Environmental Toxicology*, 14: 203-209.
- Francis, G. (1878) Poisonous Australian lake. *Nature*, 18: 11-12.
- Frank, C.A.P. (2002). Microcystin-producing Cyanobacteria in recreational waters in Southwestern Germany. *Environmental Toxicology*, 17: 361-366.
- Frazier, F., Colvin, B., Styer, E. y Hullinger, G. (1998). Microcystin toxicosis in Cattle due to overgrowth of blue-green algae. *Veterinary and Human Toxicology*, 40: 23-24.
- Frémy, P. (1930). Les Mixophycées de L'Afrique E'Quatoriale Française. Tome III. *Memoires*. Caen.
- Geitler, L. (1932). Cyanophyceae von Europa In: Kolkwitz, R.: Die Algen Herausgegeben. In: Rabenhorst, L.: Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz 14. Koeltz Scientific books.
- Gomont, M. (1892). Monographie des oscillariées / par Maurice Gomont, Avec Une Introduction Biographique par M. P. Bourrelly. Reprinted in 1962.
- González Guerrero, P. (1927). Contribución al conocimiento ficológico del Pirineo español. *Boletín Real Sociedad Española de Historia Natural*, 27: 343-346.
- González Guerrero, P. (1941). Novedades biológicas en algas de Cuenca. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 1: 107-140.
- González Guerrero, P. (1943). Algas del Norte y del Centro de España. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 3: 269-278.
- González Guerrero, P. (1960). Algas de Aragón. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 18: 149-197.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A. y Finlayson, B.L. (1992). *Stream Hydrology: an introduction for ecologists*. Wiley Ed.
- Gordon N.D., McMahon T.A., Finlayson B.L., Gippel C.J. y Nathan R.J. (2004). *Stream hydrology. An introduction for ecologists*. 2ª edición. John Wiley and Sons eds., Chichester.
- Graham J.L., Jones J.R., Jones S.B., Downing J.A. y Clevenger T.E. (2004). Environmental factors influencing microcystin distribution and concentration in the Midwestern United States. *Water Research*, 38: 4395-4404.
- GRHCS63: Grupo de Investigación Medioambiental y Tecnologías de la Información Geográfica. Consell Asesor per al Desenvolupament Sostenible, en formato digital <http://www15.gencat.net/cads/AppPHP/components/com_directori/detalls.php?iso_client_lang=es&id_directori=8> [Última revisión: julio 2009].

- Guarrera, S. A., Casco, M. A., Echenique, R. O. y Labollita, H. A. (1987). Las algas del sistema del río Limay (R. Argentina) I. Cyanophyta: Chroococcales y Chamaesiphonales. *Revista del Museo de la Plata Tomo XIV. Botánica*, 96: 163-182.
- Guasch H. y Sabater S. (1998). Light history influences the sensitivity to atrazine in periphytic algae. *Journal of Phycology* 34: 233-241.
- Guimerá, J. (2001). *Geología II. Història Natural dels Països Catalans*, vol. 2. Fundació Enciclopèdica Catalana 3ª ed., Barcelona.
- Harada, K.I., Oshikata, M., Uchida, H., Suzuki, M., Kondo, F., Sato, K., Ueno, Y., Yu, S.-Z., Chen, G. y Chen, G.-C. (1996a). Detection and identification of microcystins in the drinking water of Haimen City, China. *Natural toxins*, 4: 277-283.
- Harada, K.I. y Tsuji, K. (1998). Persistence and decomposition of hepatotoxic microcystins produced by cyanobacteria in natural environment. *Journal of Toxicology Toxin Reviews*, 17: 385-403.
- Harada, K.I., Tsuji, K., Watanabe, M.F. y Kondo, F. (1996b). Stability of microcystins from cyanobacteria-III. Effect of pH and temperature. *Phycologia*, 35 (6 Supplement): 83-88.
- Henriksen, P. y Moestrup, Ø. (1997). Seasonal variations in microcystin contents of Danish cyanobacteria. *Natural toxins*, 5: 99-106.
- Hernández, M., Inocencio, R., Padilla, C., Macia, M., F. del Campo, F. (1998). Immunotoxicity of peptidic cyanotoxins. *Toxicology Letters*, 95 (1): 177-177.
- Hernández, M., Macia, M., Padilla, C. y F. del Campo, F. (2000). Modulation of human polymorphonuclear leukocyte adherence by cyanopeptide toxins. *Environmental Research*, 84 (A): 64-68.
- Hoffmann, L. (1986). Cyanophycées aériennes et subaériennes du Grand-Duché de Luxembourg. *Bulletin Jardin Botanique National de Belgique.*, 56: 77-127.
- Hoffmann, L. (1988). The Development of Hormogonia, a Possible Taxonomic Criterium in False-branching Blue-green Algae (Cyanophyceae, Cyanobacteria). *Arch. Protistenkd.*, 135: 41-43.
- Hoffmann, L. y Demoulin, V. (1985). Morphological Variability of Some Species of Scytonemataceae (Cyanophyceae) under different culture conditions. *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique*, 118: 189-197.
- Holland, I.B. y Blight, M.A. (1999). ABC-ATPases, adaptable energy generators fuelling transmembrane movement of a variety of molecules in organisms from bacteria to humans. *Journal of Molecular Biology* 293 (2): 381-399.

- Hoogenboezem, W., Wagenvoort, A.J. y Blaauboer, K. (2004). The occurrence of toxic cyanobacteria in some Dutch surface waters used for the production of drinking water. Association of River Waterworks. Rhine Water Works. Vereniging van Rivierwaterbedrijven.
- Hurtado, I., Aboal, M., Zafra, E. y Campillos, D. (2008). Significance of microcystin production by benthic communities in water treatment systems of arid zones. *Water Research*, 42 (4-5): 1245-1253.
- Izaguirre, G., Jungblut y Neilan, B.A. (2007). Benthic cyanobacteria (Oscillatoriaceae) that produce microcystin-LR, isolated from four reservoirs in southern California. *Water Research*, 41: 492-498.
- Jaag, O. (1954). Untersuchungen über die Vegetation und Biologie der Algen des nackten Geisteins in den Alpen im Jura und im Schweizerischen Mittelland. In: Beiträge zur Kryptogamenflora der Schweiz, Berne, 9(3): 411 – 412.
- Jeffrey, S.W. y Humphrey, G.F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 167: 191-194.
- Johansson, C. (1982). The ecological characteristics of 314 algal taxa found in Jämtland streams. *Medd Växtbiol. Inst. Uppsala*.
- John, D. M., Whitton, B. A., y Brook, A. J. (2002). *The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae.*, 1 ed. The Natural History Museum and The British Phycological Society., Cambridge.
- Jones G.J. (ed.). (1994). Cyanobacterial research in Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(5) (Special Issue).
- Jones, G.J., Falconer, I.F. y Wilkins, R.M. (1995). Persistence of cyclic peptide toxins in dried cyanobacterial crusts from Lake Mokoan, Australia. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 10: 19-24.
- Jones, G.J. y Orr, P.T. (1994). Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research*, 28: 871-876.
- Juhel, G., Davenport, J., O'Halloran, J., Culloty, S., Ramsay, R., James, K., Furey, A. y Allis, O. (2006). Pseudodiarrhoea in zebra mussels *Dreissena polymorpha* (Pallas) exposed to microcystins. *Journal of Experimental Biology*, 209: 810-816.
- Jungblut, A.D., Hoeger, S.J., Mountfort, D., Hitzfeld, B.C., Dietrich, D.R. y Neilan, B.A. (2006). Characterization of microcystin production in an Antarctic cyanobacterial mat community. *Toxicon*, 47: 271-278.

