

Laguna Grande de Peñalara

10 años de seguimiento limnológico



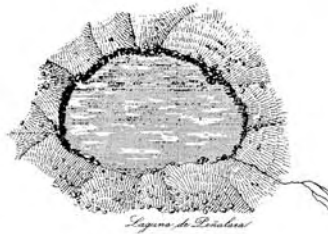
CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

Comunidad de Madrid



Laguna Grande de Peñalara

10 años de seguimiento limnológico



CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

Comunidad de Madrid



PARQUE NATURAL DE PEÑALARA
Cerro, Ciro y Laguna



AUTORES

Ignacio Granados

Manuel Toro

Angel Rubio-Romero

**Centro de Investigación y Gestión Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara.
Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio**

DISEÑO Y PRODUCCIÓN:

Juan Vielva Juez, Luis Navalón Blanch, Ignacio Granados.

**Centro de Investigación y Gestión Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara.
Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio**

EDITA

Dirección General del Medio Natural

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO.

COMUNIDAD DE MADRID



CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

Comunidad de Madrid

IMPRIME: Gráficas J. Sánchez de Guadarrama, s.l.

D.L. M-51736-2006

Nº DE EJEMPLARES: 1000

FECHA DE EDICIÓN: diciembre de 2006

TABLA DE CONTENIDOS

PRESENTACIÓN	VII
PRÓLOGO	IX
1. INTRODUCCIÓN	1
2. EQUIPO DE TRABAJO	3
3. LOCALIZACIÓN	5
3.1 LOS HUMEDALES DEL MACIZO DE PEÑALARA	5
3.2 CUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA	8
3.3 CUENCA EXPERIMENTAL DEL ARROYO DE PEÑALARA (CEAP)	10
4. METODOLOGÍA	15
4.1 FÍSICO-QUÍMICA. COLUMNA DE AGUA	15
4.1.1 <i>Ciclo de 24 horas</i>	17
4.2 BIOTA	17
4.3 TRAMPAS DE SEDIMENTO	18
4.4 ERRADICACIÓN DEL SALVELINO	18
4.5 TESTIGOS DE SEDIMENTO	19
5. METEOROLOGÍA	21
5.1 ESTACIONES METEOROLÓGICAS	21
5.2 CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA	25
5.2.1 <i>Tendencias a largo plazo</i>	25
5.2.1.1 Temperatura	25
5.2.1.2 Precipitación	29
5.2.2 <i>Meteorología durante el período de estudio</i>	30
5.2.2.1 Temperatura	31
5.2.2.2 Precipitación	35
5.2.2.3 Radiación incidente	37
5.2.2.4 Velocidad del viento	39
5.2.2.5 Comparación de estaciones. Gradientes	40
6. LAGUNA DE PEÑALARA	43
6.1 MORFOMETRÍA Y GÉNESIS	43
6.2 HIDROLOGÍA Y TASA DE RENOVACIÓN	47
6.2.1 <i>Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara</i>	52
6.3 TRANSPARENCIA DEL AGUA	55
6.4 TEMPERATURA DEL AGUA	59
6.5 CUBIERTA DE HIELO INVERNAL	69
6.6 OXÍGENO DISUELTO	72

6.7	IONES MAYORITARIOS.....	78
6.8	SÍLICE.....	83
6.9	CONDUCTIVIDAD	83
6.10	ALCALINIDAD Y pH.....	87
6.11	NUTRIENTES. NIVEL TRÓFICO	91
6.12	CLOROFILA <i>a</i>	94
6.13	BIOTA.....	96
6.13.1	<i>Bacterias</i>	96
6.13.2	<i>Fitoplancton</i>	96
6.13.2.1	Clorofíceas (Chloroficeae)	100
6.13.2.2	Cianofíceas (Cyanophyta)	102
6.13.2.3	Diatomeas (Bacillariophyceae)	104
6.13.2.4	Crisofíceas (Chrysoficeae).....	105
6.13.2.5	Criptófitos (Cryptophyta).....	106
6.13.2.6	Pirrófitas (Pyrrhophyta)	106
6.13.2.7	Xantofíceas (Xanthophyceae).....	107
6.13.2.8	Euglenófitos (Euglenophyta)	107
6.13.2.9	Rafidofíceas (Raphidophyta).....	107
6.13.3	<i>Fitobentos</i>	108
6.13.4	<i>Zooplancton</i>	108
6.13.4.1	Rotíferos	108
6.13.4.2	Crustáceos	110
6.13.5	<i>Zoobentos</i>	110
6.13.6	<i>Macrófitos</i>	113
7.	CONTROL DE IMPACTOS	115
7.1	ACUMULACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS.....	116
7.2	EUTROFIZACIÓN	119
7.3	EROSIÓN	126
7.3.1	<i>Tasa de erosión. Trampas de sedimento</i>	130
7.3.2	<i>Situación actual y medidas de restauración adicionales</i>	136
7.4	INTRODUCCIÓN DEL SALVELINO	137
7.4.1	<i>Cuantificación del impacto</i>	139
7.4.2	<i>Erradicación</i>	152
7.4.3	<i>La comunidad de organismos acuáticos tras la erradicación</i>	157
8.	PALEOLIMNOLOGÍA.....	165
8.1	LOS LAGOS DE ALTA MONTAÑA COMO SENSORES DE CAMBIOS AMBIENTALES.....	165
8.2	ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN RECIENTE DE LA TASA DE SEDIMENTACIÓN	167
8.3	ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN RECIENTE DEL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN	170

9. BIBLIOGRAFÍA.....	173
ÍNDICE DE FIGURAS	182
ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS.....	184
ÍNDICE DE TABLAS.....	185

PRESENTACIÓN

PRESENTACIÓN DE LA COLECCIÓN

Tengo el placer de presentar el primer volumen de la Serie Técnica del Medio Natural de la Comunidad de Madrid. Con ella se pretende reunir y difundir la información disponible sobre distintos aspectos de la Naturaleza madrileña.

En numerosas ocasiones el trabajo de estudio del medio natural queda reflejado tan sólo en revistas científicas de difícil acceso para el público general o incluso en diversos informes inéditos que esta Consejería encarga. Por ello, esta Serie Técnica pretende dar cumplimiento a una obligación que la Administración tiene con los ciudadanos: el difundir la información ambiental para que los madrileños conozcan y aprecien, en mayor medida si cabe, su rico patrimonio natural. Quiero hacer el énfasis, no obstante, en que se trata de una serie técnica, en la que el rigor científico y la calidad de la información aportada debe ser un elemento caracterizador de la colección. De esta manera, no sólo los ciudadanos de principios del siglo XXI dispondrán de una información ambiental rigurosa, sino que los volúmenes de esta colección servirán de referencia para los científicos e investigadores que tengan la naturaleza madrileña como su objeto de estudio en el futuro.

Mariano Zabía Lasala

Consejero de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio

PRESENTACIÓN DEL LIBRO

La Dirección General de Medio Natural tiene entre sus competencias la planificación, conservación, restauración y gestión de nuestro rico medio natural. Por ello se realizan a diario múltiples trabajos como, por citar sólo algunos, la gestión de los montes y aprovechamientos forestales, la prevención de incendios, la ordenación de los recursos cinegéticos y piscícolas, la gestión de los Espacios Naturales Protegidos y la protección y conservación de las especies silvestres. A nadie se le escapa que para esta labor es necesario un conocimiento riguroso de los procesos ecológicos, de su interacción con los usos del territorio, del estado de las poblaciones de fauna y flora silvestre, así como de las técnicas más efectivas para la restauración y conservación del medioambiente madrileño. Así, la Dirección General de Medio Natural tiene entre sus prioridades el estudio de todos estos

aspectos, generando un conocimiento que se irá plasmando en diversos títulos de esta colección.

Es muy oportuno que en esta primera ocasión el tema sea la Laguna Grande de Peñalara. Ésta es, sin duda, uno de los elementos naturales más conocidos por los madrileños y posiblemente uno de los lugares más emblemáticos para la protección de la naturaleza. No ya sólo porque recientemente se han cumplido 75 años de la protección del macizo de Peñalara, declarado de modo pionero en 1930 como Sitio Natural de Interés Nacional, si no porque en los últimos años en este Espacio Protegido hemos asistido a una recuperación de los ecosistemas de alta montaña de la que los madrileños nos tenemos que sentir orgullosos. Me estoy refiriendo, por un lado, a la compra y desmantelación por parte de la Administración de la estación de esquí de Valcotos, al objeto de restaurar los ecosistemas afectados por su construcción y funcionamiento. Por otro lado, como podrá ver el lector en el presente libro, las actuaciones de gestión y restauración de la laguna Grande de Peñalara han conseguido recuperar una laguna que trasciende más allá de su importancia estética o paisajística para convertirse en un verdadero laboratorio natural donde conocer y estudiar aspectos importantísimos de la ecología de alta montaña.

Miguel Allué-Andrade Camacho
Director General de Medio Natural

PRÓLOGO

El 1 de febrero de 1997, en un día soleado aunque frío, la cubierta de hielo de la laguna Grande de Peñalara soportaba sin problemas el peso de unas treinta personas en poco más de 30 metros cuadrados. Se trataba de parte de los asistentes a las Primeras Jornadas de Conservación de los Lagos y Humedales de Alta Montaña de la Península Ibérica que, provistos de raquetas de nieve, habíamos subido hasta la laguna para asistir a una demostración de las técnicas de muestreo limnológico invernal. El congreso había sido organizado por Manolo Toro e Ignacio Granados, los limnólogos encargados de realizar el seguimiento ambiental de los humedales del macizo de Peñalara.

Tras hacer un agujero en el hielo con una broca especial, pudimos observar algunos de los monstruos de la laguna, sobre los que escribió el pionero de la limnología en España, Celso Arévalo, en la década de los años 30. Se trataba de algunos pequeños, casi microscópicos, organismos planctónicos que tienen en las frías y oscuras aguas bajo la cubierta de hielo su paraíso particular. Y es que precisamente los lagos de alta montaña son sistemas peculiares sujetos a marcados cambios estacionales y condiciones extremas (para *nosotros*), pero en los que una serie de organismos, acuáticos y no acuáticos, han ensayado con gran éxito las estrategias adaptativas a ambientes difíciles.

Estas condiciones ambientales son la esencia de Peñalara. Como bien sabe todo aquel que lo visita con frecuencia, la soleada mañana puede convertirse en una lluvia torrencial vespertina, la agradable brisa del puerto puede convertirse en peligrosa ventisca en el pico y la niebla puede hacer, incluso al mejor conocedor de este paraje, dar vueltas alrededor del Refugio Zabala sin llegar a encontrarlo. Este libro recoge la información científica obtenida durante decenas de días de muestreo en Peñalara, y por tanto, con la dificultad añadida de hacer funcionar los aparatos electrónicos con temperaturas extremas, protegiendo los botes de muestras para evitar que estallen por congelación, o por el contrario, transportando hielo para que llegasen al laboratorio en las mejores condiciones durante el riguroso verano de la alta montaña.

Este esfuerzo ha dado sus frutos. Acaban de incluirse los Humedales del Macizo de Peñalara en la lista de humedales de importancia internacional del convenio Ramsar. En primer lugar, sin duda, por que su alto valor ecológico lo merece. Pero también por que gracias a las investigaciones limnológicas realizadas *sabemos* que lo merece, y además nos han permitido realizar una serie de actuaciones de restauración para que la laguna Grande de Peñalara, enferma hace unos años, pueda estar hoy prácticamente igual a como la conoció Celso Arévalo en su búsqueda de los míticos monstruos de la laguna.

Juan Vielva Juez

Director-Conservador del Parque Natural de Peñalara



[...] en ocasiones me han hablado estos serranos de las fábulas que corrían entre los campesinos sobre la laguna de Peñalara, considerándola encantada, que escapa y huye desapareciendo del que la busca, que brama durante las tormentas como si en ella hubiese monstruos, que allí cargan las nubes de sapos y que era insondable hasta el punto de comunicar con el mar.

Celso Arévalo
Los Monstruos de la Laguna de Peñalara (1931)

I. INTRODUCCIÓN

En el macizo de Peñalara se localiza un conjunto de humedales de alta montaña que por su número y características es, sin lugar a dudas, el más importante de toda la sierra de Guadarrama. Entre estos humedales se encuentran dos lagunas permanentes (Peñalara y Pájaros), una temporal (Claveles) y numerosas charcas y lagunillas menores, así como prados hidroturbosos y arroyos de montaña (Toro y Montes, 1993; Toro y Granados, 1998b). El relativo aislamiento geográfico respecto a otros sistemas montañosos les confiere una singularidad y un valor especial como zonas relícticas, refugio de especies y escenario de procesos característicos de la alta montaña y ambientes de morfología glaciaria (González Bernáldez, 1992). Por su importancia y alto valor ecológico, los *Humedales del Macizo de Peñalara* han sido incluidos en la Lista de Humedales de Importancia Internacional del Convenio Ramsar.

El complejo de humedales del Macizo de Peñalara se encuentra enclavado en el Parque Natural de Peñalara, reclasificado como tal en 1990, a partir de la figura de Sitio Natural de Interés Nacional con la que este espacio fue reconocido en 1930.

A pesar de la importancia ecológica de este enclave madrileño, la laguna Grande de Peñalara y su entorno presentaban a finales de la década de 1980 un notable deterioro ambiental: episodios esporádicos de eutrofización, graves problemas de erosión en sus márgenes, acumulación de todo tipo de basuras y la introducción de una especie piscícola alóctona. Por ello, se tomaron una serie de medidas destinadas a remediar los problemas ecológicos detectados y se inició un seguimiento limnológico de la laguna de Peñalara.

Gran parte de las directrices de gestión de la laguna Grande de Peñalara están basadas en las conclusiones del proyecto *Bases Limnológicas Para la Gestión del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*, realizado por el Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid (Toro y Montes, 1993), a petición y financiado por el Parque Natural de Peñalara. Para la realización de este proyecto se hizo un seguimiento limnológico desde julio de 1992 a enero de 1994, en el que se elaboró la descripción morfométrica de las cubetas de los principales humedales del Parque, la caracterización físico-química de sus aguas, y el estudio de la dinámica estacional de la comunidad productora (fitoplancton, epífiton) y de los consumidores (zooplancton, bentos). Además se realizó un diagnóstico ambiental que señalaba los problemas ambientales que afectaban a las lagunas y sugería las medidas de gestión a adoptar.

Este diagnóstico ambiental incluyó, de modo novedoso en España, el estudio paleolimnológico de la Laguna de Peñalara. Así, el análisis paleolimnológico del sedimento permitió definir el inicio y la extensión de los problemas ambientales observados, así como concretar los objetivos ideales de la restauración ambiental del entorno de la laguna.

En julio de 1995, con cargo a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, se inició un seguimiento limnológico de la laguna de Peñalara, que ha venido realizándose mensualmente hasta la actualidad. Como resultado de esta monitorización se ha generado una importante cantidad de información relativa a la ecología de esta laguna (Toro *et al.*, 2000; Toro y Montes, 1993; Toro y Granados, 1997, 1998a, 1999, 1999b, 2000, 2002; Granados y Toro, 2000a; Granados *et al.*, 2000, 2002). Los graves problemas ambientales desencadenados en la laguna Grande de Peñalara y su cuenca en las últimas décadas (erosión, eutrofización, alteración de las comunidades de organismos acuáticos) han constituido el tema principal que abordar en los estudios llevados a cabo, lo que ha permitido recuperar en gran medida sus características originales. De manera adicional, también se ha realizado un inventario, cartografía y caracterización de los otros humedales presentes en el Parque Natural (Toro y Granados, 1998b).

Este libro pretende recopilar la información disponible sobre la laguna de Peñalara, que ha sido además analizada en su conjunto y sintetizada, de modo que se han podido extraer nuevas conclusiones a partir de los datos disponibles. Según una reciente revisión de la ecología acuática de los humedales de la Comunidad de Madrid (Álvarez Cobelas y García-Avilés, 2003), los humedales del macizo de Peñalara se encuentran entre los mejor conocidos de todos los humedales madrileños. A pesar de ello, el grueso de la información se encontraba en informes inéditos, lo que dificultaba el acceso a esta información por parte del público general. El presente libro viene a solventar en gran medida este aspecto, reuniendo la información disponible sobre la laguna Grande de Peñalara.