- Jungmann, D., Ludwichowski, K.U., Faltin, V. y Benndorf, J. (1996). A field study to investigate environmental factors that could effect microcystin synthesis of a *Microcystis* population in the Bautzen reservoir. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 81 (4): 493-501.
- Kameyama, K., Sugiera, N., Isoda, H., Inamori, Y. y Maekawa, T. (2002). Effect of nitrate and phosphate concentration on production of microcystins by *Microcystis viridis* NIES 102. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 5 (4): 443-449.
- Kann, E. (1978). Systematik und Ökologie der Algen Österreichischer Berghache. *Archiv für Hydrobiologie Suppl. (Algological Studies)*, 53 (4) Heft.
- Kelly, M.G. y Whitton, B.A. (1998). Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia* 384: 55-67.
- Kjeldsen, K., Iversen, T.M., Thorup, J., and Lund-Thomsen, P. (1996). Three-year study of benthic algal spring bloom development in a small, Danish lowland stream. *Hydrobiologia*, 335: 183-192.
- Kirkwood, A.E., Kirkwood, Nalewajko, C. y Fulthorpe, R.R. (2001). The occurrence of cyanobacteria in pulp and paper waste-treatment systems. *Canadian Journal of Microbiology* 47(8): 761-766.
- Komárek, J. (1965). *Homoeothrix* (Thuret *ex* Bornet *et* Flahault) Kirchner 1898, *nomen conservandum propositum*. *Regnum Vegetabile (Utrecht)*, 40: 7-9.
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (1986). Modern approach to the classification system of cyanophytes: 2 - Chroococcales. *Archiv für Hydrobiologie Suppl. (Algological Studies)* 43), 73: 157-226.
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (1989). Modern approach to the classification system of cyanophytes: 4 - Nostocales. *Archiv für Hydrobiologie Suppl. (Algological Studies)* 56), 82 (3): 247-345.
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (1998). Cyanoprokariota I Teil Chroococcales., 1 ed. In: Ettl, H., Gätner, G., Heynig, H., y Mollenhauer, D.: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/1. Gustav Fischer Jena, Stuttgart, Lübeck.
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokariota II Teil Oscillatoriales., 1 ed. In: Büdel, B., Gätner, G., Kriehnitz, L. y Schagerl, M.: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/2. Gustav Fischer Jena, Stuttgart, Lübeck.
- Komárek, J. y Kováčik, L'. (1987). Revision of several species of the genus *Homoeothrix* (Cyanophyta). *Preslia Praha*, 59: 229-242.
- Komárek, J. y Kann, E. (1973). Zur Taxonomie und Ökologie der Gattung *Homoeothrix*. Taxonomical and Ecological Review of the Genus *Homoeothrix*. *Arch. Protistenk. Bd.*, 115: 173-233.

Kotak, B.G., Kenefick, S.L., Fritz, D.L., Rousseaux, C.G., Prepas, E.E. y Hrudey, S.E. (1993). Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts. *Water Research*, 27 (3): 495-506.

Kurmayer, R., Christiansen, G. y Chorus, I. (2003). The abundance of microcystin-producing genotypes correlates positively with colony size in *Microcystis* sp. and determines its microcystin net production in Lake Wannsee. *Applied and Environmental Microbiology*, 69 (2): 787-795.

Lawton, L.A., Edwards, C. y Codd, G.A. (1994). Extraction and High-performance Liquid Chromatographic Method for the Determination of Microcystins in Raw and Treated Waters. *The Analyst*, 119: 1525-1530.

Le Châtelier, H. (1884). Sur un énoncé général des lois des équilibres chimiques. *Comptes Rendus, Académie des Sciences*.

Leopold L.B. (1996). *A view of the river*. 4 ed. Harvard University Press, Cambridge, USA.

Livingstone, D. y Whitton, B. A. (1983). Influence of phosphorus on morphology of *Calothrix parietina* (cyanophyta) in culture. *European Journal of Phycology*, 18: 29-38.

Livingstone, D., Khoja, T. M., y Whitton, B. A. (1983). Influence of phosphorus on physiology of a hair-forming blue-green alga (*Calothrix parietina*) from an upland stream. *Phycologia*, 22 (4): 345-350.

Llimona, X., Ballesteros, E., Brugués, M., Comín, F. A., Cros, R. M., Molero, J., Romero, J., Tomás, X. y Torrella, F. (1985). *Història Natural dels Països Catalans 4: Plantes Inferiors*. Enciclopedia Catalana.

Lorenzen, C.J. (1967). Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography*, 12 (2): 343-346.

Mahakhant, A., Sano, T., Ratanachot, P., Tong-a-ram, T., Srivastava, V.C., Watanabe, M.M. y Kaya, K. (1998). Detection of microcystins from cyanobacterial water blooms in Thailand fresh water.. *Phycological Research (Suppl.)*, 46: 25-29.

Margalef, R. (1944). Datos para la flora algológica de nuestras aguas dulces. Instituto Municipal de Ciencias Naturales Vol. IV - N° 1. Publicaciones del Instituto Botánico.

Margalef, R. (1945). Primera nota sobre la biología de las aguas estancadas del Bajo Urgel. *Artes Gráficas, F. Camps Calmet*.

Margalef, R. (1949). Las asociaciones de algas en las aguas dulces de pequeño volumen del Noreste de España. *Plant Ecology* 1 (4-5): 258 – 284.

Margalef, R. (1952). Materiales para una flora de las algas del NE de España, IV a, Cyanophyceae. *Collectanea Botanica, III Fasc. II*: 209-229.

- Margalef, R. (1953). Materiales para una flora de las algas del NE de España, IV b, Cyanophyceae. *Collectanea Botanica*, III Fasc. III: 231-260.
- Margalef, R. (1955). Comunidades bióticas de las aguas dulces del NO de España. P. *Inst. Biol. Apl.*, 21: 5-85.
- Margalef, R. (1956). Materiales para una Flora de las Algas del NE de España, VII, suplemento. *Collectanea Botanica*, 5 (2): 87-107.
- Margalef, R. (1958). Materiales para el estudio de las comunidades bióticas de las aguas dulces y salobres, principalmente del NE de España. P. *Inst. Biol. Apl.*, 28: 5-47.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Maria dos Anjos, F., Bittencourt-Oliveira, M.C., Zajac, M.P., Hille, S., Chrntian, B., Erler, K., Luckas, B. y Pinto, E. (2006). Detection of harmful cyanobacteria and their toxins by both PCR amplification and LC-MS during a bloom event. *Toxicon*, 48: 239-245.
- Maršálek, B., Dolejš, P. y Sládečková, A. (1997). Algal toxins in Czech drinking water resources and treatment plants. In :Hart, J., Fawell, J.K., Croll, B., Maršálek, B., Dolejš, P., Sládečková, A., Bruchet, A., Bernazeau, F., Baudin, I. Y Pieronne, P.. *Algal toxins in surface waters: origins and removal during drinking water treatment processes 18. IWSA World Congress 1997*.
- Maršálek, B., Bláha, L. (2001). Microcystin-LR and total microcystins in cyanobacterial blooms in the Czech Republic 1993-1998. In: Chorus, I. (ed.) *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*: 56-62.
- Martínez, G. (2006). Vigilancia sanitaria de cianobacterias en aguas de consumo humano y aguas de baño. *Jornada sobre las cianobacterias tóxicas. Problemas asociados. Seguimiento y control*, Madrid.
- Mateo, P., Douterelo, I., Berrendero, E. y Perona, E. (2006). Physiological differences between two species of cyanobacteria in relation to phosphorus limitation. *Journal of Phycology*, 42: 61-66.
- Mc Dermott, C.M., Feola, R. y Plude, J. (1995). Detection of cyanobacterial toxins (microcystins) in waters of Northeastern Wisconsin by a new immunoassay technique. *Toxicon*, 33 (11): 1433-1442.
- Mc Elhineya, J., Lawton, L.A. y Leifert, C. (2001). Investigations into the inhibitory effects of microcystins on plant growth, and the toxicity of plant tissues following exposure. *Toxicon*, 39 (9): 1411-1420.
- Meriluoto, J. y Codd, G.A. (eds.) (2005). *Toxic cyanobacterial monitoring and cyanotoxin análisis*. Åbo Akademis Förlag – Åbo Akademi University Press, Finland.

- Meriluoto, J. y Spoof, L. (2005). Analysis of microcystins by high-performance liquid chromatography with photodiode-array detection. In: Meriluoto, J. y Codd, G.A. (eds.) Toxic: Cyanobacterial monitoring and cyanotoxins analysis: 77-84.
- Metcalf, J.S., Reilly, M. y Codd, G.A. (2005). Practical guidance for environmental sampling of cyanobacteria and cyanobacteria toxins. In: Meriluoto, J. y Codd, G.A. (eds.) TOXIC: cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis: 11-14.
- Mez, K., Hanselmann, K., y Preisig, H.R. (1998). Environmental conditions in high mountain lakes containing toxic benthic cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 368: 1-15.
- Mez, K., Beattie, K.A., Codd, G.A., Hanselmann, K., Hauser, B., Naegeli, H. y Preisig, H.R. (1997). Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European Journal of Phycology*, 32 (2): 111-117.
- Miller, G. (2006). Guam's deadly stalker: On the loose worldwide? *Science*, 28 (313): 428-431.
- Mitrovic S.M., Hawkins P.R., Bowling L.C., Buckney R.T. y Cheng D.M.H. (2000). Low nitrate concentrations in a tidally mixed river coincide with replacement of chlorophytes by the cyanophyte *Microcystis*. *Verh Internat Verein Limnol*, 27: 924-929.
- Mohamed, Z.A. (2001). Accumulation of cyanobacterial toxins by *Daphnia* in some Egyptian irrigation canals. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 50: 4-8.
- Mohamed, Z.A. (2008). Toxic cyanobacteria and cyanotoxins in public hot springs in Saudi Arabia. *Toxicon*, 51: 17-27.
- Mohamed, Z.A. y Carmichael, W.W. (2000). Seasonal variation in microcystin levels of River Nile water at Sohag city, Egypt. *Annales de Limnologie*, 36: 227-234.
- Mohamed, Z.A. y Al Shehri, A.M. (2007). Cyanobacteria and their toxins in treated-water storage reservoirs in Abha city, Saudi Arabia. *Toxicon*, 50: 75-84.
- Mohamed, Z.A., El-Sharouny, H.M. y Ali, W.S.M. (2006). Microcystin production in benthic mats of cyanobacteria in the Nile River and irrigation canals, Egypt. *Toxicon* 47: 584-590.
- Molica, R.J.R., Oliveira, E.J.A., Carvalho, P.V.V.C., Costa, A.N.S.F., Cunha, M.C.C., Melo, G.L. y Sandra M.F.O. Azevedo, S.M.F.O. (2005). Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful Algae*, 4: 743-753.
- Mollenhauer, D. (1986). Zusammenfassendes Schema möglicher Entwicklungsabläufe bei Nostoc-Arten nach Freiland- und Laboruntersuchungen (Original). *Natur und Museum*, 116: 112-113.

- Mollenhauer, D., Büdel, B., y Mollenhauer, R. (1994). Approaches to species delimitations in the genus *Nostoc* Vaucher 1803 *ex* Bornet *et* Flahaut 1888. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 75: 189-209.
- Montero, J.L. y González, J.L. (1983). Diagramas ombroclimáticos. ICONA, Mapa Madrid.
- Moreno, I., Repetto, G., Carballal, E., Gago, A. y Cameán, A.M. (2005). Cyanobacteria and microcystins occurrence in the Guadiana River (SW Spain). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 85 (7): 461-474.
- Mountfort, D.O., Holland, P. y Sprosen, J. (2005). Method for detecting classes of microcystins by combination of protein phosphatase inhibition assay and ELISA: comparison with LC-MS. *Toxicon*, 45: 199-206.
- Msagati T.A.M., Siame B.A. y Shushu D.D. (2006). Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. *Aquatic Toxicology*, 78: 382-397.
- Mwaura, F., Koyo, A.O. y Zech, B. (2004). Cyanobacterial blooms and the presence of cyanotoxins in small high altitude tropical headwater reservoirs in Kenya. *Journal of Water and Health*, 02.1: 49-57.
- Necchi Jr., O., Pascoaloto, D., Zanini Branco, C.C., y Zanini Branco, L.H. (1997). Stream macroalgal flora from the northwest region of Sao Paulo State, southeastern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 84: 91-112.
- Noguerol-Seoane, A. y Temes-Casas, M. (2001). Algunas nuevas citas de cianoprocariotas para Galicia (NW Península Ibérica). *Botanica Complutensis*, 25: 141-154.
- Odum E.P., Finn J.T. y Franz E.H. (1979). Perturbation Theory and the Subsidy-Stress Gradient. *Bioscience* 29 (6): 349-352.
- OMS/WHO (1998). Guidelines for Drinking-water Quality. Second edition, Addendum to Volume 2, Health Criteria and Other Supporting Information, World Health Organization, Geneva.
- Osswald, J., Rellán, S., Carvalho, A.P., Gago, A. y Vasconcelos, V. (2007). Acute effects of an anatoxin-a producing cyanobacterium on juvenile fish—*Cyprinus carpio* L. *Toxicon*, 49: 693-698.
- Oudra, B., Loudiki, M., Sabour, B., Sbiyyaa, B y Vasconcelos, V. (2002a). Study of toxic Cyanobacteria blooms in three water reservoirs of Morocco: preliminary results. *Revue des Sciences de l'Eau/Journal of Water Science*, 15 (1): 301-313.
- Oudra, B., Loudiki, M., Vasconcelos, V.M., Sabour, B., Sbiyyaa, B., Oufdou, KH. y Mezrioui, N. (2002b). Detection and quantification of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco. *Environmental Toxicology*, 17: 32-39.

- Padilla C., Sanz-Alfárez S. y F. del Campo F. (2006). Toxin characterisation and identification of a *Microcystis flos-aquae* strain from a Spanish drinking-water reservoir. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 165(3): 383-399.
- Pearson, L.A., Hisbergues, M., Börner, T., Dittmann, E. y Neilan, B. (2004). Inactivation of an ABC transport gene, *mcyH*, results in loss of microcystin production in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* PCC 7806. *Applied and Environmental Microbiology* 70 (11): 6370-6378.
- Pentecost, A. (1987). Growth and calcification of freshwater Cyanobacterium *Rivularia baematites*. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences*, 232: 125 – 136.
- Perona, E., Bonilla, I. y Mateo, P. (1998). Epilithic cyanobacterial communities and water quality: an alternative tool for monitoring eutrophication in the Alberche River (Spain). *Journal of Applied Phycology*, 10: 183-191.
- Perona, E., Bonilla, I. y Mateo, P. (1999). Use of benthic cyanobacteria to monitor water quality in a Spanish river. In Prygiel J., Whitton BA, Bukowska J (eds.). *Use of Algae for Monitoring Rivers III*: 216-223.
- Perona, E. y Mateo, P. (2006). Benthic cyanobacterial assemblages as indicators of nutrient enrichment regimes in a Spanish river. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34: 67-72.
- Petts (1984). *Impounded rivers: Perspectives for ecological management*. Wiley, J. y Sons (eds.), Chichester, UK.
- Pflugmacher, S. (2002). Possible allelopathic effects of cyanotoxins, with reference to microcystin-LR, in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology*, 17 (4): 407-413.
- Pietsch, C., Wiegand, C., Amé, V., Nicklisch, A., Wunderlin, D. y Pflugmacher, S. (2001). The effects of a cyanobacterial crude extract on different aquatic organisms: evidence for cyanobacterial toxin modulating factors. *Environmental Toxicology*, 16: 535–542.
- Pitois, F., Figure L,A. y Bertru, G. (2001). Colonization dynamics of an encrusting cyanobacterial mat in a hardwater river (Eaulne, France). *Geomicrobiology* 18 (2): 139-155.
- Puig, M.A., Aboal, M., Argerich, A. y Vassal'lo, J. (2002). Microcystin contents in water of unregulated Spanish streams: drinking water problems associated to climated changes. 1st Congress of the International Society of Applied Phycology y 9th International Conference on Applied Phycology.
- Puig, M.A., Aboal, M. y Sostoa, A. (1991). New approaches to mediterranean fluvial communities. *Oecologia aquatica*, 10: 13-20.

- Puig, M.A., Armengol, J., González, G., Peñuelas, J., Sabater, S. y Sabater, F. (1987). Chemical and biological changes in the Ter River induced by a series of reservoirs. Regulated streams: Advances in ecology. In: Craig, J.F. y Kemper, J.B. (eds.) Regulated streams: advances in ecology. Plenum Press, Nueva York: 373-382.
- Pupilli, E. y Puig, M.A. (2003). Effects of a major flood on the mayfly and stonefly populations in a Mediterranean stream (Matarranya Stream, Ebro River basin, North East of Spain). In: Gaino E. (ed.). Research update on Ephemeroptera & Plecoptera. Università di Perugia: 381-389.
- Quesada, A., Sanchis, D. y Carrasco, D. (2004). Cyanobacteria in Spanish reservoirs. How frequently are they toxic? *Limnetica*, 32 (1-2): 109-118.
- Quesada, A., Moreno, E., Carrasco, D., Paniagua, T., Wörmer, L., de Hoyos, C. y Sukenik, A. (2006). Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in a Spanish water reservoir. *European Journal of Phycology*, 41 (1): 39 – 45.
- Quesada, A., Sanchis, D. y Carrasco, D. (2007). Cyanobacteria in Spanish reservoirs. How frequently are they toxic?. *Limnética* 23: 109-118.
- Raj, A.K., Pandey, K.D. y Kashyap, A.K. (1978). Heterocyst differentiation and polarity in *Calothrix*. *New Phytologist*, 81: 647 – 651.
- Rantala, A., Fewer, D.P., Hisbesgues, M., Rouhiainen, L., Vaitomaa, J., Börner, T. y Sivonen, K. (2004). Phylogenetic evidence for the early evolution of microcystin synthesis. *PNAS*, 101 (2): 568-573.
- Rapala, J., Lahti, K., Sivonen, K. y Niemellä, S.I. (1994). Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. *Letters in Applied Microbiology*, 19: 423-428.
- Rapala, J. y Sivonen, K. (1998). Assessment of environmental conditions that favour hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* spp. Strains in cultured under light-limitation at different temperatures. *Microbial Ecology*, 36: 181-192.
- Rapala, J., Sivonen, K., Lyra, C. y Niemellä, S.I. (1997). Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli. *Applied and Environmental Microbiology*, 64: 2206-2212.
- Rejmánková, E. y Komárková, J. (2000). A function of cyanobacterial mats in phosphorus-limited tropical wetlands. *Hydrobiologia*, 431: 135-153.
- Ribas, A. y Saurí, D. (2002). Canvis socioambientals a l'Alt Empordà (1950 – 2000). Natura i història en l'evolució recent del paisatge altempordanès. Universitat de Girona. Càtedra de Geografia i Pensament Territorial i Institut de Medi Ambient.