En el apartado 3 se describen brevemente las diferentes cuencas hidrográficas del Parque Natural y, con más detalle, la cuenca de la laguna Grande de Peñalara y la Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara (CEAP), que suponen el área de estudio de este libro. En el apartado 4 se comenta la metodología empleada. El apartado 5 está dedicado a la meteorología observada en el área de estudio, como factor imprescindible para comprender el funcionamiento limnológico de la laguna. El apartado 6 sintetiza la información disponible sobre la laguna de Peñalara en cuanto a características físico-químicas (apartados 6.1 a 6.12), sobre la biota presente en la laguna (apartado 6.13) y sobre los problemas ambientales detectados y la corrección de impactos (apartado 7). Por último, el apartado 8 trata sobre las técnicas paleolimnológicas aplicadas a la laguna de Peñalara y los principales resultados que han aportado. Los aspectos históricos relacionados con la visita o el trabajo de diferentes naturalistas en este espacio natural pueden consultarse en un interesante artículo de Manuel Toro (en prensa).

Este libro recoge información sobre el seguimiento limnológico de la laguna Grande de Peñalara hasta finales del mes de junio de 2005.

2. EQUIPO DE TRABAJO

La recogida de información, tratamiento, síntesis y la redacción de este libro ha sido realizada por Ignacio Granados, basándose en diversos informes inéditos. No obstante, son numerosas las personas que han intervenido o colaborado de un modo u otro en la realización del seguimiento limnológico de la laguna Grande de Peñalara.

El marco conceptual del seguimiento limnológico ha sido desarrollado por Carlos Montes, Manuel Toro e Ignacio Granados, en coordinación con el Director-Conservador del Parque Natural de Peñalara, Juan Vielva.

Los muestreos de campo han sido realizados por Ignacio Granados, Manuel Toro y Ángel Rubio, con la colaboración de numerosos ayudantes de campo: Paloma Alcorlo, Rocío Alonso, Victoria Bermejo, Ana Bermejo, Constantin Cazacu, María Luz de Pablos, Yolanda Díaz, Francisco García, Lidia González, Juana Hidalgo, Judit Makk, Susana Ramírez, Santiago Robles, José Miguel Rodríguez, Andrés Rodríguez y José Luis Vargas.

Las determinaciones biológicas han sido realizadas por Juan José Aldasoro, Caridad de Hoyos, Ignacio Granados, Ana Negro, Santiago Robles, Susana Romo, Ángel Rubio y Manuel Toro.

Los análisis hidroquímicos han sido realizados por Susana Escribano, Ignacio Granados, Nieves López, y Ángel Rubio.

Las dataciones radiométricas del testigo de sedimento fueron realizadas por Peter Appleby (University of Liverpool).

Los datos meteorológicos de la Red Meteorológica del Parque Natural de Peñalara han sido compilados y validados por Luis Durán Montejano.

El seguimiento limnológico de la laguna Grande de Peñalara ha sido financiado por el Parque Natural de Peñalara (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid).



*Hállanse en estos montes lagos de algunas toesas;
puros como cristales, azules cual turquesas,
joyeles desprendidos del áureo anillo aquel
que llevaba en su dedo el angel Ituriel;
donde la cabra humilde, al beber se imagina
que lame el cielo azul en su agua cristalina*

Teofilo Gautier
Los Ojos Azules de la Montaña (1840), traducido por Enrique de la Vega

3. LOCALIZACIÓN

3.1 LOS HUMEDALES DEL MACIZO DE PEÑALARA

El Macizo de Peñalara es el relieve culminante de la sierra de Guadarrama (2428 m.s.n.m.) ocupando el extremo meridional de los Montes Carpetanos. Su gran valor ecológico fue ya reconocido en 1930, con la declaración de este lugar como Sitio Natural de Interés Nacional, una de las declaraciones de espacios naturales más temprana de la historia del conservacionismo español. En 1990 cambió su categoría de protección, pasando a denominarse *Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara* (Figura 1).

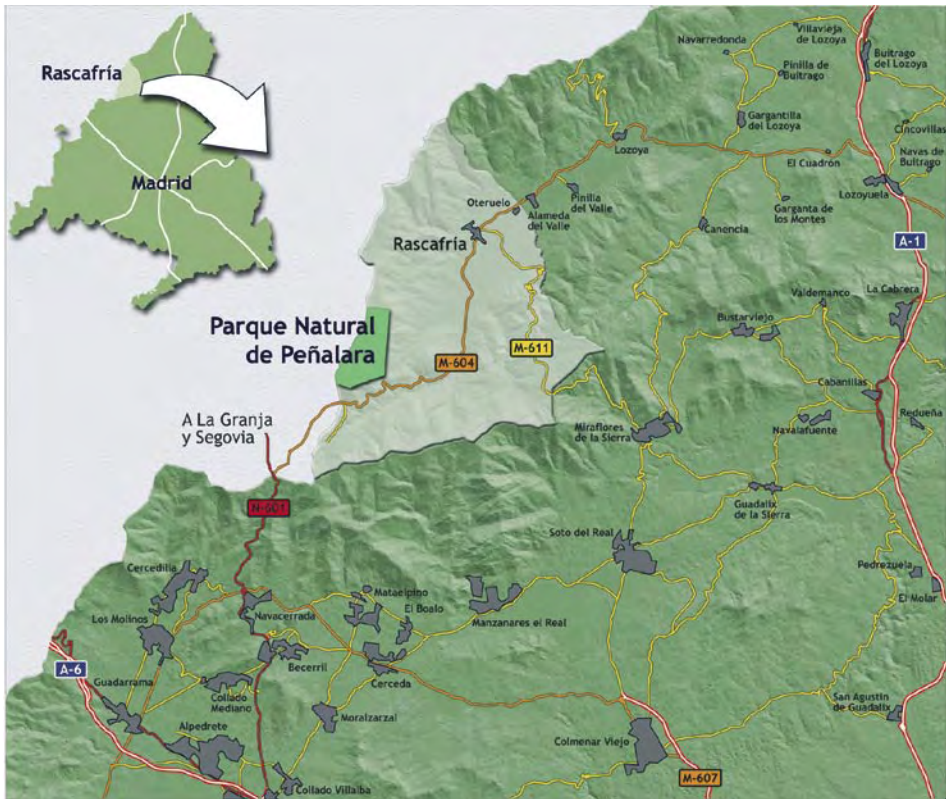


Figura 1. Localización del Parque Natural de Peñalara en la Comunidad de Madrid.

Con tan sólo 768 hectáreas de superficie, este Parque Natural es uno de los rincones más importantes de la Comunidad de Madrid, como mejor representante de los ecosistemas de alta montaña de la sierra de Guadarrama. Entre sus valores más significativos se encuentran la presencia de un rico y variado mosaico de

hábitats, la existencia de numerosas especies singulares, además de un extraordinario conjunto geomorfológico de origen glaciar.

Pero, a los efectos de este libro, el Macizo de Peñalara cobra un especial valor por contener una serie de humedales de alta montaña de gran interés y que, por su alto valor ecológico, han merecido ser incluidos en el listado de Humedales de Importancia Internacional del Convenio Ramsar. Así, se han inventariado 242 charcas y lagunas naturales de alta montaña de origen glaciar (Figura 2), sin contar las numerosas turberas existentes en este espacio (Toro y Granados, 1998b). Se trata de charcas y lagunas epigénicas, permanentes o temporales, sometidas a un régimen pluvionival y con una elevada tasa de renovación. En general son charcas y lagunas de aguas ácidas, de mineralización muy débil, escasamente tamponadas y oligotróficas. De entre todos estos humedales destaca la laguna Grande de Peñalara por su tamaño y localización en un circo de singular belleza (Foto 1).



Foto 1. Laguna Grande de Peñalara.

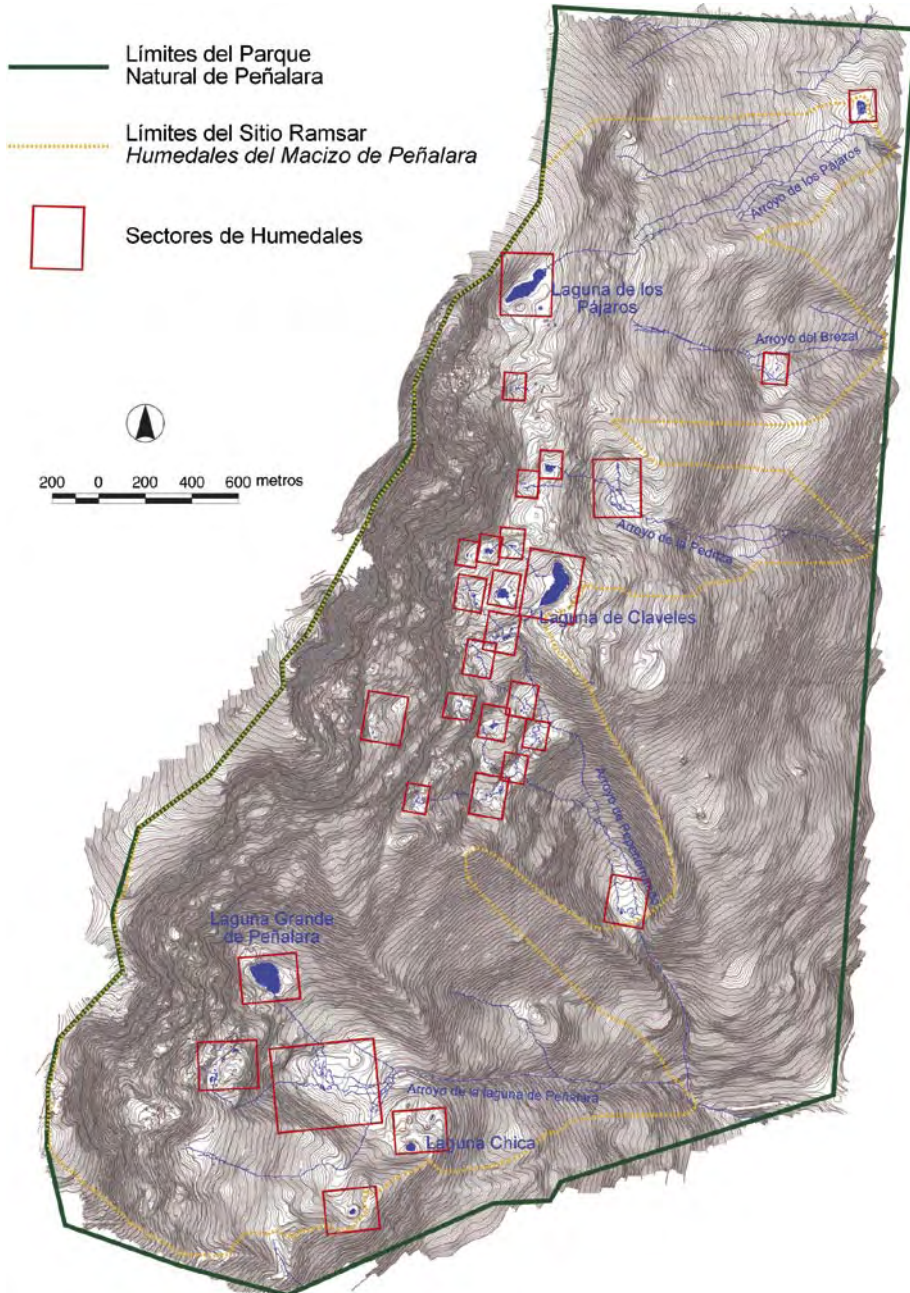


Figura 2. Límites del Sitio Ramsar de los Humedales del Macizo de Peñalara, junto con los principales sectores de humedales y lagunas del Parque Natural.

3.2 CUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA

La cuenca hidrográfica o de captación se define como la superficie donde las gotas de lluvia tienden a ser drenadas hacia un mismo punto de salida. La Figura 3 muestra las diferentes cuencas hidrográficas de los arroyos que nacen en el Parque Natural de Peñalara. Dado que la unidad de gestión mínima en términos ecológicos debe ser la cuenca de captación, es fundamental tener una delimitación precisa de las unidades hidrológicas presentes en el Parque Natural de Peñalara a distintas escalas jerárquicas. Así, a gran escala el área de estudio está en la cuenca alta del río Lozoya, perteneciente a la cuenca hidrográfica del Tajo. Dentro de la cuenca del río Lozoya, en el Parque Natural se distinguen tres grandes zonas (Figura 3, arriba a la izquierda): la cuenca del arroyo de la Angostura, la cuenca del arroyo de la Umbría y la cuenca del arroyo de El Pedrosillo, que superficialmente comprenden el 52,6%, el 42,1% y el 5,3% respectivamente.

Si nos centramos sólo en el interior del Parque Natural, se pueden delimitar las diferentes cuencas pertenecientes a cada uno de los arroyos que nacen en esta vertiente del macizo de Peñalara (Figura 3): arroyo de la laguna de Peñalara, arroyo de Pepehernando, arroyo de La Pedriza, arroyo del Brezal, arroyo de los Pájaros y arroyo de Hoyoclaveles. Las superficies de cada una de estas cuencas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Superficies de las cuencas de captación de los diferentes arroyos que nacen en el interior del Parque Natural de Peñalara

Cuenca	Superficie (ha)
Arroyo de la laguna de Peñalara	207,0
Arroyo de Pepehernando	135,3
Arroyo de La Pedriza	63,2
Arroyo del Brezal	57,0
Arroyo de los Pájaros	49,3
Arroyo de Hoyoclaveles	34,9

Realmente, tan sólo la cuenca del arroyo de la laguna Grande de Peñalara y la del arroyo de Pepehernando están definidas dentro del Parque Natural por un punto con un sentido ecológico (la intersección de ambos arroyos). El resto de cuencas mostradas por la Figura 3 se definen por el punto en que cada arroyo cruza los límites del Parque Natural.

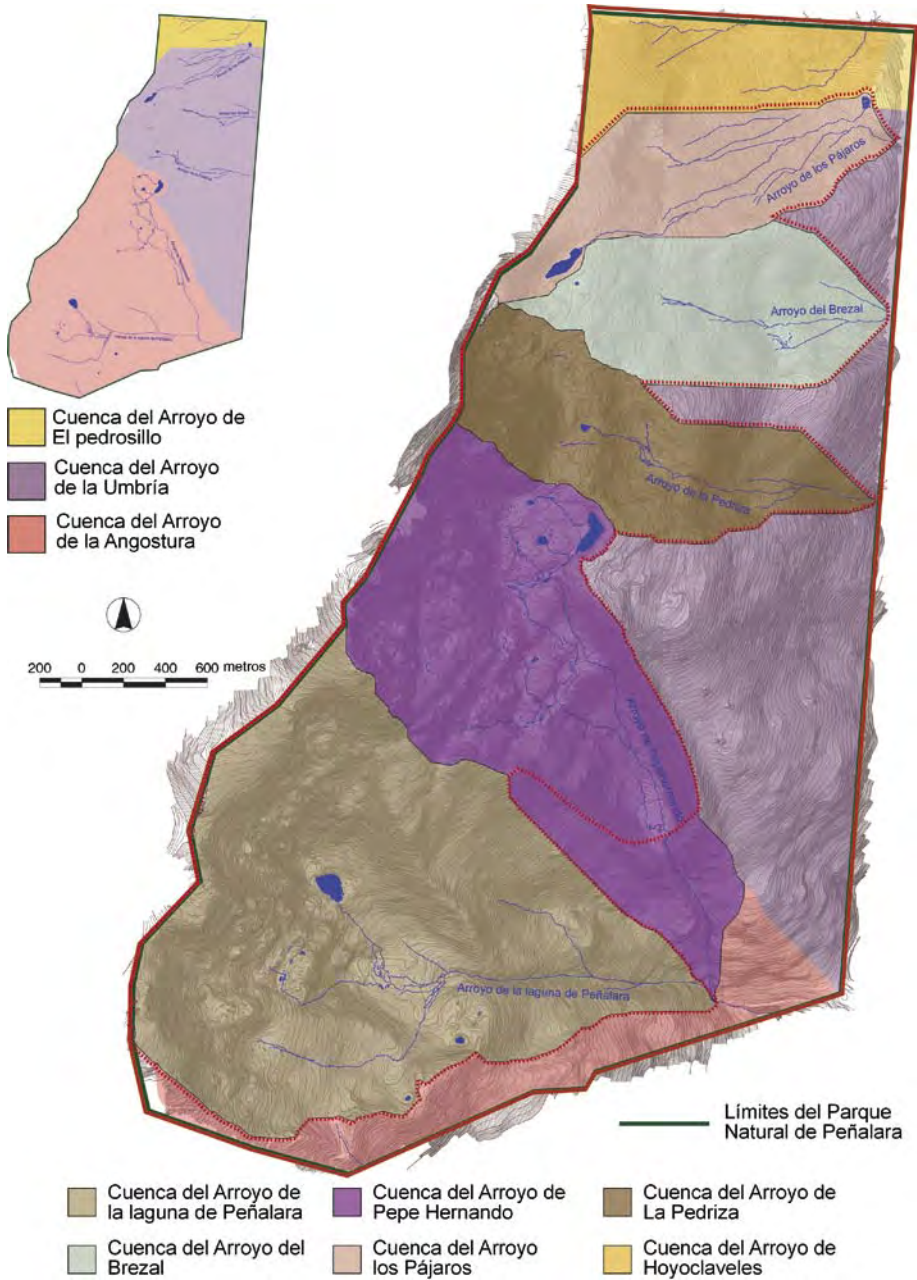


Figura 3. Cuencas hidrológicas del Parque Natural de Peñalara.