- Ribas, A., Saurí, D., Tàbara, J.D., Bayés, C., Pavón, D., Ribera, L., and Ventura, M. (2002). Participación de agentes sociales en la gestión del agua: propuesta metodológica para la cuenca del Río Muga (Girona). III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Sevilla 13-17 noviembre 2002.
- Ríos, H. (2001). Interacciones entre comunidades de cianobacterias epilíticas fluviales y poblaciones de efemerópteros herbívoros y plecópteros. Efectos de la toxicidad de las cianobacterias. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J. B., Herdman, M. y Stanier, R. Y. (1979). Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *Journal of General Microbiology*, 111: 1-61.
- Rivas-Martínez, S. (1989). Mapas de series de vegetación de España ICONA, Madrid.
- Rivas-Martínez, S., Sánchez-Mata, D. Y Costa, M. (2001). Bioclimatic keys: bioclimatic notions, bioclimatic parameters and indexes, biogeographic typology and geobotanical terms. *Worldwide Bioclimatic Classification System, North American Boreal and Western Temperate Forest Vegetation*.
- Rohrlack, T., Dittmann, E., Börner, T. y Christoffersen, K. (2001). Effects of Cell-Bound Microcystins on Survival and Feeding of *Daphnia* spp. *Applied and Environmental Microbiology*, 67 (8): 3523-3529.
- Rohrlack, T., Henning, M. y Kohl, J. (1999). Mechanisms of the inhibitory effect of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia galeata*'s ingestion rate. *Journal of Plankton Research*, 21: 1489-1500.
- Romaní, A.M. (2000). Characterization of extracellular enzyme kinetics in two Mediterranean streams. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 148 (1): 99-117.
- Romaní, A.M. (2001). Biofilms Fluvials: metabolisme heterotròfic i autotròfic en rius mediterranis., 1 ed. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Romaní A.M. y Sabater S. (1998). A stromatolitic cyanobacterial crust in a Mediterranean stream optimizes organic matter use. *Aquatic Microbial Ecology*, 16: 131-141.
- Roset, J., Aguayo, S. y Muñoz, M.J. (2001). Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Rev.Toxicol.*, 18: 65-71.
- Sabater, F. (1987). Estudi integrat del riu Ter i la seva conca: les característiques de l'aigua i els factors que les determinen. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- Sabater, F., Armengol, J. y Sabater, S. (1990). Chemical characteristics of a mediterranean river as influenced by land uses in the watershed. *Water Research*, 24: 143-155.

- Sabater, F., Armengol, J. y Sabater, S. (1991). Physico-chemical disturbances associated with spatial and temporal variation in a Mediterranean river. *Journal of North American Benthological Society*, 10(1): 2-13.
- Sabater, F., Guasch, H., Martí, E., Armengol, J. y Sabater, S. (1995). The Ter: a mediterranean river cas-study in Spain. In Cushing C.E., Cummins K.W. & Minshall G.W. (eds), *River and stream ecosystems. Ecosystems of the World*, vol. 22. Elsevier Science Eds.
- Sabater, S. (1987). *Estudi de les poblacions d'algues del Riu Ter*. Universitat de Barcelona. Tesis Doctoral.
- Sabater, S. (1989). Encrusting algal assemblages in a Mediterranean river basin. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 114(4): 555-573.
- Sabater, S., Guasch, H., Romaní, A. y Muñoz, I. (2000). Stromatolitic communities in Mediterranean streams: adaptations to a changing environment. *Biodiversity and Conservation*, 9: 379-392.
- Sabater, S. y Sabater, F. (1988). Diatom assemblages in the River Ter. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 111 (3): 397-408.
- Sabater, S. y Sabater, F. (1992). Longitudinal changes of benthic algal biomass in a mediterranean river during two high production periods. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 124 (4): 475-487.
- Sabour, B., Loudiki, M., Oudra, B., Vasconcelos, V., Martins, R., Oubraim, S. y Fawzi, B. (2002). Toxicology of a Microcystins ichthyoblabe Waterbloom from Lake Oued Mellah (Morocco). *Environmental Toxicology*, 17: 24-31.
- Saker, M.L., Nogueira, I.C.G., Vasconcelos, V.M., Enhilan, B.A., Eaglesham, G.K. y Pereira, P (2003). First report and toxicological assessment of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from Portuguese freshwaters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55: 243-250.
- Saqrane, S., el Ghazali, I., Ouahid, Y., el Hassni, M., el Hadrami, I., Bouarab, L., del Campo, F.F., Oudra, B. y Vasconcelos, V. (2007). Phytotoxic effects of cyanobacteria extract on the aquatic plant *Lemna gibba*: Microcystin accumulation, detoxication and oxidative stress induction. *Aquatic Toxicology*, 83: 284-294.
- Schatz, D., Keren, Y., Vardi, A., Sukenik, A., Carmeli, S., Borner, T., Dittmann, E. y Kaplan, A. (2007). Towards clarification of the biological role of microcystins, a family of cyanobacterial toxins. *Environmental Microbiology*, 9 (4): 965-970.
- Seifert, M., McGregor, G., Eaglesham, G., Wickramasinghe, W. y Shaw, G. (2007). First evidence for the production of cylindrospermopsin and deoxy-cylindrospermopsin by the freshwater benthic cyanobacterium, *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) Speziale and Dyck. *Harmful Algae* 6(1): 73-80.

- Sevilla, E., Peleato, M.L., Moya, A. y Vergara, Y. (2005). Efecto de tratamientos de oxidación sobre microcistina. I jornadas españolas de estudios en microcistinas, Zaragoza.
- Shephard, G.S., Stockenström, S., Villiers, D., Engelbrecht, W.J. y Wessels, G.F.S. (1998). Photocatalytic degradation of cyanobacterial microcystin toxins in water. *Toxicon*, 36 (12): 1895-1901.
- Shi, L., Carmichael, W.W. y Millar, I. (1995). Inmuno-gold localization of hepatotoxins in cyanobacterial cells. *Archives of Microbiology*, 163: 7-15.
- Sinclair, C. y Whitton, B.A. (1977). Influence of nutrient deficiency on hair formation on the Rivulariaceae. *British Phycology Journal*, 12: 297 – 313.
- Sistema de Información Geográfica (SIG) de la Generalitat de Catalunya, en formato digital < http://mediambient.gencat.cat/cat/el_departament/cartografia/inici.jsp > [Última revisión: julio 2009].
- Sivonen, K. (1990). Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied and Environmental Microbiology*, 56 (9): 2658-2666.
- Sivonen, K., Carmichael, W.W., Namikoshi, M., Rinehart, K.L., Dahlem, A.M. y Niemelä, S.I. (1990). Isolation and characterization of hepatotoxic microcystin homologs from the filamentous freshwater cyanobacterium *Nostoc* sp. strain 152. *Applied and Environmental Microbiology*, 56 (9): 2650-2657.
- Sivonen, K y Jones, G. (1999). Cyanobacterial toxins. In: Chorus y Bartram (eds.) *Toxic cyanobacteria in water*: 41-111 pags.
- Sivonen, K., Namikoshi, M., Evans, W.R., Fardig, M., Carmichael, W.W. y Rinehart, K.L. (1992). Three new microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins, from *Nostoc* sp. strain 152. *Chemical Research in Toxicology*, 5 (4): 464-469.
- Skuja H. 1964. Grundzüge der Algenflora und Algen-vegetation der Fjeldgegenden um Abisko in Schwedisch Lappland. *Nova Acta R. Soc. Scient. Upsal.*, 18: 1–465.
- Sládeček, V. (1973). System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 7: 1-218.
- Smith, V.H. (1983). Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in Lake phytoplankton. *Science*, 221: 669-671.
- Spassova, M., Mellor, I.R., Petrov, A.G., Beattle, K.A., Codd, G.A., Vais, H. y Usherwood, P.N.R. (1995). Pores formed in lipid bilayers and in native membranes by nodularin, a cyanobacterial toxin. *European Biophysics Journal*, 24: 69-76.

Spencer, P.S., Nunn, P.B., Hugon, J., Ludolph, A.C., Ross, S.M., Roy, D.N. y Robertson, R.C. (1987). Guam amyotrophic lateral sclerosis-parkinsonism-dementia linked to a plant excitant neurotoxin. *Science*, 31 (237): 517-522.

Spoof L. 2005. Microcystins and nodularins. In: Meriluoto J. y Codd G.A. (eds.) 2005. Toxic cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis: 15-40.

Starmach, K. (1966). Cyanophyta-Sinice Glaucophyta-Glaucofity. In: Polska Akademia Nauk.Instytut Botaniki.: Flora Slodkowodno Polski. Panstwowe Wydawnictwo Naukowe., Warszawa.

Starmach, K. (1980). On some species of the genus *Homoethrix* (Cyanophyceae): *H. juliana* (Born. et Flah.) Kirchner, *H. nordstedtii* (Born. et Flah.) Komárek et Kann, and *H. balearica* (Born. et Flah.) Lemm. *Acta Hydrobiologica*, 22: 1-12.

StatSoft (2007). STATISTICA v 8.0. Tulsa, Oklahoma.

Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. y Lowe, R.L. (1996). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems. Academic Press.

Stewart, I., Schluter, P.J. y Shaw, G.R. (2006a). Cyanobacterial lipopolysaccharides and human health – a review. *Environmental Health: A Global Access Science Source* 5:7 doi:10.1186/1476-069X-5-7. <<http://www.ehjournal.net/content/5/1/7>> [Última revisión: julio 2009].

Stewart, I., Webb, P.M., Schluter, P.J. y Shaw1, G.R. (2006b). Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environmental Health: A Global Access Science Source* 5:6 doi:10.1186/1476-069X-5-6. <<http://www.ehjournal.net/content/5/1/6>> [Última revisión: julio 2009].

Strahler, A. (1986). Tratado de geografía física. Ediciones Omega, Barcelona.

Tarín, C. (2004). Aislamiento y estudio de la producción de microcistinas en reactor discontinuo de *Phormidium splendens* (Gomont) Anagnostidis et Komárek. Facultad de Químicas, Universidad de Murcia.

Taton, A., Grubisic, S., Brambilla, E., de Wit, R. y Wilmotte, A.(2003). Cyanobacterial diversity in natural and artificial microbial mats of lake Fryxell (McMurdo dry valleys, Antarctica): a morphological and molecular approach. *Applied and Environmental Microbiology*, 69 (9): 5157-5169.

Temes-Casas, M. y Nogueroles-Seoane, A. (2002). *Homoethrix varians* Geitler y *Chamaesiphon conferviculus* var. *elongatus* (Nordstedt) Kann (Cyanophyta), dos nuevas especies para la Península Ibérica. *Botanica Complutensis*, 59 (2): 331-332.

Teneva, I., Dzhambov, B., Koleva, L., Mladenov, R. y Schirmer, K. (2005). Toxic potential of five freshwater *Phormidium* species (Cyanoporkaryota). *Toxicon*, 45: 711-725.

ter Braak, C.J.F. y Šmilauer, P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Nueva York.

Tillett, D., Dittmann, E., Erhard, M., von Döhren, H. Börner, T. Y Neilan, B.A. (2000). Structural organization of microcystin biosynthesis in *Microcystis aeruginosa* strain PCC 7806: an integrated peptide-polyketide synthetase system. *Chemistry & Biology* 7 (10): 753-764.

Tsuji, K., Watanuki, T., Kondo, F., Watanabe, M.F., Suzuki, S., Nakawara, H., Suzuki, M., Uchida, H. y Harada, K.I. (1995). Stability of microcystins from cyanobacteria-II. Effect of UV light on decomposition and isomerization. *Toxicon*, 33: 1619-1631.

Turner, B.L., Baxter, R. y Whitton, B.A. (2003). Nitrogen and phosphorus in soil solutions and drainage streams in Upper Teesdale, northern England: implications of organic compounds for biological nutrient limitation. *The Science of the Total Environment*, 314-316: 153-170.

Ueno, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Hasegawa, A., Watanabe, M.F., Park, H.D., Chen, G.C., Chen, G. y Yu, S.Z. (1996). Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis*, 17 (6): 1317-1321.

Utliken, H. y Gjølme, N. (1995). Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, 61 (2): 797-800.

Vaitomaa, J. (2006). The effects of environmental factors on biomass and microcystin production by the freshwater cyanobacterial genera *Microcystis* and *Anabaena*. Academic Dissertation in Microbiology. Division of Microbiology. Department of Applied Chemistry and Microbiology. University of Helsinki. Finland.

Valdor, R. y Aboal, M. (2007). Effects of living cyanobacteria, cyanobacterial extracts and pure microcystins on growth and ultrastructure of microalgae and bacteria. *Toxicon*, 49: 769-779.

Valerio, E., Faria, N., Paulino, S. y Pereira, P. (2008). Seasonal variation of phytoplankton and cyanobacteria composition and associated microcystins in six Portuguese freshwater reservoirs. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 44(3): 189-196.

Vasconcelos, V.M. (1994). Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Portuguese freshwaters. *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 130 (4): 439-451.

Vasconcelos, V.M. (1999). Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, 32 (3): 249-254.

- Vasconcelos, V.M. (2001). Cyanobacteria toxins: diversity and ecological effects. *Limnetica*, 20 (1): 45-58.
- Vasconcelos, V.M. (2006). Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help. *Limnetica*, 25 (1-2): 425-432.
- Vasconcelos V.M. y Pereira E. (2001). Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). *Water Research*, 35(5): 1354-1357.
- Vasconcelos, V.M., Sivonen, K., Evans, W.R., Carmichael, W.W. y Namikoshi, M. (1996). Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in Portuguese freshwaters. *Water Research*, 30(10): 2377-2384.
- Vassal'lo, J. (2003). Producción de microcistinas y su liberación por cianobacterias bentónicas en un tramo del río Muga (Girona), afectado por un aporte puntual de nutrientes. Treball de recerca. Itinerari de Biología Ambiental. Institut de Medi Ambient. Facultat de Ciències - UdG.
- Vassal'lo, J., Puig, M.A. y Aboal, M. (2004). Producción de microcistinas y su liberación por cianobacterias bentónicas en un tramo del río Muga (NE Península Ibérica), afectado por un aporte de nutrientes. XII Congreso de la Asociación Española de Limnología y IV Congreso Ibérico de Limnología.
- Ventura, M. (2005). Conflictes socioterritorials i participació pública en la gestió de l'aigua de la conca del riu Muga (Alt Empordà). Tesis Doctoral Universitat de Girona.
- Verneaux, J. (1973). Cours d'eau de France-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau Hydro-graphique du Doubs – essai de biotypologie. Tesis doctoral. Universidad de Besançon.
- Verspagen, J.M.H., Snelder, E.O.F.M., Visser, P.M., Johnk, K.D., Ibelings, B.W., Mur, L.R. y Huisman, J. (2005). Benthic–pelagic coupling in the population dynamics of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. *Freshwater Biology* 50: 854-867.
- Vezie, C., Briant, L., Sivonen, K., Bertru, G., y Lefevre, J.-C. (1997). Occurrence of microcystin-containing cyanobacterial blooms in freshwaters of Brittany (France). *Archiv für Hydrobiologie (Algological Studies)*, 139 (3): 401-413.
- Vezie, C., Briant, L., Sivonen, K., Bertru, G., Lefevre, J.-C., y Salkinoja-Salonen, M. (1998). Variations of microcystin content of cyanobacterial blooms and isolated strains in lake Grand-Lie (France). *Microbial Ecology*, 35: 126-135.
- Via-Ordorika, L., Fastner, J., Kurmayer, R., Hisbergues, M., Dittmann, E., Komárek, J., Erhard, M., y Chorus, I. (2004). Distribution of microcystin-producing and non microcystin-producing *Microcystis* sp. in European freshwater bodies: Detection of microcystins and microcystin genes in individual colonies. *Systematic and Applied Microbiology*, 27: 592-602.