3.3 CUENCA EXPERIMENTAL DEL ARROYO DE PEÑALARA (CEAP)

Desde el punto de vista del estudio de la laguna de Peñalara, es fundamental delimitar claramente su cuenca de captación. No obstante, esta cuenca está incluida en otra algo más amplia y que puede servir para caracterizar los procesos hidroecológicos que ocurren en una pequeña cuenca de alta montaña en la sierra de Guadarrama. Así, se ha establecido la *Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara* (CEAP, Figura 4). Está definida por el punto en que el arroyo de Peñalara sale de la hoya del mismo nombre, lugar donde está ubicada una estación de aforos y un chozo de vigilancia. En la Figura 4 se han señalado las diferentes subcuencas que integran la CEAP, así como las dos cuencas endorreicas pertenecientes a la charca de Valcotos y la Laguna Chica. Las superficies de todas estas unidades hidrológicas se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Clasificación jerarquizada de las superficies hidrológicas de la *Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara*, incluyendo dos cuencas endorreicas contiguas

Cuenca	Subcuenca	Subcuenca	Superficie (ha)
Arroyo de la laguna de Peñalara (CEAP)			136,33
	Laguna de Peñalara		46,55
	Arroyo del Zabala		7,72
	Arroyo de Dos Hermanas		41,63
Circo de Dos Hermanas		12,65	
Laguna Chica			3,11
Charca de Valcotos			0,70

La CEAP presenta una gran heterogeneidad de hábitats (Figura 5) para su pequeño tamaño. La cuenca se encuentra íntegramente por encima del límite altitudinal del bosque, por lo que presenta una mezcla de matorrales y pastizales de alta montaña, intercalados con áreas más o menos rocosas. La Tabla 3 presenta el porcentaje superficial que ocupa cada uno de estos hábitats en la CEAP.

Tabla 3. Superficie y porcentaje de los distintos hábitats de la Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara

Cuenca	Superficie (ha)	Porcentaje
Piornales	45,3	33,2%
Roquedos, elevada pendiente	31,8	23,3%
Gleras, grandes bloques	16,5	12,1%
Prados húmedos, cervunales	12,8	9,4%
Enebrales de cumbre	10,1	7,4%
Zonas alteradas	5,3	3,9%
Cervunales/Piornales	4,9	3,6%
Pedreras de cantos	3,4	2,5%
Pastizales de cumbre	3,1	2,3%
Rellanos rocosos	2,3	1,7%

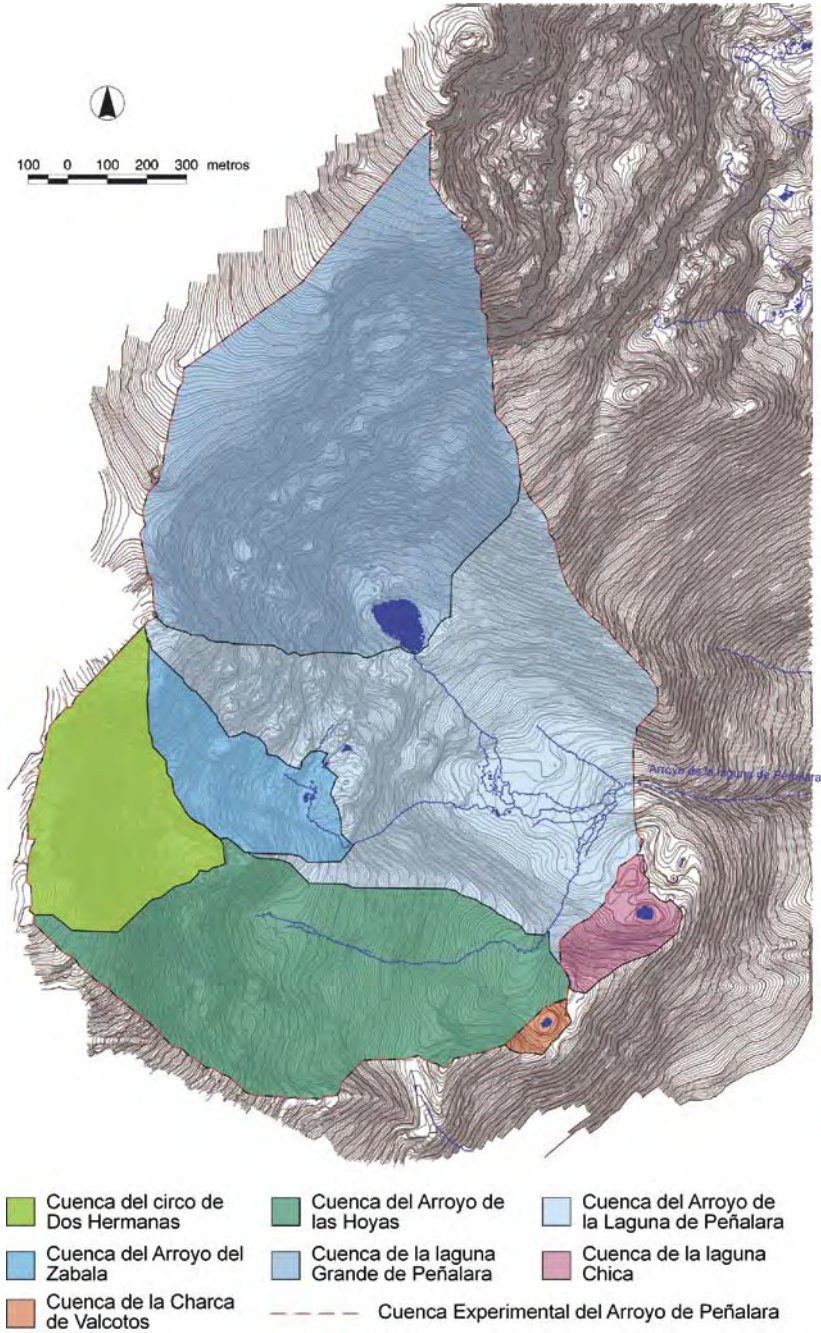


Figura 4. Cuenca Experimental de Arroyo de Peñalara (CEAP), junto con las diferentes subcuencas que comprende

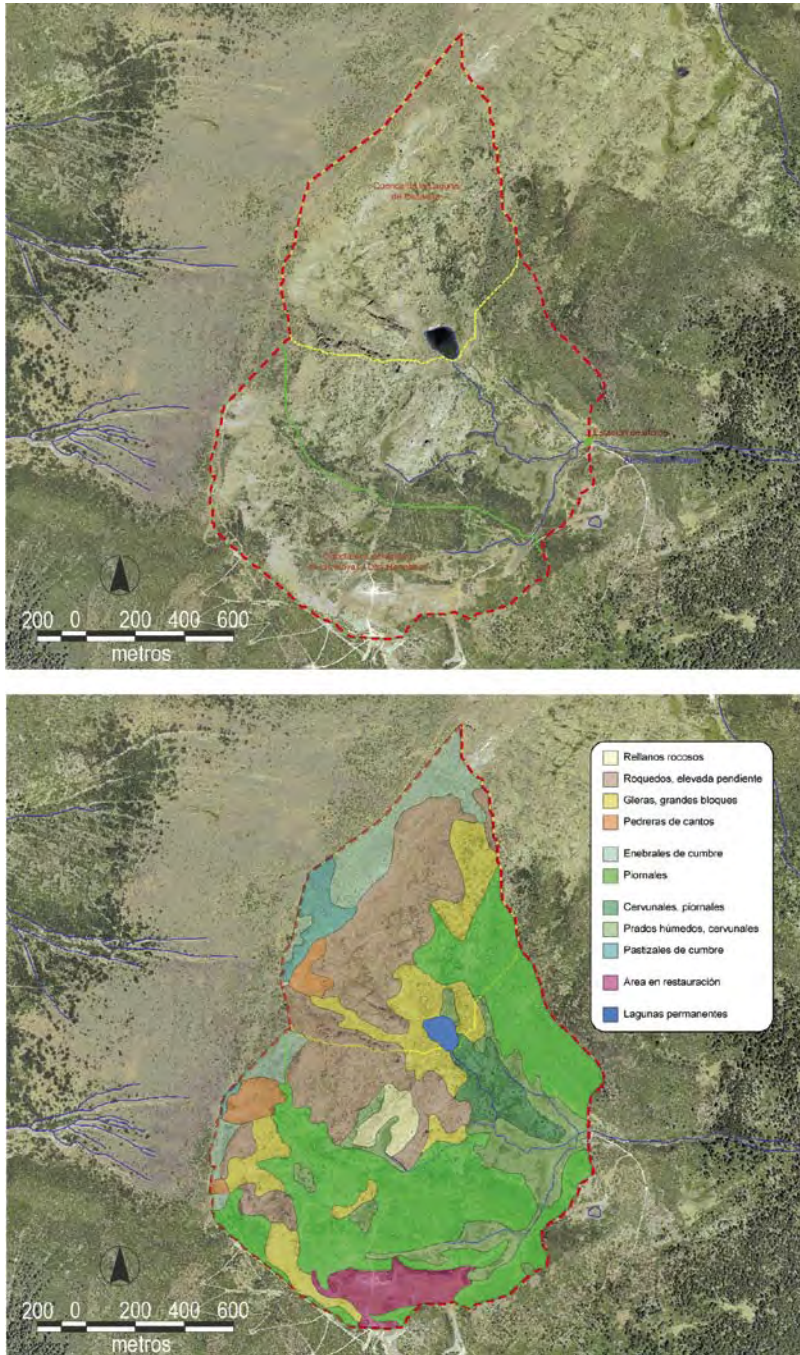


Figura 5. Ortofoto de la Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara (arriba), donde se han señalado las dos subcuencas más importantes: la de la laguna de Peñalara y la del arroyo de las Hoyas/Dos Hermanas. En la parte inferior se muestran los diferentes hábitats de la CEAP

Dado que el objeto principal de este libro es la laguna Grande de Peñalara, es necesario conocer algunos datos relativos exclusivamente a la cuenca de captación de esta laguna:

Tabla 4. Características de la cuenca de captación de la laguna Grande de Peñalara

Parámetro	Superficie (ha)
Altitud min-max	2.017-2401 msnm
Altitud media	2.199 msnm
Altitud rango	384 m
Superficie (proyección 2D)	465.560 m ²
Superficie (3D)	544.588 m ²
Pendiente media	47,7%

La Figura 6 presenta los histogramas de la altitud y la pendiente de la cuenca de la laguna Grande, donde se muestra el porcentaje de superficie de la cuenca que está a una determinada altitud o tiene una determinada pendiente.

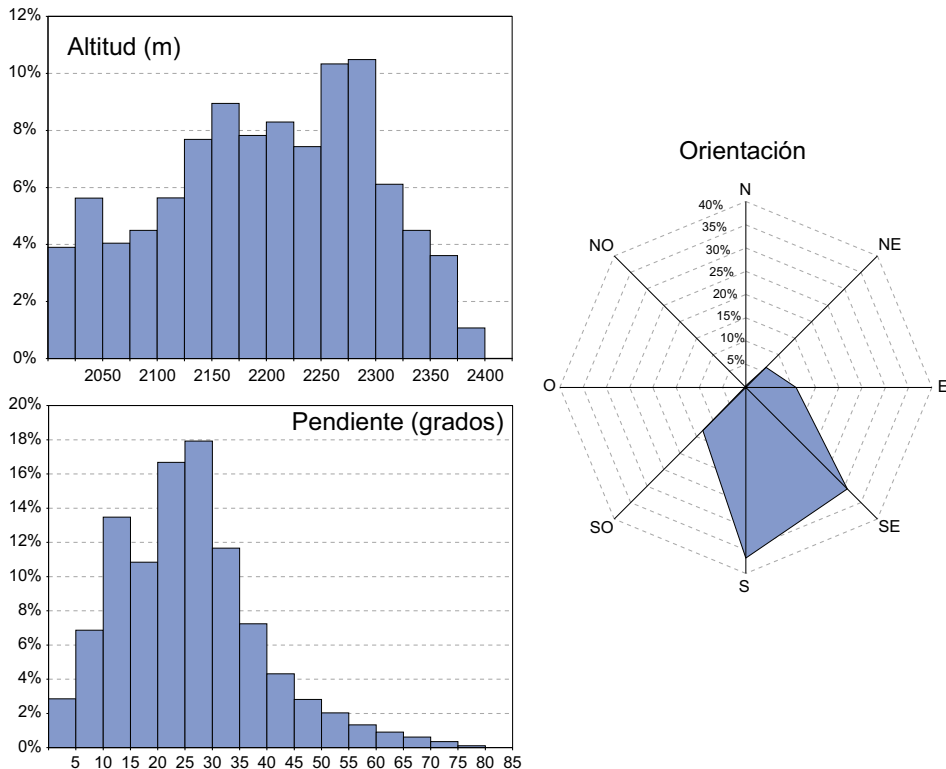


Figura 6. Histogramas de la altitud y la pendiente de la cuenca de la laguna Grande de Peñalara (izquierda). Porcentaje de la superficie orientado a los distintos puntos cardinales (derecha).

En el histograma de altitudes se ve que predominan las altitudes medias: dos tercios de la superficie de la cuenca están comprendidos entre los 2100 y los 2300 metros de altitud, mientras que sólo una pequeña parte de la cuenca se sitúa a mayor altitud (15%) o por debajo de esta cota (16,9%). Es remarcable que algo más del 20% de la superficie de la cuenca se encuentra en un rango altitudinal muy concreto, entre 2250 y 2300 m de altitud.

Por su parte, el histograma de pendientes muestra claramente las fuertes pendientes predominantes en la cuenca. Tan sólo algo menos del 3% de la superficie de la cuenca tiene una pendiente menor de 5 grados (equivalente a una pendiente del 9%), mientras que algo más del 12% de la cuenca tiene pendientes superiores a los 45 grados, es decir, pendientes superiores al 100%.

Además, la Figura 6 muestra también el porcentaje de la superficie de la cuenca que está orientada a cada uno de los puntos cardinales. Como puede verse, la mayor parte de la superficie está expuesta al sur (37%) o al sureste (31%).

Por último, la Tabla 5 recoge el porcentaje superficial que ocupa cada uno de los hábitats de la cuenca de la laguna. Como puede verse, se trata de una cuenca predominantemente rocosa y con una escasa cobertura vegetal y un desarrollo de suelos muy incipiente.

Tabla 5. Superficie y porcentaje de los distintos hábitats de la cuenca de la laguna de Peñalara

Hábitat	Superficie (ha)	Porcentaje
Roquedos, elevada pendiente	19,13	41,8%
Gleras, grandes bloques	8,55	18,7%
Enebrales de cumbre	7,51	16,4%
Piornales	5,98	13,1%
Pastizales de cumbre	2,89	6,3%
Pedreras de cantos	1,23	2,7%
Prados húmedos, cervunales	0,42	0,9%
Cervunales/Piornales	0,05	0,1%

4. METODOLOGÍA

4.1 FÍSICO-QUÍMICA. COLUMNA DE AGUA

Generalmente el seguimiento limnológico de la laguna Grande de Peñalara ha sido realizado con una cadencia mensual, aunque en determinadas ocasiones no se ha podido realizar el muestreo por diversos motivos (climatología adversa, avería grave en el material o en los aparatos de muestreo, etc.).

El muestreo, durante la época libre de hielo, se ha realizado desde una barca neumática ligera a remo. En el punto de máxima profundidad está instalada una boya, al objeto de facilitar las tareas de muestreo. Durante los meses invernales se ha utilizado una broca especial para atravesar la cubierta de hielo de la laguna.

En cada muestreo se han recogido los siguientes aspectos:

- Condiciones ambientales: descripción de las condiciones ambientales durante el muestreo (temperatura ambiental, nubosidad, viento, precipitación, meteorología de los últimos días, etc.) Igualmente, se ha procedido a la inspección visual de los márgenes de la laguna para comprobar la evolución de las zonas erosionadas.
- Cubierta de hielo: descripción de la cubierta de hielo, en cuanto a densidad, granulometría, estratigrafía y heterogeneidad espacial.
- Columna de agua: Se ha efectuado un perfil de la estructura físico-química de la columna de agua, cada 0,5 m. Dicho perfil incluye la temperatura, el pH, la conductividad y el oxígeno disuelto. La medición se ha realizado *in situ* por medio de aparatos de campo calibrados para este tipo de agua y altitud. Para la medida de la transparencia se ha utilizado un disco de Secchi.
- Hidroquímica: Las muestras para el análisis hidroquímico se han tomado en el punto de máxima profundidad, con ayuda de una botella de muestreo en profundidad tipo Kemmerer de 2,2 l., tanto desde la barca como a través del agujero perforado en la cubierta invernal. Las muestras de agua obtenidas han sido conservadas en oscuridad y refrigeradas durante su traslado al laboratorio. Para el análisis de pigmentos fotosintéticos se han filtrado volúmenes conocidos de agua a través de un filtro Whatman GF/C. Dichos filtros se han introducido en viales *Corning* con 5 ml de acetona al 90%, y se han transportado refrigerados al laboratorio. Posteriormente se ha procedido a la cuantificación de los pigmentos de acuerdo a las fórmulas propuestas por Jeffrey y Humphrey (1975).

Posteriormente, las muestras obtenidas han sido procesadas en el laboratorio, de acuerdo a la siguiente metodología:

- Hidroquímica: La metodología empleada en la caracterización físico-química se resume en la Tabla 6. Las muestras se han analizado por orden de prioridad

respecto a la capacidad de conservación del analito en cuestión en condiciones de oscuridad y refrigeración. En cualquier caso, el fósforo reactivo soluble, el amonio y el nitrito se han analizado en menos de 24 h.

Tabla 6. Metodologías empleadas en los análisis físico-químicos

Análisis	Método
Conductividad	Electrometría <i>in situ</i>
pH	Electrometría <i>in situ</i>
Temperatura	Electrometría <i>in situ</i>
Alcalinidad	Titulación potenciométrica (Catalán y Camarero, 1988)
Iones mayoritarios	Electroforesis Iónica Capilar (CIA; Krol <i>et al.</i> , 1997)
Nitratos	Espectrofotometría (Ultravioleta selectivo; APHA, 1992 4500 NO ₃ -B)
Nitritos	Espectrofotometría (método del NNED; APHA, 1992 4500 NO ₂ -B)
Amonio	Electroforesis Iónica Capilar (CIA; Krol <i>et al.</i> , 1997)
Fósforo total	Espectrofotometría (Digestión K ₂ S ₂ O ₈ , Azul Molib.; APHA, 1992 4500 P-E)
Nitrógeno total	Espectrofotometría (Digestión K ₂ S ₂ O ₈ , D'elia <i>et al.</i> 1977)

Con los resultados analíticos se ha seguido un programa de control de calidad analítico (AQC), que incluye controles internos y externos al laboratorio. El control de calidad externo se ha basado en la realización de intercalibraciones con muestras-problema de concentraciones similares a las esperables en los lagos de alta montaña (proyecto AQUACON-MedBas; Mosello *et al.*, 1995, 1998). El control de calidad interno se ha basado en el seguimiento de las *buenas prácticas de laboratorio* (GLP), la utilización de métodos certificados por distintas entidades de certificación analítica y la validación de los datos obtenidos. Esta validación se ha realizado por medio del cálculo del balance iónico y la comparación entre la conductividad medida y la calculada a partir de las concentraciones iónicas. El control del balance iónico se basa en la electroneutralidad del agua, de manera que el total de cargas positivas y negativas debe ser igual. El límite de los errores aceptables varía con la concentración iónica total, siendo aceptables porcentajes menores cuanto mayor sea ésta, aunque diferentes autores señalan distintos límites en función de la concentración total de la muestra. En nuestro caso se ha seguido un criterio muy conservador para este tipo de aguas de escasa mineralización, aceptando únicamente aquellas muestras en las que la diferencia del porcentaje iónico fuese menor de $\pm 15\%$. La diferencia del porcentaje iónico se ha calculado de la siguiente manera:

$$PD = 100 * (\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}) / (\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones})$$

Con las muestras que superaban este primer control, se comparaba la conductividad medida y la calculada para la validación completa de esa muestra.

4.1.1 Ciclo de 24 horas

Coincidiendo con el período de máxima producción primaria observado en años anteriores (agosto-septiembre), desde el atardecer del día 20 de agosto de 1997 hasta el amanecer del día 22 se procedió a medir en continuo una serie de parámetros limnológicos y ambientales para poder caracterizar la variabilidad de los mismos a lo largo de un ciclo diario. Para ello se dispuso en el punto de máxima profundidad un datalogger o registrador de datos conectado a diversos sensores (radiación, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto) situados a diferentes profundidades de la columna de agua.

4.2 BIOTA

El muestreo del plancton se ha realizado en el punto de máxima profundidad utilizando redes de 40μ y 153μ de tamaño de poro, para asegurar la captura de las especies de menor tamaño (rotíferos). Para el zooplancton se han efectuado perfiles integrados desde el fondo de la laguna hasta la superficie en número variable, según la densidad del mismo. En el interior del limnocorral pelágico, así como en la columna de agua libre, también se recogió durante el experimento con limnocorrales una muestra cuantitativa de zooplancton con ayuda de una trampa tipo Patalas de 15 l. Con el fitoplancton se han llevado a cabo barridos de red por la laguna para recoger la mayor diversidad posible de especies, tomando una segunda muestra directamente de la botella Kemmerer integrando diferentes profundidades para el análisis cuantitativo. Las muestras han sido fijadas con formol al 4% en botes de plástico de 50 ml en el caso del zooplancton y con lugol al 4% en botes de vidrio de 250 ml para el fitoplancton. Para la identificación del zooplancton y fitoplancton se ha empleado un microscopio estereoscópico binocular y un microscopio binocular. En el caso de los barridos de zooplancton, al no conocerse el volumen filtrado, se ha empleado el porcentaje relativo de cada especie, basado en un conteo mínimo de 100 individuos.

Los muestreos del bentos litoral de la laguna se efectuaron en diferentes substratos: limo, piedras y arena, con el fin de recoger toda la diversidad de especies existentes posible. Para ello se ha utilizado, en las muestras cualitativas, una red de mano de 200μ de poro así como la recolección directa a mano. Las muestras se han guardado en botes de plástico fijadas con formol al 4%. Para las muestras cuantitativas se ha utilizado un core tipo *Kajak* de 5 cm de diámetro. Para la separación de los invertebrados bentónicos se ha empleado una mesa de luz y, en su caso, el tamizado de la muestra con tamices de acero inoxidable de 125μ y 350μ . La determinación se ha realizado con ayuda de un microscopio estereoscópico binocular y, en los ejemplares que lo requieran, un microscopio binocular.

4.3 TRAMPAS DE SEDIMENTO

Las trampas de sedimento se encuentran emplazadas en la zona de máxima profundidad de la laguna, con arreglo a la metodología descrita por Wathne y Hansen (1997).

En cada muestreo se ha recogido el material acumulado en las trampas de sedimento colocadas en la visita anterior (tres réplicas por profundidad). Para ello se han izado las trampas de su posición habitual y se ha desechado la mayor cantidad posible de agua sobrenadante. Posteriormente se ha recogido en botes de plástico el material sedimentado, junto con una pequeña proporción de agua, y ha sido fijado con lugol.

Ya en el laboratorio, se han lavado filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C con 300 ml de agua destilada y se han desecado en estufa a 105°C durante 24h. Estos filtros se han pesado y empleado para recoger el sedimento por medio de filtración con una bomba de vacío. A continuación se han desecado en estufa a 105°C durante 24h y se han incinerado a 550°C durante 2 horas. El pesaje intermedio entre cada paso de este proceso ha permitido conocer el peso seco sedimentado (DW) y el porcentaje de materia orgánica¹ (LOI).

4.4 ERRADICACIÓN DEL SALVELINO

Para la erradicación del salvelino se emplearon redes de agalla hechas con hilo de nailon. Cada red consta de 12 paneles de 2,5 m de largo por 1,5 m de ancho, de manera que su longitud total es de 30 m. Como es una red diseñada para estudios ecológicos y no específicamente para erradicación, los paneles están ordenados al azar para asegurar la aleatoriedad de las muestras.

La erradicación comenzó el día 2 de agosto de 1999, cuando se instalaron en la laguna Grande de Peñalara 4 redes de agalla de tamaño creciente tipo Nordic Surveynet, por medio de boyas y pesos muertos. Del 2 de agosto al 24 de septiembre de 1999 las redes fueron examinadas en 20 ocasiones. Cada red examinada fue revisada, se limpió de perifiton y fue recolocada adecuadamente. Las redes fueron retiradas en dos ocasiones para realizar una limpieza exhaustiva en el laboratorio, mientras que el emplazamiento de las redes fue cambiado en cinco ocasiones. La noche del 16 al 17 de agosto fueron robadas dos de las redes, por lo que la eficacia de la erradicación disminuyó notablemente. Con la llegada de fuertes tormentas y mal tiempo a principios de octubre finalizó la primera campaña de campo de la erradicación, retirándose las redes de la laguna de Peñalara.

1. En realidad, la *perdida en ignición* (*Loss on Ignition*, LOI) no es exactamente equivalente al contenido de materia orgánica, ya que no toda la materia que se quema a 550°C es materia orgánica. No obstante, dado que es una medida relativamente simple y que supone una estimación muy razonable de la materia orgánica, se ha generalizado su uso en paleolimnología como equivalente.

La segunda campaña comenzó a principios de junio de 2000, aunque no se pudieron reemplazar las redes robadas hasta principios de agosto. Esto motivó un cierto retraso en las tareas de erradicación al no poder disponer de todas las redes necesarias hasta mediados de verano. Sin embargo, ese año se ensayó una nueva estrategia de erradicación que ha demostrado una alta efectividad. Al poder disponer de cinco redes *Nordic Survey Net*, ha sido posible ir cercando distintas parcelas de la laguna. En cada una de estas parcelas un buceador iba recorriendo sistemáticamente el fondo y los posibles refugios del salvelino, por lo que éstos al escapar caían en las redes. Gracias a estas actividades subacuáticas, se observó que los ejemplares de menor tamaño se concentraban casi con exclusividad en las zonas más someras de la laguna. Por esta razón, las redes se dispusieron paralelamente al litoral mientras nuevamente un buceador se encargaba de ahuyentar a los salvelinos hacia las redes. De esta manera, la tasa de captura sobre los ejemplares de la clase 0+ aumentó considerablemente. Esta técnica mejora de forma notable la descrita originalmente por Knapp y Matthews (1998), en la que los ejemplares juveniles menores de 110 mm se capturan con dificultad.

En los ejemplares capturados se midió la longitud total y furcal, así como el peso con una balanza de precisión (Precisa 600C). Con posterioridad han sido congelados en envoltorios individuales, debidamente identificados, para un futuro estudio de la población con mayor detalle.

4.5 TESTIGOS DE SEDIMENTO

Los testigos de sedimento empleados en los análisis paleolimnológicos fueron obtenidos en la zona de máxima profundidad de la laguna utilizando dos tipos de *corer*: uno gravitacional (*Glew corer*) y otro de pistón (*Livingstone corer*). Los testigos de sedimento fueron laminados a intervalos de entre 0,5 y 2 cm, procurando obtener mayor resolución en el sedimento más superficial. De cada una de estas láminas se extrajo diferentes submuestras, tanto para realizar la datación radiométrica (Appleby *et al.*, 1986), como los diferentes análisis paleolimnológicos: peso seco, materia orgánica, diatomeas, polen, metales pesados, partículas carbonáceas, etc. Todos estos análisis se realizaron siguiendo técnicas estándar (Battarbee, 1986; Moore *et al.*, 1991; Rose, 1990).



Es en el dantesco y ruinoso circo de la Laguna Grande lugar donde se aprecia la destructora acción de la intemperie. El caótico canchal no es otra cosa que las ruinas de muros, cornisas y crestas que los cambios de temperatura y el hielo han hecho saltar en pedazos.

Carlos Vidal y Box
Macizo de Peñalara. Descripción geográfico-geológica e itinerarios (1931)

5. METEOROLOGÍA

Las características físicas de un ecosistema van a determinar su dinámica y estructura biológica, estableciendo su productividad y cambios estacionales (Catalán, 1988). Dicha variabilidad estacional está especialmente marcada en los lagos de alta montaña. En este apartado se sintetiza la información meteorológica disponible, con el objeto de caracterizar climáticamente la zona de estudio.

Esta información se basa en la disponibilidad de estaciones meteorológicas en las cercanías, pertenecientes al Instituto Nacional de Meteorología (INM) y a la Red Meteorológica del Parque Natural de Peñalara (RMPNP).

5.1 ESTACIONES METEOROLÓGICAS

La estación meteorológica del Instituto Nacional de Meteorología (INM) más cercana a la zona de estudio es la del Puerto de Navacerrada, situada a unos 6-7 Km de distancia y a 1890 m de altitud. Esta estación, por la calidad de los datos ofertados y su continuidad histórica (operativa desde mediados del siglo XX), ha sido de gran utilidad para evaluar las condiciones climatológicas de la zona y la evolución meteorológica durante el período de estudio.

El Parque Natural ha desarrollado una red propia de estaciones meteorológicas, con el objetivo de realizar un seguimiento y caracterización muy detallada de las condiciones climatológicas de su ámbito, con evidentes aplicaciones en la gestión y conservación de las especies y ecosistemas presentes en el Espacio Protegido. La Red Meteorológica del Parque Natural de Peñalara (RMPNP) cuenta con tres estaciones principales y con siete balizas meteorológicas (Foto 2). Estas balizas son un prototipo de estación meteorológica completamente autónoma y adaptada a las duras condiciones de la alta montaña.

La implantación de la RMPNP se ha realizado desde el año 1998, aunque no ha estado plenamente operativa hasta entrado el siglo XXI. Por ello, la descripción climatológica de la zona y de la evolución de la meteorología durante la realización del seguimiento limnológico ha de basarse necesariamente en los datos suministrados por la estación del puerto de Navacerrada del INM. No obstante, una vez comentadas las principales tendencias y acontecimientos meteorológicos de estas últimas décadas, se comentarán algunos resultados preliminares de los datos aportados por la RMPNP (apartado 5.2.2.5) y que complementan la información suministrada por la estación del puerto de Navacerrada. Por ello, la Tabla 7 muestra la ubicación y características de las estaciones de la RMPNP.



Estación de Cabeza Mediana



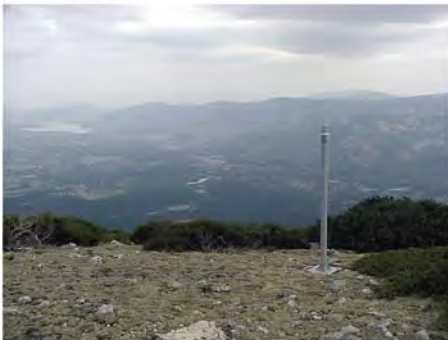
Estación del Refugio Zabala



Baliza de la Hoya de Pepe Hernando



Baliza del Pico de Peñalara



Baliza del Operante



Baliza de las Charcas del Pico

Foto 2. Algunas de las estaciones principales y balizas meteorológicas de la Red Meteorológica del Parque Natural de Peñalara

Tabla 7. Ubicación y características de las estaciones de la RMPNP

Código	Nombre	Localización UTM		Altitud (m)	Parámetros
		X	Y		
28120004	Puerto de Los Cotos	419076,0	4520025,2	1860	Temperatura, precipitación, velocidad y dirección del viento.
28120003	Refugio Zabala	419300,9	4521330,2	2080	Temperatura, humedad relativa, precipitación, velocidad y dirección del viento, radiación solar
28120002	Cabeza Mediana	423456,0	4522021,2	1685	Temperatura, precipitación, velocidad y dirección del viento.
28120101	Pico de Peñalara	419546,6	4522738,0	2414	Temperatura, humedad relativa, precipitación.
28120102	Pared Negra	419259,4	4521947,1	2174	Temperatura, humedad relativa, precipitación.
28120103	Dos Hermanas	418776,0	4521355,1	2237	Temperatura, humedad relativa, precipitación.
28120104	Chozo de Aforos	419830,9	4521324,1	1937	Temperatura, humedad relativa, precipitación.
28120105	Operante	421429,6	4524480,3	1935	Temperatura, humedad relativa, precipitación.
28120106	Hoya de Pepe Hernando	420490,4	4522022,3	1897	Temperatura, humedad relativa, precipitación.
28120107	Charca del Pico	419878,6	4522282,3	2138	Temperatura, humedad relativa, precipitación.