- Vicente, E., Soria, J.M., Miracle, M.R. y Andreu, E. (1996). Calidad de las aguas y biocenosis acuáticas de las Malladas. Devesa de El Saler: Soluciones de Futuro: 89-100.
- Ward, D.M. y Castenholz, R.W. (2000). Cyanobacteria in geothermal habitats. In: Whitton, B.A. y Potts, M. (eds.) *The ecology of cyanobacteria*: 37-59.
- Ward, J.V. y Stanford, J.A. (1983). Serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine T.D. y Bartell S.M. (eds.) *Dynamics of lotic systems*. Ann. Arbor. Science Publisher. Ann. Arbor. MI.: 29-42.
- Watanabe, M.M., Kaya, K. y Takamura, N. (1992). Fate of the toxic cyclic heptapeptides, the microcystins, from blooms of *Microcystis* (cyanobacteria) in a hypertrophic lake. *Journal of Phycology*, 28: 761-767.
- Weckesser, J., Hofmann, K., Jürgens, U.J., Whitton, B.A., y Raffelsberger, B. (1988). Isolation and chemical analysis of the sheaths of the filamentous cyanobacteria *Calothrix parietina* and *C. scopulorum*. *Journal of General Microbiology*, 134: 629-634.
- Welker, M. y Steinberg, C. (2001). Release and persistence of microcystins in natural waters. In: Chorus, I (eds.) *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 83-101.
- West, G.S. y Fritsch, F.E. (1927). *A treatise on the British freshwater algae*. University Press, Cambridge.
- Whitton, B.A. (1987). The biology of Rivulariaceae. In: Fay, P. and an Baalen, C.: *The cyanobacteria a comprehensive review*, 21.
- Whitton, B.A. (1991). Use of phosphatase assays with algae to assess phosphorus status of aquatic environments. In: Jeffrey, D.W. y Madden, B. *Bioindicators and environmental management*: 295-310.
- Whitton, B.A. (2008). Cyanobacterial diversity in relation to the environment. In: Evangelista, V. *et al.* (eds.). *Algal Toxins: Nature, Occurrence, Effect and Detection*: 17-43.
- Whitton, B.A., Christmas, M. y Robinson, P.J. (1999). Development of phosphatase assay for monitoring nutrients in rivers: literature review. Agency R&D Report Reference, 107: 1-20.
- Whitton, B.A. y Potts, M. eds. (2000a). *The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space*. Kluwer Academic Publisher, The Netherlands.
- Whitton B.A. y Potts M. (2000b). Introduction to the Cyanobacteria. In: Whitton B.A. y Potts M. (eds.), *The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space*: 1-11.
- Wiedner, C., Chorus, I. y Fastner, J. (2001). The waterbodies surveyed for cyanotoxins in Germany. In: Chorus, I. (ed.): *Cyanotoxins: occurrence, causes consequences*: 6-21.

Wiegand, C. y Pflugmacher, S. (2001) Uptake of microcystin-LR in aquatic organisms In: Chorus, I. (ed.): Cyanotoxins: occurrence, causes consequences: 249-252.

Wiegand, C. y Pflugmacher, S. (2005). Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203 (3): 201-218.

Wood, P., Peat, A. y Whitton, B. A. (1986). Influence of phosphorus status on fine structure of the cyanobacterium (blue-green algae) *Calothrix parietina*. *Cytobios* 47, 189: 89-99.

Wörmer, L., Carrasco, D., Moreno, E., Paniagua, T. y Quesada, A. (2006). Dinámica de la presencia de microcistina disuelta y degradación biótica de microcistinas en microcosmos. I jornadas españolas de estudios en microcistinas, Zaragoza.

Yoshizawa, S., Matsushima, R., Watanabe, M.F., Harada, K-I, Ichihara, A., Carmichael, W.W. y Fujiki, H. (1990). Inhibition of protein phosphatases by microcystins and nodularin associated with hepatotoxicity. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology*, 116: 609-614.

Yu, K.C., Ho, S.T., Chang, J.K. y Lai, S.D. (1995). Multivariate correlation of water quality, sediment and benthic bio-community components in Ell-Ren river system, Taiwan. *Water Air and Soil Pollution*, 84: 31-49.

Zhang, Q.X., Carmichael, W.W., Yu, M.J. y Li, S.H. (1991). Cyclic peptide hepatotoxins from freshwater cyanobacterial (blue-green algae) waterblooms collected in central China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 313-321.

Zhou, L. Yu, H. y Chen, K. (2002). Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. *Biomedical and Environmental Science*, 15 (2): 166-171.

10.- APÉNDICES:

10.1. DATOS FÍSICOS Y QUÍMICOS:

MUGA 1	Anchura transecto (m)	Profundidad media (cm)	Veloc media fondo (m/s)	Caudal l/s	Temperatura °C
AB-01	5,60	25,29	0,09	173,5	12,7
MY-01	5,60	21,50	0,12	195,4	18,4
JN-01	5,40	15,08	0,02	32,7	23,3
JL-01	5,50	14,00	0,05	46,7	22,3
AG-01	3,70	2,32	0,15	33,7	23,6
SP-01	2,30	12,50	0,11	73,4	16,4
OC-01	2,50	11,57	0,15	73,6	15,0
NV-01	5,00	12,12	0,12	188,2	9,6
EN-02	2,20	10,68	0,13	41,8	5,0
FB-02	6,70	29,84	0,02	50,7	7,2
MZ-02	2,50	11,44	0,11	52,7	12,4
AB-02	9,10	15,22	0,13	322,3	13,1
MY-02	8,64	18,42	0,28	606,4	13,5
JL-02	6,50	10,79	0,12	175,1	19,7
AG-02	7,70	14,28	0,23	349,4	14,7
OC-02	7,50	9,58	0,11	94,7	13,3
MR-03	-	-	-	-	-

MUGA 1	pH	Calcio (ppm)	Alcalinidad (meq HCO ₃ /l)	Conductividad (μ S/cm)	O ₂ (mg/l)	% O ₂
AB-01	8,38	-	-	402	8,50	82,3
MY-01	8,59	52,8	3,72	387	10,17	111,3
JN-01	8,33	52,0	3,44	409	11,02	131,4
JL-01	8,35	64,1	3,16	420	12,72	149,8
AG-01	8,73	42,9	2,88	447	12,71	150,8
SP-01	8,56	88,1	3,16	466	9,65	101,6
OC-01	9,09	71,9	3,12	446	10,02	101,0
NV-01	8,90	42,1	2,11	407	11,85	105,9
EN-02	7,97	64,5	2,92	474	12,8	101,8
FB-02	8,85	78,1	3,33	520	12,84	108,8
MZ-02	8,72	86,6	3,32	418	7,21	104,0
AB-02	8,3	64,9	3,29	388	6,99	103,4
MY-02	8,73	74,5	3,76	398	10,12	100,3
JL-02	8,79	86,0	3,47	437	7,31	81,7
AG-02	9,02	62,4	2,77	438	9,3	93,7
OC-02	8,94	55,6	2,77	432	10,38	100,9
MR-03	-	67,6	3,55	-	-	-

MUGA 1	Silicatos FND ($\mu\text{mol/l}$)	Silicatos INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)
AB-01	128,89	138,24	7,35	6,07
MY-01	134,56	132,32	6,57	7,29
JN-01	141,79	124,25	2,49	3,89
JL-01	162,76	171,51	187,03	134,46
AG-01	156,55	159,17	4,31	4,90
SP-01	165,38	161,05	5,66	5,01
OC-01	138,45	154,41	8,41	6,95
NV-01	103,83	83,93	10,52	10,34
EN-02	109,03	82,31	122,93	105,32
FB-02	135,08	130,79	31,35	8,14
MZ-02	146,44	126,58	4,87	7,52
AB-02	106,95	99,97	5,84	3,88
MY-02	145,10	116,52	6,91	2,85
JL-02	154,33	155,96	15,34	12,79
AG-02	151,07	157,96	7,45	14,45
OC-02	144,25	142,62	28,93	39,29
MR-03	-	-	-	-

MUGA 1	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
AB-01	0,07	0,08	0,255	0,525	1,127
MY-01	0,05	0,30	0,122	1,089	1,104
JN-01	0,07	0,09	0,122	0,088	0,840
JL-01	0,15	0,14	0,506	0,216	0,830
AG-01	0,09	0,86	0,136	0,817	0,830
SP-01	0,11	0,09	0,078	1,076	1,625
OC-01	0,15	0,38	0,280	0,270	0,280
NV-01	0,17	0,12	0,100	1,533	0,100
EN-02	0,99	1,32	0,145	0,243	0,145
FB-02	1,47	1,88	0,110	0,246	0,150
MZ-02	0,11	1,09	0,181	0,356	0,206
AB-02	0,08	0,07	0,023	0,055	0,292
MY-02	0,04	0,07	0,057	0,012	0,206
JL-02	0,81	0,36	0,050	0,053	0,367
AG-02	0,17	0,34	0,016	0,086	0,603
OC-02	0,21	0,42	0,176	0,116	0,386
MR-03	-	-	-	-	-

MUGA 2	Anchura transecto (m)	Profundidad media (cm)	Veloc media fondo (m/s)	Caudal l/s	Temperatura °C
AB-01	6,80	19,00	0,11	148,4	17,7
MY-01	7,00	16,00	0,12	163,0	20,7
JN-01	6,30	12,58	0,09	68,7	20,5
JL-01	6,31	11,86	0,04	44,2	19,2
AG-01	6,20	10,04	0,07	63,1	20,2
SP-01	6,30	11,19	0,09	71,8	16,7
OC-01	6,10	8,15	0,15	77,4	15,0
NV-01	6,50	14,80	0,08	148,3	11,6
EN-02	5,90	10,25	0,03	25,9	8,5
FB-02	5,90	12,73	0,10	77,5	11,1
MZ-02	6,20	11,42	0,06	37,4	15,7

MUGA 2	pH	Calcio (ppm)	Alcalinidad (meq HCO ₃ ⁻ /l)	Conductividad (μS/cm)	O ₂ (mg/l)	% O ₂
AB-01	8,74	-	-	382	7,72	83,2
MY-01	8,61	47,3	3,91	367	9,68	109,6
JN-01	8,71	58,8	3,30	445	12,66	142,2
JL-01	8,68	86,4	3,40	506	12,85	142,3
AG-01	8,51	83,8	2,42	552	12,90	146,1
SP-01	8,41	109,0	3,02	578	9,51	99,4
OC-01	9,05	95,2	3,12	551	9,20	92,7
NV-01	8,68	58,3	2,11	406	10,92	102,4
EN-02	7,24	86,9	2,92	602	11,75	102,8
FB-02	8,42	110,7	3,11	616	11,60	107,5
MZ-02	8,46	88,9	3,04	398	6,82	105,3

MUGA 2	Silicatos FND (μmol/l)	Silicatos INTRS (μmol/l)	Nitrato FND (μmol/l)	Nitrato INTRS (μmol/l)
AB-01	106,43	74,43	13,78	9,15
MY-01	108,23	112,95	10,44	11,12
JN-01	128,93	82,50	4,63	3,78
JL-01	145,27	126,88	63,58	17,81
AG-01	144,85	140,15	7,67	7,67
SP-01	148,68	158,25	8,50	9,51
OC-01	123,21	131,32	10,05	12,55
NV-01	83,28	79,13	12,18	8,90
EN-02	148,75	82,99	9,22	8,19
FB-02	117,58	103,34	7,83	7,54
MZ-02	87,14	80,72	10,78	13,02

MUGA 2	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
AB-01	0,12	0,13	0,189	0,237	2,631
MY-01	0,05	1,75	0,047	2,737	1,197
JN-01	0,05	0,71	0,079	1,703	0,329
JL-01	0,26	0,19	0,467	0,477	0,452
AG-01	0,11	0,10	0,044	0,051	0,362
SP-01	0,15	0,14	0,078	0,489	2,232
OC-01	0,25	3,55	0,471	0,119	0,471
NV-01	0,48	0,13	0,012	0,530	0,074
EN-02	0,71	0,78	0,179	0,219	0,301
FB-02	1,05	0,84	0,162	0,163	0,272
MZ-02	0,09	0,12	0,104	0,023	0,178

MUGA 3	Anchura transecto (m)	Profundidad media (cm)	Veloc media fondo (m/s)	Caudal l/s	Temperatura °C
AB-01	15,9	12,75	0,16	370,7	17,6
MY-01	14,5	15,73	0,18	368,4	24,2
JN-01	14,8	8,50	0,09	213,5	23,8
JL-01	10,5	11,17	0,08	168,1	23,4
AG-01	9,8	10,64	0,08	161,5	26,6
SP-01	14,2	8,13	0,15	232,4	20,3
OC-01	14,2	11,13	0,09	199,8	15,6
NV-01	16,3	10,82	0,10	305,7	9,5
EN-02	13,6	7,75	0,08	115,2	3,8
FB-02	12,0	15,64	0,12	195,4	10,2
MZ-02	15,0	7,71	0,07	104,7	17,4
AB-02	16,2	14,64	0,22	681,9	16,2
MY-02	17,0	18,66	0,17	844,4	16,1
JL-02	11,1	12,14	0,13	256,3	23,2
AG-02	12,7	15,75	0,09	276,8	18,5
OC-02	12,4	14,34	0,09	232,2	14,3
MR-03	17,4	27,79	0,24	1842,4	12,6

MUGA 3	pH	Calcio (ppm)	Alcalinidad (meq HCO ₃ ⁻ /l)	Conductividad (µS/cm)	O ₂ (mg/l)	% O ₂
AB-01	8,50	-	-	386	8,25	88,4
MY-01	8,40	33,5	8,47	351	11,32	138,1
JN-01	8,88	49,4	2,93	386	13,32	160,0
JL-01	8,67	66,2	3,07	405	14,28	169,4
AG-01	8,92	55,1	2,47	454	16,36	202,0
SP-01	8,48	69,7	2,74	488	11,67	130,7
OC-01	8,83	66,3	2,93	483	11,25	113,8
NV-01	8,65	53,5	2,51	415	10,90	97,1
EN-02	8,05	71,8	2,84	528	13,82	106,1
FB-02	8,64	77,2	3,00	507	14,97	135,3
MZ-02	8,59	76,2	2,78	382	8,63	136,2
AB-02	8,53	57,2	3,18	377	7,05	108,9
MY-02	8,62	69,93	3,72	384	10,37	107,4
JL-02	8,93	82,67	3,32	418	9,17	109,1
AG-02	9,74	49,73	3,12	443	9,02	97,9
OC-02	8,89	47,53	2,20	415	12,88	127,9
MR-03	7,45	71,9	4,12	446	11,26	108,8

MUGA 3	Silicatos FND ($\mu\text{mol/l}$)	Silicatos INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)
AB-01	113,78	47,14	6,69	7,84
MY-01	124,93	146,47	6,45	3,48
JN-01	98,04	73,99	2,73	5,42
JL-01	141,88	145,43	124,17	22,60
AG-01	137,84	160,45	5,46	4,54
SP-01	147,53	175,62	5,30	8,79
OC-01	129,67	133,02	6,52	5,98
NV-01	99,60	82,51	12,14	9,96
EN-02	162,59	140,42	7,25	7,73
FB-02	80,54	134,40	8,64	4,26
MZ-02	125,32	118,00	4,00	4,32
AB-02	92,99	93,17	14,34	14,03
MY-02	92,69	90,16	9,78	11,24
JL-02	149,29	148,34	21,05	7,43
AG-02	148,03	167,41	13,27	15,24
OC-02	116,67	125,60	7,68	10,63
MR-03	-	-	-	-

MUGA 3	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
AB-01	0,07	1,11	0,06	2,140	1,735
MY-01	0,13	3,20	0,81	3,311	3,768
JN-01	0,08	0,41	0,09	3,288	0,813
JL-01	0,24	0,47	0,39	3,150	0,390
AG-01	0,15	0,16	0,03	3,056	1,021
SP-01	0,05	1,89	0,05	6,282	0,480
OC-01	0,32	0,33	0,23	0,741	0,488
NV-01	0,52	0,31	0,56	31,720	0,572
EN-02	1,12	0,86	0,22	0,281	0,367
FB-02	0,21	0,71	0,18	0,241	1,188
MZ-02	0,44	0,22	0,12	0,010	0,270
AB-02	0,11	0,08	0,336	0,012	0,336
MY-02	0,08	0,14	0,002	0,319	0,367
JL-02	1,38	0,58	0,018	0,124	0,584
AG-02	0,22	0,33	0,010	1,081	0,527
OC-02	0,45	0,35	0,011	0,009	0,358
MR-03	-	-	-	-	-