La RMPNP registra menos variables que la estación del INM del puerto de Navacerrada, pero tiene la gran ventaja de encontrarse en el área de estudio y abarcar un amplio rango de altitudes (Figura 7).

Las zonas de alta montaña presentan unas condiciones muy adversas para la medida meteorológica. Entre los factores que suponen una dificultad en la implantación de una red meteorológica de alta montaña se encuentran:

- Temperaturas extremas, en ocasiones cercanas al umbral de funcionamiento de gran parte de los circuitos electrónicos.
- Fuerte oscilación térmica, que ocasiona procesos de dilatación-contracción que pueden afectar a la estanqueidad de los equipos.
- Alta radiación, que origina problemas de corrosión y de ventilación.
- Alta humedad relativa, que favorece los procesos de condensación (corrosión) y deriva de algunos sensores.
- Acumulación de nieve, que podría llegar a cubrir la estación por completo.

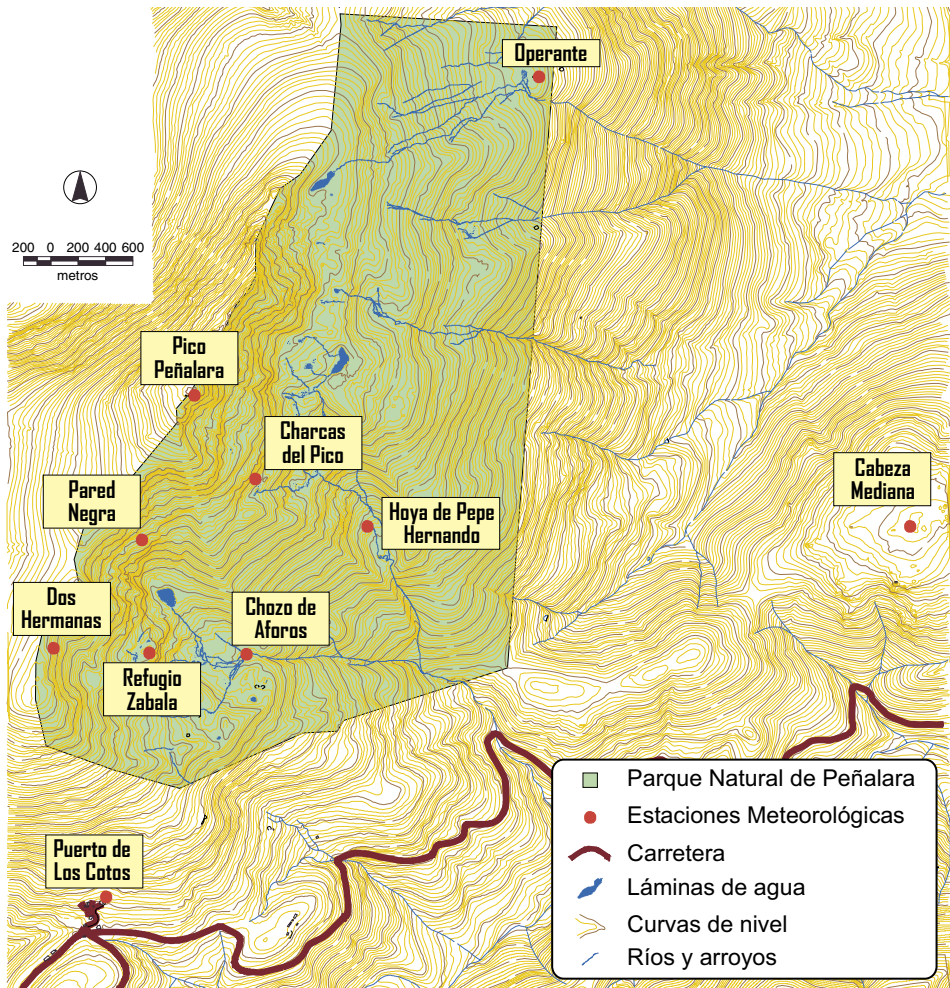


Figura 7. Localización de las estaciones meteorológicas de la RMPNP

- Tormentas eléctricas, que pueden destruir los equipos por caídas de rayos o simplemente desprogramarlos por efecto de la radiación electromagnética.
- Vientos muy intensos que, añadido a la acumulación de hielo en las estructuras, puede llegar a arrancarlas.
- Accesos remotos, dificultando las tareas de mantenimiento preventivo, sustitución de sensores, etc.
- Falta de una fuente de energía suficientemente potente, por lo que se deben emplear equipos de bajo consumo alimentados por baterías o paneles solares. Esto dificulta enormemente la instalación de calentadores para los equipos o de un nivómetro.

A pesar de ello, el diseño de las balizas meteorológicas se ha mostrado suficientemente robusto para estas duras condiciones, y constituyen una actuación pionera en el mundo de la observación meteorológica en zonas de alta montaña.

5.2 CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA

5.2.1 Tendencias a largo plazo

La disponibilidad de una estación meteorológica principal del INM en las cercanías del Parque Natural de Peñalara, en unas condiciones de alta montaña muy semejantes y con una extensa serie temporal, permite la descripción climática del área y las tendencias a largo plazo con gran exactitud.

5.2.1.1 Temperatura

La Figura 8 muestra la evolución de la temperatura media anual en el puerto de Navacerrada desde 1951. Se ha realizado un suavizado LOESS de la serie de temperaturas para poder apreciar mejor la tendencia a largo plazo. Obsérvese que, superpuesta a la fluctuación interanual, hay una clara tendencia a registrar mayores temperaturas desde principios de la década de los 80. Antes de este año, la media de las temperaturas es de $5,76^{\circ}\text{C}$, aproximadamente un grado menos que la media registrada a partir de ese año ($6,88^{\circ}\text{C}$). Estas diferencias son significativas estadísticamente (U de Mann-Whitney, $p < 0,0001$), por lo que se puede hablar con seguridad de un proceso de calentamiento en las últimas décadas.

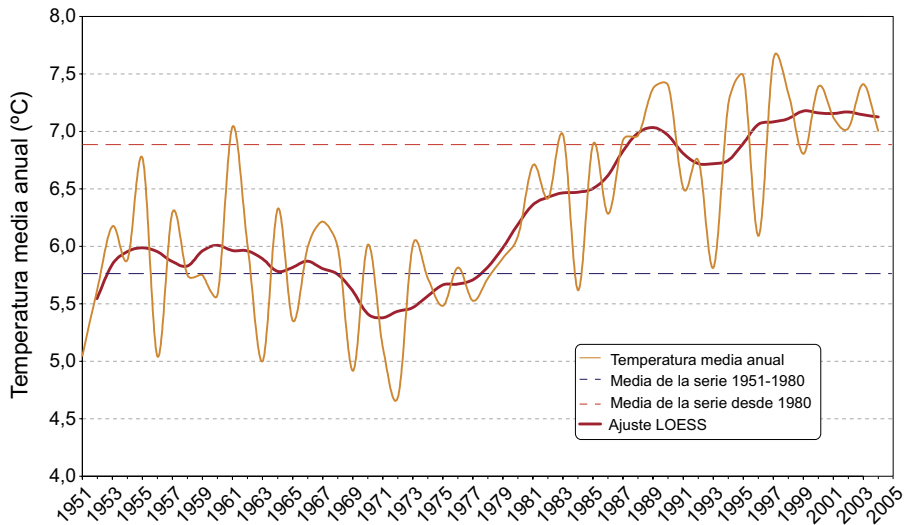


Figura 8. Evolución de la temperatura media anual en el puerto de Navacerrada

Sanz-Elorza *et al.* (2003) han encontrado cambios en la vegetación de alta montaña del Macizo de Peñalara, entre el período 1957-1991, como consecuencia de un calentamiento de la zona de estudio. Sus datos sugieren unas condiciones más calidas desde los años 40 y, especialmente, a partir de la década de los 60. No obstante, la serie de la estación de Navacerrada no sugiere un cambio de importancia hasta la década de los años 80 (Figura 8), al igual que los estudios realizados en la sierra de Gredos (Granados y Toro, 2000b). Por otra parte, es posible que estos autores hayan infravalorado la importancia de los cambios de uso que han ocurrido en el territorio estudiado durante el siglo XX.

Los análisis sobre las tendencias recientes de la temperatura en la Península ibérica (de Castro *et al.*, 2005) permiten confirmar que se ha producido un aumento bastante general de la temperatura media anual desde mediados de los años 70 del siglo XX, en una cuantía ligeramente superior a la observada globalmente, siendo el calentamiento más evidente en invierno. Estos resultados concuerdan perfectamente con las observaciones realizadas en la sierra del Guadarrama.

Es interesante analizar si dicho calentamiento es más importante en determinadas épocas del año, ya que podría afectar de distinto modo al comportamiento de los ecosistemas acuáticos. La Figura 9 muestra esta evolución de la temperatura en el puerto de Navacerrada para cada uno de los meses del año. Nuevamente, se ha recurrido a un suavizado LOESS para mostrar con mayor claridad las tendencias a largo plazo. En varios meses es apreciable esta tendencia a una mayor temperatura media mensual a partir de principios de los 80. De hecho, para todos los meses la media de temperaturas es mayor a partir de 1980 que antes de esa fecha, aunque sólo en algunos casos esta diferencia es significativa (Tabla 8). La Figura 9 muestra estas diferencias en las temperaturas medias mensuales, tomando el principio de la década de los 80 como punto de inflexión en la serie de temperaturas.

En los meses que esta diferencia es significativa, el aumento de la temperatura media mensual oscila entre 1,13°C (noviembre) y 1,90°C (junio). El aumento de temperatura se produce sobre todo en verano (junio, julio y agosto) y en invierno (diciembre, febrero, marzo). Tanto en primavera como en otoño no se ha detectado un cambio significativo de las temperaturas. De este modo, parece que el aumento de temperaturas coincide con los períodos de mayor estabilidad de la columna de agua de la laguna, ya que tanto en primavera como en otoño la tasa de renovación es mucho mayor (deshielo primaveral y lluvias otoñales). Este proceso de calentamiento sin duda ha tenido que influir en una formación más tardía de la cubierta de hielo, una menor duración y una disminución del espesor medio de esta cubierta. Así, los procesos asociados a la dinámica invernal, tales como el agotamiento de oxígeno en fondo o la liberación de nutrientes desde el sedimento han debido sufrir una reducción de su intensidad desde principios de la década de los 80 del pasado siglo.

Tabla 8 Media de las temperaturas mensuales antes de 1980 y después de esa fecha. Se señalan con un asterisco aquellos meses en los que esta diferencia es significativa (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Mes	Temperatura media mensual (1951- 1980)	Temperatura media mensual (después de 1980)	Incremento de temperatura desde 1980	Probabilidad p
Enero	-0,99	-0,51	0,47	0,309
Febrero	-1,24	0,20	1,44	0,026*
Marzo	0,64	2,52	1,88	0,002*
Abril	2,33	3,07	0,74	0,161
Mayo	6,58	7,06	0,48	0,491
Junio	11,16	13,06	1,90	0,000*
Julio	15,46	16,85	1,39	0,002*
Agosto	15,40	16,74	1,34	0,000*
Septiembre	11,97	12,70	0,73	0,141
Octubre	6,38	7,11	0,73	0,178
Noviembre	1,81	2,95	1,13	0,032*
Diciembre	-0,34	0,85	1,18	0,016*

De igual forma, el calentamiento de verano disminuye notablemente la probabilidad de que algunos neveros (Foto 3) perduren durante todo el período estival, como se tiene constancia que sucedía hace unas décadas. Así, la liberación de los recursos hídricos almacenados en el manto nival se está produciendo con una mayor rapidez, ocasionando tasas de renovación menores durante el verano. Igualmente, el calentamiento de verano debe repercutir sobre la temperatura máxima de la columna de agua (ver apartado 6.4), afectando por tanto a las especies más estenotermas frías que habitan estos ecosistemas acuáticos.



Foto 3. Nevero en el circo de la laguna Grande de Peñalara

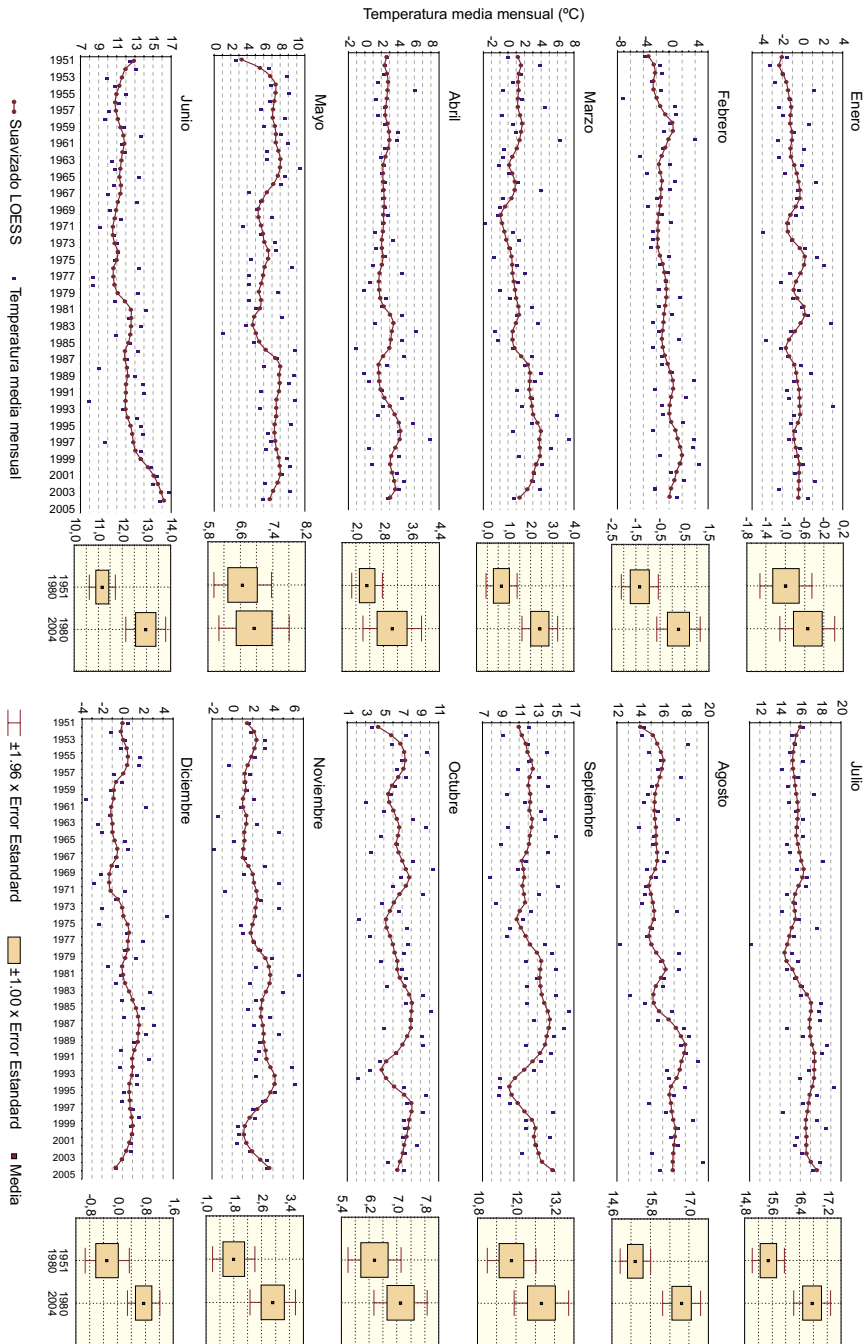


Figura 9. Evolución de la temperatura mensual en el Puerto de Navacerrada. Se muestra la diferencia entre las temperaturas registradas antes de 1980 y después de esa fecha.