MUGA 4	Anchura transecto (m)	Profundidad media (cm)	Veloc media fondo (m/s)	Caudal l/s	Temperatura °C
AB-01	8,50	19,00	0,16	321,7	14,5
MY-01	-	-	-	2350,0	-
JN-01	-	-	-	4420,0	-
JL-01	-	-	-	4750,0	-
AG-01	-	-	-	1850,0	-
SP-01	8,90	20,61	0,07	247,6	20,8
OC-01	8,60	21,28	0,07	241,7	17,7
NV-01	9,30	17,84	0,11	277,0	9,3
EN-02	6,90	25,10	0,01	41,1	4,6
FB-02	7,00	27,45	0,02	91,4	8,0
MZ-02	6,90	26,01	0,01	47,2	13,6

MUGA 4	pH	Calcio (ppm)	Alcalinidad (meq HCO ₃ ⁻ /l)	Conductividad (μS/cm)	O ₂ (mg/l)	% O ₂
AB-01	7,80	-	-	323	7,81	77,2
MY-01	-	-	-	-	-	-
JN-01	-	37,1	2,70	-	-	-
JL-01	-	-	2,93	-	-	-
AG-01	-	44,3	2,37	-	-	-
SP-01	8,68	47,0	2,56	318	10,49	116,8
OC-01	8,54	39,9	2,70	338	8,35	86,5
NV-01	8,70	49,6	3,08	343	11,61	100,8
EN-02	8,72	53,0	2,96	377	13,53	104,4
FB-02	8,66	45,0	2,89	360	13,60	115,4
MZ-02	8,63	76,0	2,81	353	7,15	103,8

MUGA 4	Silicatos FND (μmol/l)	Silicatos INTRS (μmol/l)	Nitrato FND (μmol/l)	Nitrato INTRS (μmol/l)
AB-01	79,66	71,59	19,30	21,33
MY-01	-	-	-	-
JN-01	65,52	-	23,54	-
JL-01	-	-	-	-
AG-01	79,46	-	6,20	-
SP-01	58,80	82,93	7,26	26,63
OC-01	62,28	99,33	9,09	10,30
NV-01	53,18	44,81	8,65	12,12
EN-02	41,16	47,11	57,34	12,12
FB-02	57,10	55,20	9,53	5,40
MZ-02	71,18	61,22	4,77	7,20

MUGA 4	Nitrito FND ($\mu\text{mol/l}$)	Nitrito INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato FND ($\mu\text{mol/l}$)	Fosfato INTRS ($\mu\text{mol/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)
AB-01	0,30	0,49	0,165	0,759	15,781
MY-01	-	-	-	-	-
JN-01	0,34	-	0,134	-	3,030
JL-01	-	-	-	-	-
AG-01	0,60	-	0,007	-	0,379
SP-01	0,14	0,46	0,213	1,436	1,117
OC-01	0,25	0,97	0,003	1,625	0,429
NV-01	0,91	1,29	0,243	1,266	0,243
EN-02	1,23	2,56	0,293	0,444	0,225
FB-02	0,29	0,54	0,124	0,095	0,565
MZ-02	0,23	0,17	0,000	0,178	0,008

10.2. DATOS PIGMENTOS FOTOSINTÉTICOS:

	MUGA 1							
	Clorofila a	Chlb/Chla	Chlc/Chla	Ficocianina	Aloficocianina	Ficoeritrina	PBP	Carotenoides
	mg/cm2	mg/cm2	mg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	
AB-01	0,1535	0,2160	0,4534	0,0662	0,0485	3,9209	4,0355	0,0615
MY-01	0,2887	0,1317	0,3708	0,2828	0,3399	0,2976	0,9203	0,1454
JN-01	0,1479	0,6925	1,1622	0,1255	0,1065	0,1064	0,3384	0,1974
JL-01	0,2415	0,1885	0,4528	0,0874	0,1297	0,1486	0,3656	0,1498
AG-01	0,2415	0,1885	0,4528	0,1417	0,2368	0,1082	0,4867	0,1212
SP-01	0,6380	0,0000	0,1322	0,7191	0,4826	0,3490	1,5507	0,1169
OC-01	0,4400	0,0000	0,1183	0,5225	0,3768	0,2690	1,1683	0,1216
NV-01	0,4719	0,4317	0,1011	0,1654	0,1454	0,1479	0,4587	0,1288
EN-02	0,1862	0,0441	0,2126	0,1030	0,1263	0,1017	0,3309	0,0552
FB-02	0,5358	0,0469	0,1116	1,6479	0,9046	0,8673	3,4199	0,8365
MZ-02	0,2175	0,2282	0,4675	0,7228	0,5413	0,4035	1,6677	1,3425

	MUGA 2							
	Clorofila a	Chlb/Chla	Chlc/Chla	Ficocianina	Aloficocianina	Ficoeritrina	PBP	Carotenoides
	mg/cm2	mg/cm2	mg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	
AB-01	0,2948	0,0000	0,1147	0,2166	0,2948	0,2142	0,7257	0,1288
MY-01	0,3688	0,0000	0,0781	0,5281	0,4648	0,4764	1,4693	0,2180
JN-01	0,2082	0,0346	0,1957	0,1536	0,1747	0,1453	0,4736	0,0727
JL-01	0,1131	0,0444	0,0718	0,2378	0,3794	0,2448	0,8620	0,0460
AG-01	0,1131	0,0444	0,0718	0,0106	0,0587	0,0285	0,0978	0,0410
SP-01	0,4599	0,0000	0,1263	0,1205	0,1522	0,1123	0,3850	0,1287
OC-01	0,3194	0,0000	0,1909	0,1017	0,2306	0,0841	0,4165	0,1002
NV-01	0,4429	0,3643	0,1120	0,1099	0,1099	0,0927	0,3125	0,1210
EN-02	0,5381	0,0000	0,1181	0,2147	0,2655	0,1653	0,6455	0,1209
FB-02	0,3371	0,1779	0,3744	2,5393	1,4836	1,5978	5,6207	1,2967
MZ-02	0,0885	0,0201	0,0933	0,7846	0,3940	0,4617	1,6403	0,6790

	MUGA 3							
	Clorofila a	Chlb/Chla	Chlc/Chla	Ficocianina	Aloficocianina	Ficoeritrina	PBP	Carotenoides
	mg/cm2	mg/cm2	mg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	
AB-01	0,8620	0,0928	0,0946	1,7653	1,1319	1,5109	4,4081	0,1913
MY-01	1,3735	0,0493	0,1196	0,8964	0,9050	0,7957	2,5971	0,4850
JN-01	0,3439	0,0631	0,1363	0,2528	0,2423	0,2098	0,7049	0,1496
JL-01	0,7477	0,1142	0,0784	0,6317	0,7248	0,5747	1,9313	0,1913
AG-01	0,7477	0,1142	0,0784	0,1467	0,1911	0,1196	0,4574	0,0980
SP-01	1,0043	0,0383	0,1316	0,9538	0,5653	0,6987	2,2178	0,2514
OC-01	0,9294	0,0312	0,1065	0,6579	0,7637	0,5647	1,9864	0,2314
NV-01	1,1308	0,4129	0,1033	1,3908	0,8418	4,5323	6,7648	0,2685
EN-02	1,6195	0,0802	0,1085	1,6754	0,9419	1,6437	4,2610	0,4189
FB-02	0,4017	0,0111	0,0340	2,8583	1,3991	2,0884	6,3458	0,5877
MZ-02	1,2224	0,0821	0,0167	4,2516	2,7758	3,4716	10,4990	0,5337

MUGA 4	Clorofila a	Chlb/Chla	Chlc/Chla	Ficocianina	Aloficocianina	Ficoeritrina	PBP	Carotenoides
	mg/cm2	mg/cm2	mg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	µg/cm2	
AB-01	0,8614	0,1348	0,1510	0,5393	0,6409	0,4300	1,6102	0,2625
SP-01	0,2712	0,1890	0,1726	14,5662	2,2503	2,1208	18,9372	0,0747
OC-01	1,5278	0,3728	0,0452	0,4176	0,5931	0,4754	1,4861	0,3062
NV-01	1,2029	0,5846	0,0782	0,3546	0,4730	0,5018	1,3293	0,2543
EN-02	1,0723	0,1158	0,1545	1,8377	1,7705	2,4272	6,0355	0,3236
FB-02	1,7810	0,1011	0,0569	3,7547	2,3041	2,7801	8,8390	0,5874
MZ-02	0,5923	0,1270	0,0027	4,0581	2,5949	2,6438	9,2968	0,5033