5.2.1.2 Precipitación

La Figura 10 muestra la serie de precipitación anual registrada en el puerto de Navacerrada desde mediados del siglo XX. La precipitación media anual de este período ha sido de 1330 mm, oscilando entre 781 mm y 2380 mm. La mitad de los años la precipitación se sitúa entre los 1090 y 1540 mm. Hay que señalar que, al tratarse de un área de alta montaña, gran parte de la precipitación anual se produce en forma de nieve.

Al igual que en el caso de la temperatura, el suavizado LOESS permite mostrar una tendencia a una menor precipitación a partir de principios de los años 80, aunque es menos patente. No obstante, la precipitación media anual entre estos dos períodos ha descendido significativamente en unos 200 mm (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

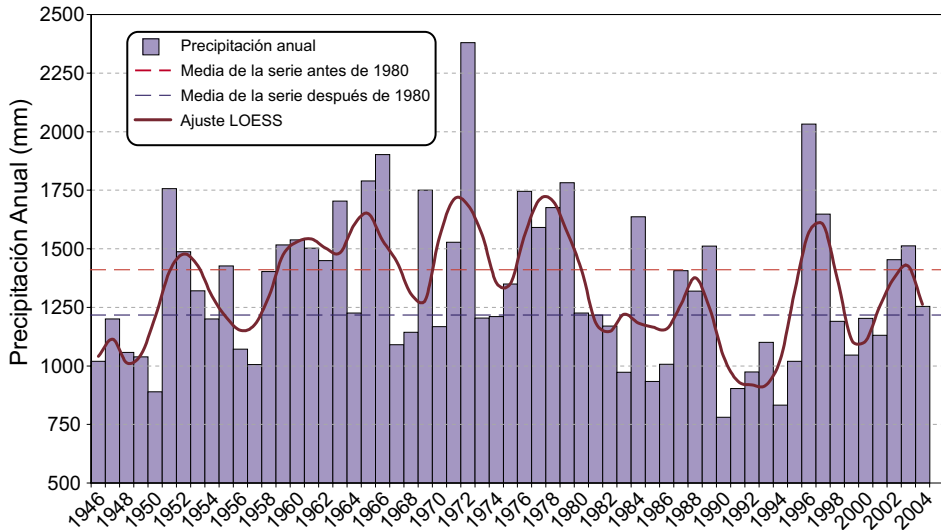


Figura 10. Evolución de la precipitación anual desde mediados de siglo en el puerto de Navacerrada

Respecto al análisis mensual, aunque en casi todos los meses es apreciable una reducción de la precipitación, ésta es sólo significativa en los meses de febrero y marzo (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Por otra parte, es fundamental recordar que en el caso del macizo de Peñalara gran parte de la precipitación se produce en forma de nieve, por lo que aunque se mantuviese la precipitación total, el funcionamiento de la laguna podría verse muy afectado si cambiase la proporción de precipitación en forma de nieve respecto a la precipitación en forma de lluvia. En este sentido, Palacios y colaboradores (2003) han estudiado la media de días con cubierta de nieve en la estación meteorológica del puerto de Navacerrada, que es de 82 días para toda la serie disponible, y han observado una reducción progresiva en las últimas décadas. Así por ejemplo, entre 1970 y 1975 la media es de 96

días, frente a los 66 días del período 1985-1990. Este cambio es particularmente notable en la expansión de la vegetación, que se ve muy limitada por los días de primavera en que el suelo está cubierto de nieve.

Los estudios sobre cambio climático en la Península Ibérica (de Castro *et al.*, 2005) no permiten apreciar una tendencia general definida en la precipitación, salvo una tendencia a la baja en el sur peninsular. Esto es debido al complejo reparto espacial de la precipitación y su alta variabilidad temporal, por lo que el descenso significativo de las precipitaciones en el entorno de Peñalara hay que tomarlo con mayores precauciones que el incremento de temperatura.

Esta disminución de la precipitación (y especialmente si se reduce la precipitación en forma de nieve) refuerza los efectos comentados anteriormente para el calentamiento: la cobertura invernal de nieve y la tasa de renovación han tenido que disminuir como consecuencia de este cambio climático.

De esta manera, se puede afirmar que los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de Peñalara, y en particular la laguna Grande, se encuentran inmersas en un proceso de disminución de las características propias de una laguna de alta montaña. Esta situación es sin duda preocupante, sobre todo teniendo en cuenta los escenarios de cambio climático que se manejan para el siglo XXI (de Castro *et al.*, 2005)

Así, los modelos para la Península Ibérica proyectan incrementos de la temperatura uniformes a lo largo del siglo XXI, con una tendencia media de 1,2°C cada 30 años en invierno y de 2°C cada 30 años en verano para el escenario más desfavorable, y de 1,1°C y 1,8°C respectivamente para un escenario algo más benigno. Es interesante destacar que esta magnitud del incremento de la temperatura media anual concuerda perfectamente con el cambio de temperatura observado en la sierra de Guadarrama en los últimos 30 años. Respecto de la precipitación, los resultados son menos fiables, aunque todos los modelos coinciden en una reducción significativa, especialmente en primavera y algo menos en verano.

En una aproximación más detallada (aunque ciertamente con algo menos de fiabilidad), en el interior peninsular los incrementos de temperatura en el último tercio del siglo XXI con respecto del clima actual alcanzarán en el escenario más desfavorable valores de entre 5°C y 7°C en verano y de 3°C a 4°C en invierno.

5.2.2 Meteorología durante el período de estudio

Los datos limnológicos disponibles se remontan a 1990, por lo que es importante caracterizar con mayor detalle la meteorología desde esta fecha para poder determinar su influencia sobre el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos.

5.2.2.1 Temperatura

La Figura 11 muestra las temperaturas máximas y mínimas diarias registradas en el puerto de Navacerrada. De nuevo se ha realizado un suavizado LOESS, con objeto de mostrar la tendencia general de la serie. En la Figura 12 se puede observar una comparación entre las temperaturas medias mensuales de los distintos años desde que comenzó el seguimiento limnológico.

A partir de estos gráficos se puede hacer una descripción cualitativa de las condiciones térmicas de cada uno de estos años:

- 1990: Se inició la década con temperaturas medias anuales por encima de la media. Este año se caracterizó por un comportamiento muy fluctuante de la temperatura en la primera parte del año, alternándose meses muy fríos con meses muy calurosos. El verano (julio-septiembre) fue relativamente cálido.
- 1991: Fue un año con un fuerte contraste térmico entre los meses invernales y los estivales. De enero a mayo se produjo un período particularmente frío, mientras que los meses siguientes (junio-septiembre) fueron relativamente cálidos. A destacar un diciembre especialmente cálido, que marcó el máximo mensual de la serie desde 1990. La temperatura media anual fue menor que la media de la serie.
- 1992: Este año parece invertirse el comportamiento del año anterior. A un inicio del año (enero-mayo) relativamente cálido, en especial este último mes, le sucedió un verano ligeramente más frío que la media de la serie. El otoño fue muy fluctuante, con meses cálidos y meses fríos. El conjunto de estas circunstancias dio lugar a una temperatura media anual ligeramente por debajo de la media de la serie.
- 1993: Este año fue el de menor temperatura media anual desde 1990. Tras un enero muy benigno, con el máximo de temperatura media de la serie reciente, todos los meses del año (excepto diciembre) fueron más fríos de lo habitual, destacando los meses de septiembre y octubre con temperaturas muy por debajo de la media de la serie.
- 1994: Este año, con una temperatura media anual por encima de la media, se caracterizó por su gran fluctuación, alternándose periodos fríos con cálidos a lo largo del año.
- 1995: Se caracterizó por una temperatura media anual por encima de la media de la serie. Lo más destacable de la evolución mensual de las temperaturas medias es la situación especialmente benigna durante la primavera (abril, mayo). El otoño también fue bastante cálido, salvo septiembre, que fue el más frío de la década.

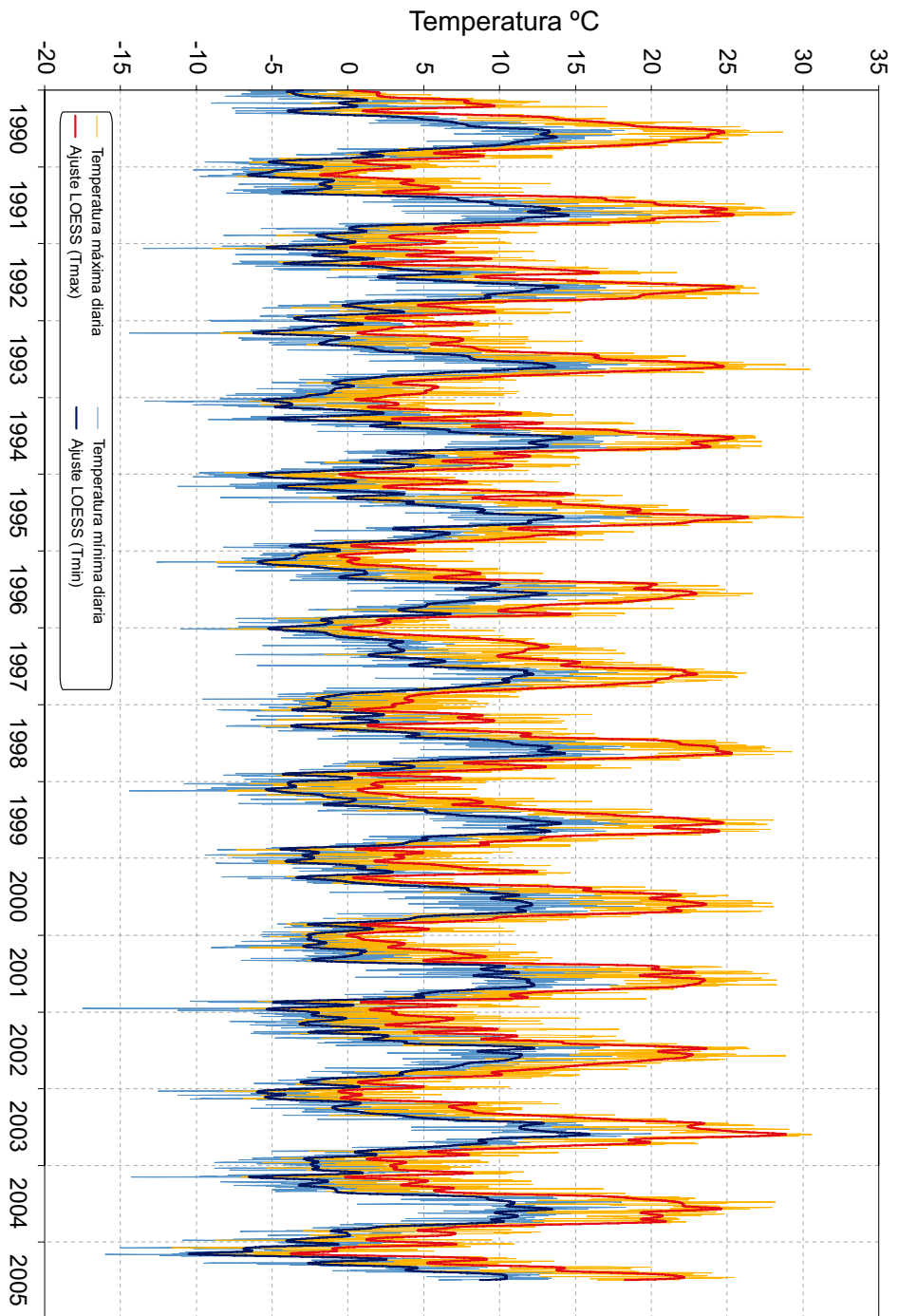


Figura 11. Evolución de las temperaturas máximas y mínimas en el puerto de Navacerrada desde 1990.

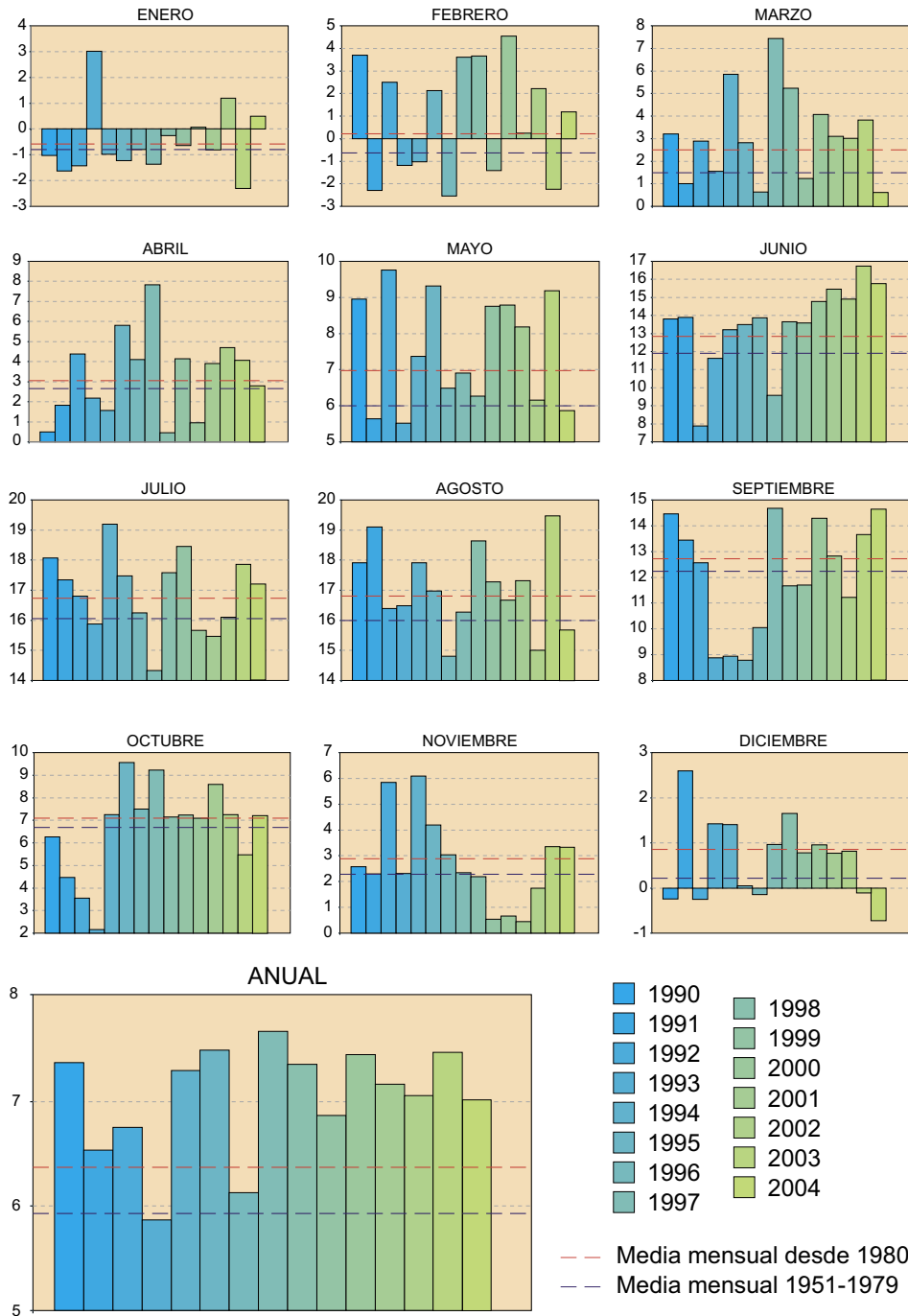


Figura 12. Comparación de las temperaturas medias mensuales en el puerto de Navacerrada desde 1990.

- 1996: La temperatura media anual fue menor que el promedio de las registradas en toda la serie de Navacerrada. Los tres primeros meses del año son bastante severos, marcando febrero y marzo los mínimos mensuales desde 1990. El verano también fue particularmente frío, marcando en agosto y septiembre los mínimos de la serie.
- 1997: La temperatura media anual de 1997 fue la más alta registrada desde 1990. A este hecho contribuyó sobre todo un período muy caluroso desde febrero hasta abril, a pesar de que tanto junio como julio fueron especialmente fríos. Durante el otoño, en septiembre y octubre, las temperaturas volvieron a ser relativamente cálidas para esta época del año.
- 1998: En 1998 la temperatura media anual se situó por encima de la media de la serie desde 1990. Probablemente lo más destacable son las temperaturas benignas de febrero y marzo, a las que siguió un abril particularmente frío, que marcó el mínimo de la serie. Durante el verano las temperaturas fueron algo superiores a la media, a excepción de un mes de septiembre más frío de lo normal.
- 1999: La temperatura media anual estuvo muy próxima a la media de la serie considerada. El comportamiento de la temperatura más destacable podría ser un mes de julio bastante cálido y un mes de noviembre particularmente frío.
- 2000: Este año la temperatura media anual volvió a situarse por encima de la media. Durante la primera mitad del año (exceptuando el mes de abril) la temperatura fue bastante benigna, especialmente en febrero. De la segunda mitad de este año cabría destacar la temperatura media de noviembre, que fue bastante baja.
- 2001: La temperatura media anual fue ligeramente más cálida que la media de los últimos años. Cabría destacar una primavera (abril-junio) relativamente cálida, y un noviembre especialmente frío.
- 2002: La temperatura media anual de 2002 volvió a ser ligeramente superior a la media de la serie reciente. No obstante, tras los primeros meses del año (hasta abril) relativamente cálidos, es destacable un verano (julio-septiembre) bastante más frío de lo habitual.
- 2003: Este año se caracterizó por un inicio muy riguroso (marcando en enero el mínimo mensual desde 1990), aunque durante el período estival (mayo-septiembre) se registraron temperaturas muy altas, marcando tanto en junio como en agosto los máximos mensuales de esta serie reciente.
- 2004: Este año comenzó con temperaturas bastante benignas en enero y febrero, aunque en el mes de marzo se alcanzó el mínimo mensual de la serie reciente. El resto del año fue muy fluctuante, alternando meses relativamente fríos con meses relativamente cálidos. Sólo merece la pena destacar un mes de diciembre muy frío, marcando el mínimo mensual de este mes en la serie reciente. Globalmente, la temperatura media anual volvió a situarse por encima de la media.

Respecto a la fluctuación mensual entre estos últimos años, tanto los meses más rigurosos del invierno (diciembre-enero) como los de verano (julio-agosto), son los que muestran una variabilidad interanual menor. Por el contrario, febrero es el mes con mayor fluctuación interanual, lo cual tiene una influencia decisiva en la duración de la cubierta de hielo.

5.2.2.2 Precipitación

La Figura 13 muestra la precipitación diaria y mensual registrada en el puerto de Navacerrada. La precipitación muestra una variabilidad mucho mayor que la temperatura, especialmente si se examina a una escala diaria o mensual. La precipitación anual desde 1990 se ha situado entre 800 y 2000 mm, pero a escala mensual presenta una distribución muy irregular. Así por ejemplo, en enero las precipitaciones oscilan entre 12 mm (año 1993) y 547 mm (año 1996). De hecho, los meses de enero, noviembre y diciembre son los que muestran una mayor desviación típica de las precipitaciones. Por el contrario, los meses estivales (julio a septiembre) muestran una menor desviación típica en la serie de precipitaciones.

Al igual que se ha hecho para las temperaturas, a continuación se muestra una descripción cualitativa de la precipitación en cada uno de estos años:

- 1990: Año con la menor precipitación registrada en la serie reciente. Prácticamente todos los meses registraron una precipitación menor que la media mensual, aunque este hecho fue especialmente notable en los primeros seis meses del año.
- 1991: De este año se puede destacar un verano (junio-agosto) particularmente seco, al igual que los meses de enero y diciembre.
- 1992: Tras un inicio del año bastante seco (enero-febrero), en junio se produjeron abundantes precipitaciones comparado con la media mensual. Otoño fluctuante.
- 1993: Al igual que el anterior, enero y febrero fueron bastante secos, al igual que junio fue bastante lluvioso. No obstante, en julio y agosto descendió notablemente la precipitación. Otoño muy fluctuante.
- 1994: Año muy fluctuante, alternándose periodos secos y lluviosos a lo largo del año, aunque en general fue un año relativamente seco.
- 1995: En este año las precipitaciones no se alejaron mucho de las medias mensuales, salvo mayo y octubre que fueron relativamente secos.
- 1996: Año excepcionalmente húmedo, debido en gran parte a las cuantiosas precipitaciones de enero, febrero y diciembre. De hecho, la precipitación anual de 1996 en el Puerto de Navacerrada sólo fue superada en el año 1972.

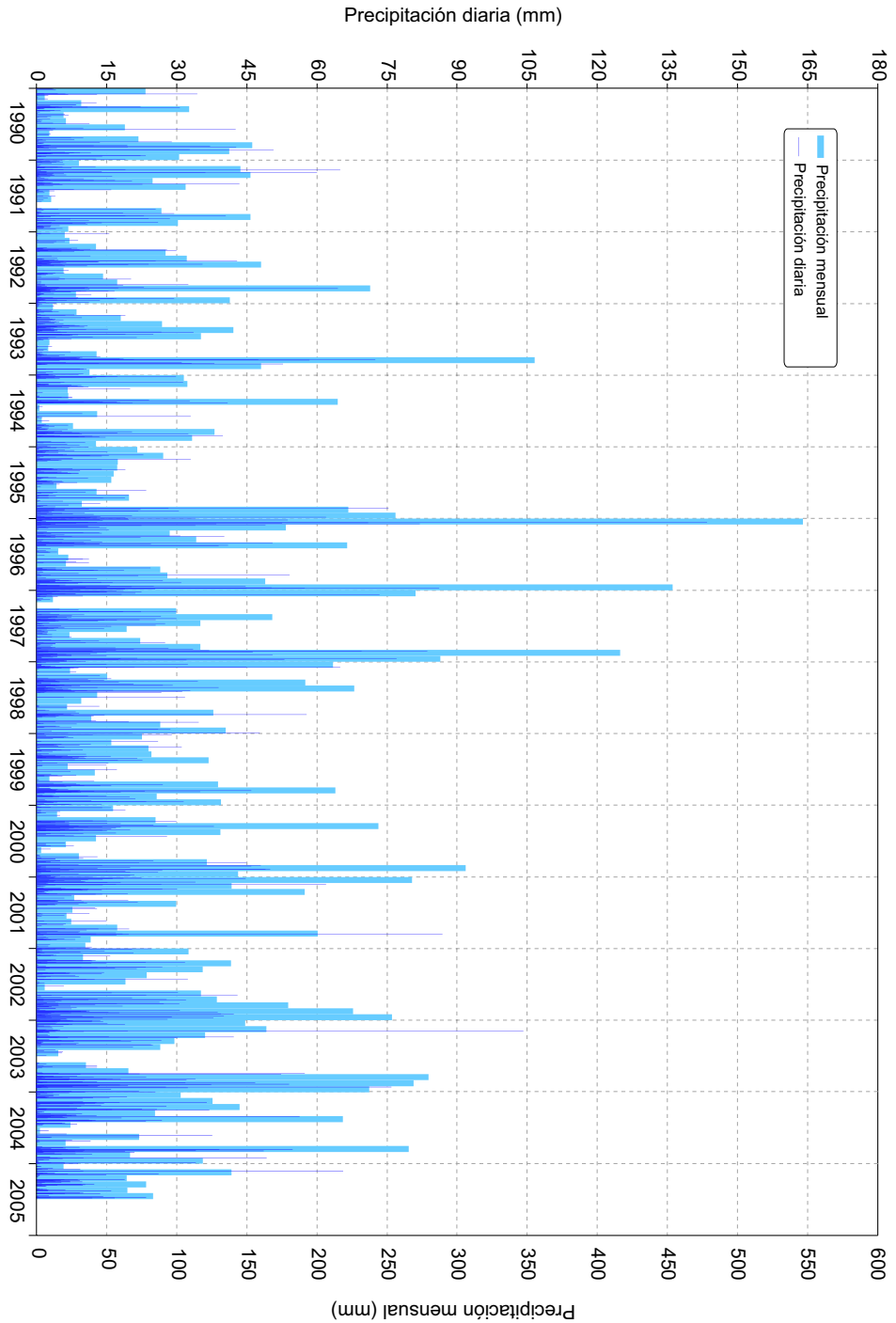


Figura 13. Evolución de la precipitación diaria y mensual en el puerto de Navacerrada desde 1990.

- 1997: Año en el que hay que destacar un período muy seco en febrero y marzo, y otro muy lluvioso en junio y julio. Precipitación anual por encima de la media.
- 1998: En este año las precipitaciones no se alejaron mucho de las medias mensuales, salvo marzo y octubre que fueron relativamente secos.
- 1999: Al igual que el año anterior, las precipitaciones no se alejaron mucho de las medias mensuales. Junio y agosto fueron relativamente secos.
- 2000: Año muy fluctuante, alternándose periodos secos y lluviosos a lo largo del año.
- 2001: De este año cabe destacar el período final (noviembre-diciembre), que fue bastante seco.
- 2002: Agosto de este año fue excepcionalmente lluvioso, y daría inicio a unos últimos meses del año bastante húmedos.
- 2003: Lo más destacable de este año fue un período estival (julio-agosto) extraordinariamente seco.
- 2004: En este año las precipitaciones no se alejaron mucho de las medias mensuales, salvo el mes de julio que fue particularmente seco.

5.2.2.3 Radiación incidente

En la Figura 14 aparecen registradas las horas de sol diarias en la estación meteorológica del Puerto de Navacerrada. Se ha realizado un suavizado LOESS, con objeto de mostrar la tendencia general de la serie. Las horas de sol anuales son una variable meteorológica muy conservadora en esta estación, con una desviación máxima del 9% respecto a la media (2276 h/año). Lógicamente, la distribución de horas de sol a lo largo del año presenta un patrón con los máximos en el periodo estival y los mínimos en el periodo invernal, de acuerdo a la diferente trayectoria aparente del Sol a lo largo del año. No obstante, y a pesar de la gran homogeneidad en las horas de sol anuales, la Figura 14 muestra claramente que en distintos años la distribución de estas horas de Sol experimenta notables variaciones.

Hay que señalar que la serie de Navacerrada es de gran utilidad para ver los comportamientos de distintos años. Sin embargo, esta variable no puede ser extrapolada directamente al conjunto del Parque Natural, ya que la radiación recibida por cada punto concreto es muy dependiente de la topografía local. Por ejemplo, la laguna Grande de Peñalara se encuentra encajada en el circo del mismo nombre, al pie de importantes pendientes. Esto determina que, por el efecto de sombra del relieve circundante, la insolación real sea menor de la esperable a partir de los datos de la estación meteorológica. En el apartado 6.3 se comenta detalladamente este efecto de sombra mediante unas mediciones de la radiación

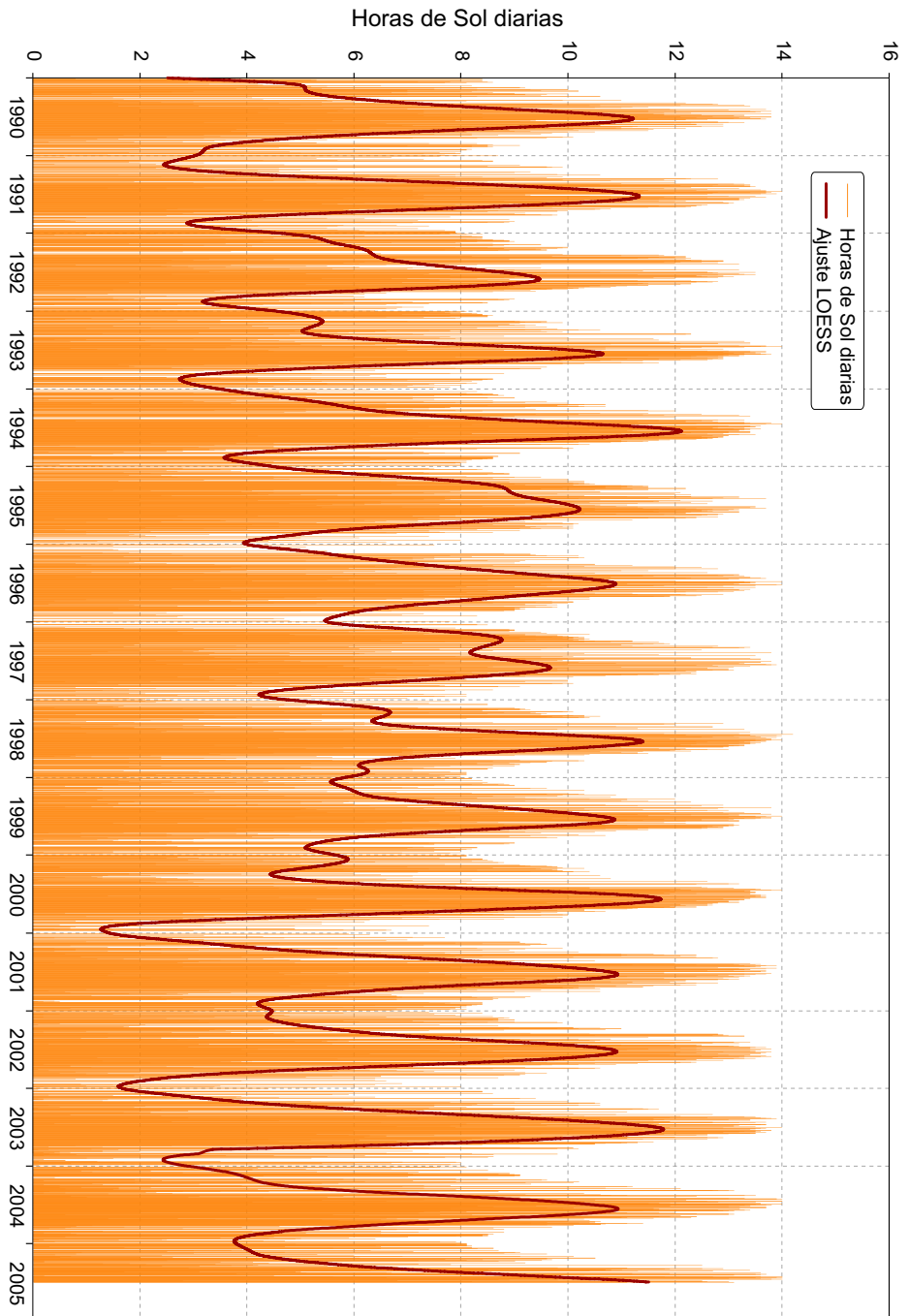


Figura 14. Horas de Sol diarias en el puerto de Navacerrada

incidente sobre la lámina de agua. En cualquier caso, se ha encontrado una correlación significativa ($r^2= 0,78$; $p<0,05$) entre las horas de Sol registradas en Navacerrada y la radiación incidente (W/m^2) en el refugio Zabala. Hay que señalar que las discrepancias observadas proceden de la ubicación diferente de ambas estaciones, pero también de que en realidad están midiendo cosas distintas. Así por ejemplo, en la estación de Navacerrada se puede contabilizar 0 horas de Sol en un día nublado de verano, mientras que en la estación meteorológica del refugio Zabala podría dar una importante cantidad de radiación difusa en W/m^2 .

Por otra parte, la esperable relación inversa entre horas de sol y precipitación sólo es significativa en el periodo no estival. Durante el período de julio a septiembre, la escasa precipitación que se produce no condiciona las horas de sol registradas.

Por último, es interesante señalar que a finales de 2004 se instaló un sensor de radiación UV-A y UV-B en la estación meteorológica del refugio Zabala. Esta variable ha despertado en los últimos años gran interés en cuanto a distintos aspectos de la ecología de los lagos de alta montaña (Hessen, 1993; Vinebrooke y Leavitt, 1996, 1999; Laurion *et al.*, 2000; Medina Sanchez *et al.*, 2002), por lo que es previsible que sea de gran utilidad para seguir comprendiendo la relación del funcionamiento de la laguna con diversos aspectos ambientales.

5.2.2.4 Velocidad del viento.

Otra de las variables meteorológicas de interés para conocer la limnología de los ecosistemas acuáticos del Macizo de Peñalara es la dirección y velocidad del viento. Esto es particularmente cierto para la laguna de Peñalara, la más profunda del Parque, ya que los fuertes vientos característicos de las zonas de alta montaña suelen provocar una mezcla vertical de la columna de agua. De este modo, se dificulta la formación de un gradiente térmico en la columna de agua, que podría tener interesantes consecuencias limnológicas.

El viento es una variable que tiene una dependencia mucho mayor de la topografía local que la temperatura y la precipitación, por lo que en este caso se han empleado los datos disponibles de la estación meteorológica situada en el refugio Zabala, mucho más próxima a la laguna de Peñalara.

La Figura 15 muestra la velocidad del viento mensual desde la instalación de la estación meteorológica. Esta serie no es demasiado larga, por lo que las conclusiones a este respecto deben considerarse como provisionales. Por el momento, parece que los periodos de menor viento coinciden con el período estival, de acuerdo a la situación anticiclónica característica de este período. De hecho, los fuertes vientos registrados en otoño e invierno (con rachas superiores a los 100 km/h) tienen escasa relevancia limnológica, ya que o bien coinciden con períodos de fuertes precipitaciones o con períodos en los que está formada la cubierta de hielo. En el primer caso, el efecto de mezcla de la columna de agua tiene poca importancia debido a que, ya de hecho, se está mezclando continuamente por la

gran entrada de agua. En el segundo caso, la cubierta de hielo impide este efecto mecánico del viento sobre la estabilidad de la columna.

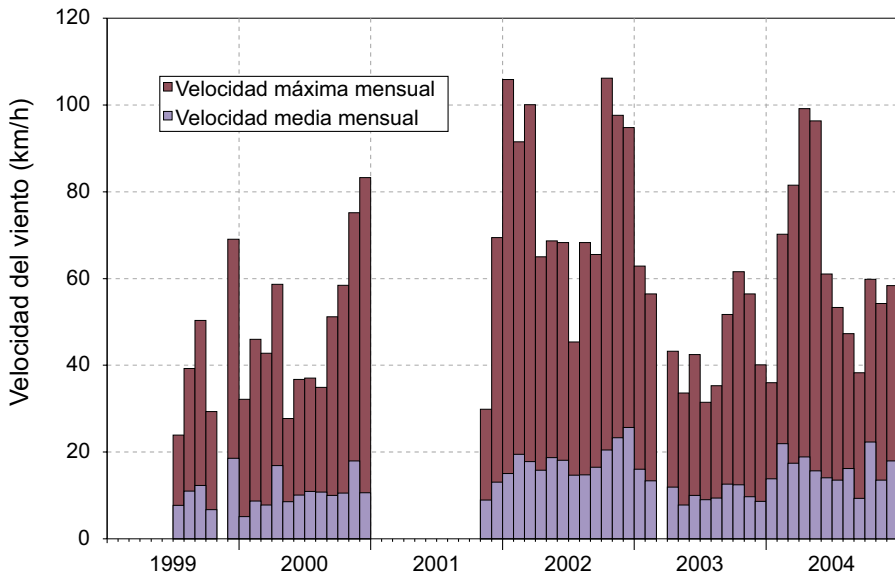


Figura 15. Velocidad media y máxima mensual en el Refugio Zabala

Respecto a la época estival, cuando se podría desarrollar una cierta estratificación térmica de la columna de agua, coincide con la época del año en la que tanto la velocidad media como las rachas máximas del viento presentan el mínimo anual. La capacidad del viento de mezclar la columna de agua depende tanto de la velocidad de éste como de la longitud máxima de la lámina de agua sobre la que puede actuar. El eje máximo de la laguna Grande de Peñalara es bastante pequeño, aunque las velocidades del viento en el período estival siguen siendo relativamente importantes. Por ello, es frecuente que se produzca una mezcla vertical como consecuencia del efecto mecánico del viento sobre la lámina de agua de la laguna.

5.2.2.5 Comparación de estaciones. Gradientes

Como se ha comentado en el apartado 5.1, el Parque Natural de Peñalara cuenta desde hace unos años con una red meteorológica propia (RMPNP), de una gran resolución espacial y temporal. En esta caracterización climática a medio-largo plazo de la zona de estudio no se han empleado estos datos, debido precisamente a que sólo se disponen de datos muy recientes y la red está todavía en proceso de validación y desarrollo. No obstante, se debe señalar que los primeros datos obtenidos son muy interesantes en cuanto a la caracterización micro-climática del Parque Natural. Durán Montejano (2003) describe con detalle esta red, así como las correlaciones encontradas entre los distintos nodos de la misma.

La Figura 16 muestra la dispersión entre la temperatura media diaria de la estación meteorológica del puerto de Navacerrada y la del refugio Zabala, la estación más próxima a la laguna Grande de Peñalara. La correlación entre las dos estaciones es altamente significativa ($r^2=0,958$, $p<0,001$), lo que permite reconstruir con bastante precisión la temperatura en el entorno de la laguna a partir de la larga serie existente en Navacerrada. Es más, Durán Montejano (2003) ha desarrollado un método más preciso aún que la correlación lineal entre estaciones, basado en el cálculo de gradientes verticales de temperatura.

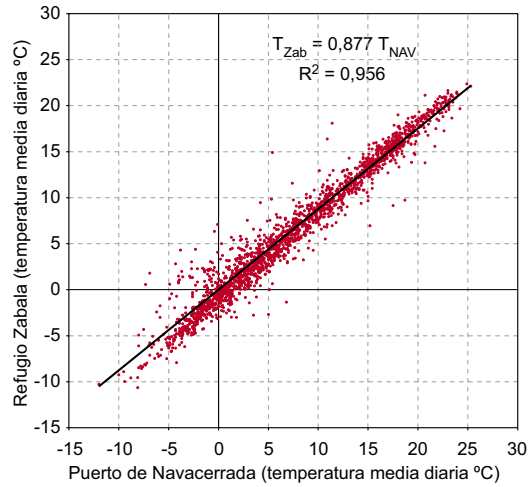


Figura 16. Correlación entre la temperatura media diaria en la estación meteorológica del puerto de Navacerrada y la del Refugio Zabala.

La RMPNP dispone de puntos de medida en todo el rango de altitudes del Parque, por lo que se puede determinar la estratificación vertical del aire para cada instante en que estén operativas suficientes estaciones meteorológicas de la red. De este modo, se pueden generar series de temperatura para cualquier altura suministrada por un modelo digital del terreno.

Así, los emplazamientos a mayor altitud presentan generalmente temperaturas medias diarias menores que las de menor altitud. Por otro lado, es interesante destacar la alta frecuencia de valores superiores a $9,8^{\circ}\text{C}/\text{Km}$, indicando con ello, situaciones de inestabilidad atmosférica. Además, el análisis del comportamiento del gradiente vertical a lo largo del día muestra un comportamiento cíclico. Durante la noche el gradiente térmico suele ser positivo y con valores, por lo general, menores a $9,8^{\circ}\text{C}/\text{Km}$ y por lo tanto indicando estabilidad atmosférica. Con las primeras horas del día y debido a la radiación solar, las capas superiores se van calentando y disminuye la diferencia de temperaturas entre los distintos niveles. Los gradientes mínimos se suelen alcanzar en las horas centrales del día, debido probablemente, a la mezcla turbulenta máxima durante estas horas del día.

Por otra parte, hay algunos episodios meteorológicos muy locales, de gran repercusión limnológica, y que no pueden ser registrados por la estación meteorológica del Puerto de Navacerrada. Así por ejemplo, el 13 de agosto de 1996 se produjo sobre la cuenca de la laguna una fortísima tormenta, principalmente en forma de granizo, que originó arrastre de materiales y la movilización de piedras de varios kilos de peso. Esta tormenta fue muy localizada, como indica el hecho de que la estación meteorológica del Puerto de Navacerrada no registrase precipitación alguna. Este ejemplo subraya la importancia de disponer de una red meteorológica que abarque por completo el área de estudio.



[...] cuando se habla de países y paisajes lacustres, el público, aún el más culto, piensa en diversas tierras, algunas lejanas, acudiendo a su mente los lagos de Escocia, Finlandia, el norte de Italia, Suecia, Suiza y el Tirol; es natural que así suceda, ya que su extensión y grandiosidad les hace universalmente famosos. Sin embargo, debemos tener presente que en nuestra Patria también existen lagos; recoletos, diminutos, ermitaños los ha llamado Pérez Galdos; frecuentemente de adusta belleza, pero acreedores a la contemplación admirativa, [...]

Luis Pardo
Catálogo de los Lagos de España (1948)

6. LAGUNA DE PEÑALARA

6.1 MORFOMETRÍA Y GÉNESIS

El estudio de los parámetros morfométricos de las cuencas y de las cubetas de las masas de agua es necesario para interpretar y evaluar la mayor parte de la información limnológica obtenida. Superficies, pendientes, profundidades máximas y medias, volúmenes, perímetros, así como sus relaciones, van a condicionar en muchos casos aspectos tales como la producción biológica de una masa de agua, la tasa de erosión en una cuenca, el balance térmico de una laguna o el tiempo de residencia de sus aguas. Por todo ello se hace necesario disponer al inicio de todo estudio limnológico de una cartografía detallada de la cuenca de captación así como del mapa batimétrico de la masa de agua.

La laguna Grande de Peñalara (Foto 4) tiene un origen glaciar por acción de los hielos cuaternarios de la última glaciación del Pleistoceno. La fuerte acumulación de nieve por acción del viento en las vertientes de sotavento, orientadas al SE, parece ser que fue lo que permitió el desarrollo de estos pequeños glaciares o masas de hielo en laderas de solanas en la Sierra de Guadarrama (Sanz-Herraiz, 1977). La interpretación del glaciario en el Macizo de Peñalara puede consultarse con mayor detalle en Sanz-Herraiz (1988, 1999), mientras que Pedraza y colaboradores (2004) han realizado un detallado análisis de la morfoestructura y modelado del Macizo de Peñalara.

La Figura 17 muestra la batimetría de la Laguna de Peñalara, junto con dos perfiles batimétricos. La mayor profundidad está en su parte norte, al pie de un farallón rocoso (la Peña del Lobo), donde la erosión glaciar fue más intensa. El lado sur es más somero, con profundidades inferiores a 2 m. La Tabla 9 muestra los principales parámetros morfométricos de esta laguna.

Tabla 9. Principales parámetros morfométricos de la laguna de Peñalara

Parámetro morfométrico	
Carácter hidrológico	Permanente
Altitud	2017 m.s.n.m.
Superficie de cuenca	465560 m ²
Área (A)	5452 m ²
Perímetro (L)	649,5 m
Longitud máxima (L _{max})	115,5 m
Anchura máxima (B _{max})	71,5 m
Índice desarrollo de la línea de costa (F)	1,35
Profundidad máxima (Z _{max})	4,8 m
Profundidad relativa (Z _r)	5,47%
Profundidad media (Z _{med})	2,0 m
Volumen (V)	11 563 m ³
Desarrollo del volumen (V _d)	1,27

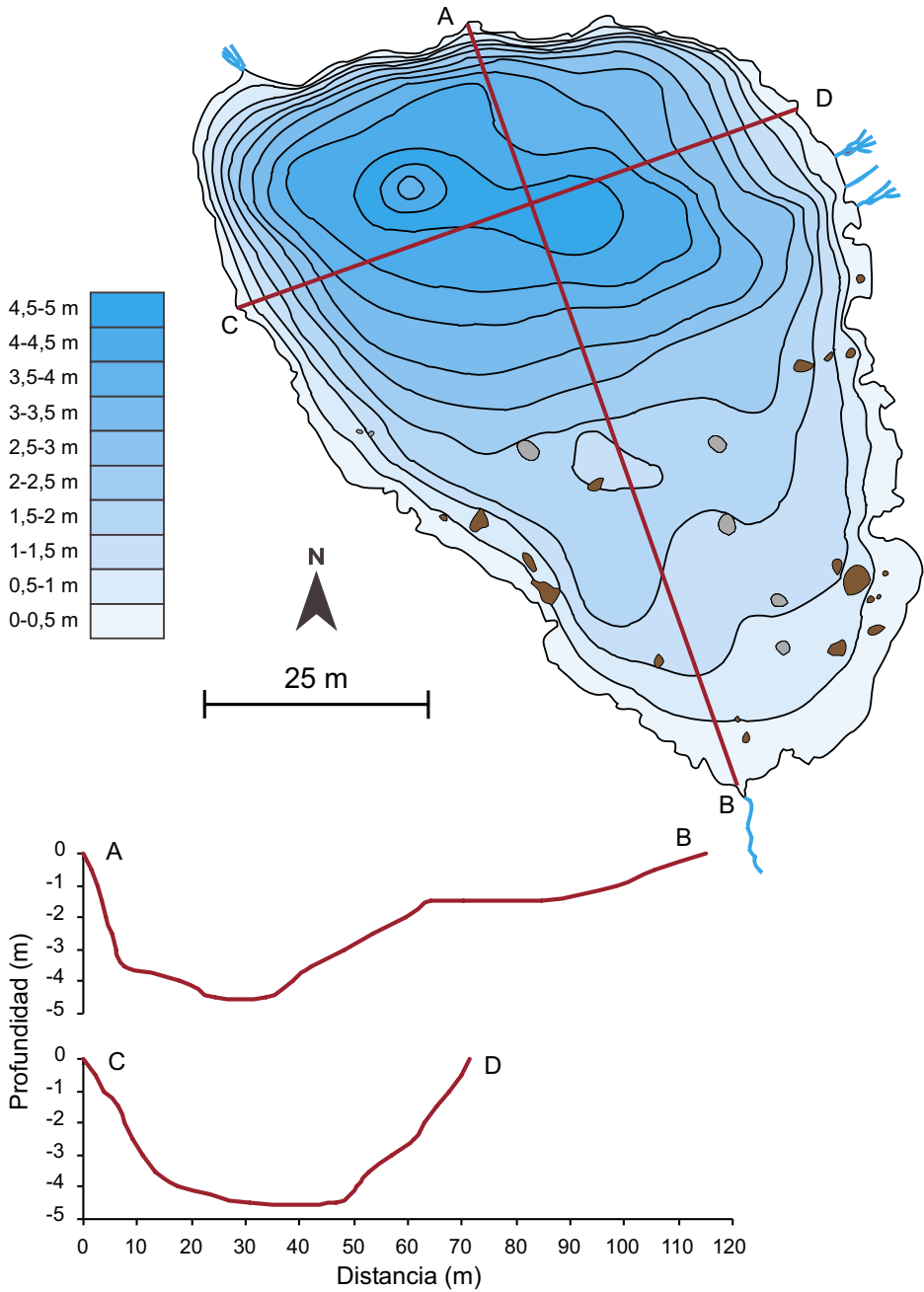


Figura 17. Batimetría de la laguna de Peñalara. Se muestra el perfil batimétrico del eje máximo (AB) y de la anchura máxima (CD).

El sedimento de la laguna es limoso en las zonas más profundas y planas, con una importante cantidad de arenas cerca de las orillas. En la cubeta hay grandes bloques de roca y piedras dispersos, más frecuentes en el litoral, procedentes de los canchales y derrumbes de las morrenas laterales y las laderas adyacentes (Foto 4). La densidad media del sedimento profundo es de $1,21 \text{ gr cm}^{-3}$, el porcentaje medio de peso seco es del 28,7% y el porcentaje medio de materia orgánica es del 13,1%.



Foto 4. Laguna de Peñalara. Obsérvese la presencia de numerosos bloques de piedra dispersos por la cubeta.

En comparación con otros lagos o lagunas de montaña en la Península Ibérica (lagos pirenaicos o de la Cordillera Cantábrica), presenta un tamaño y volumen reducidos, siendo más similar a aquellos de otros sistemas montañosos como el Sistema Ibérico, sierras del noroeste peninsular, Sierra Nevada o las cercanas lagunas de la Sierra de Gredos. Esto condiciona que determinados factores ambientales como el viento o las precipitaciones influyan más rápida y drásticamente en las condiciones de las masas de agua que en lagos de mayor tamaño, con mayor inercia térmica y menor tasa de renovación.

El valor del índice del desarrollo de la línea de costa (DL) es característico de lagunas o lagos de origen glaciar ubicados en circos, con formas circulares o subcirculares. La profundidad máxima actual es de 4,7 m, menor o similar a la referida por otros autores en años anteriores: 7 m (Pardo, 1948), más de 4 m (Los Lobos,

1930), o la estima de 5 m realizada por Obermaier y Carandell (1917) en la zona donde el peso y la acción mecánica del hielo fueron más intensos. Tras las dataciones efectuadas en el sedimento se ha comprobado que la profundidad de la laguna no fue nunca superior a los 5 m en el presente siglo, por lo que algunas de dichas mediciones debieron tener un importante grado de error.

Las pendientes de la cubeta son fuertes en la mitad norte y muy suave en la sur, condicionando probablemente una tasa de sedimentación irregular en la cubeta, con un mayor acúmulo de sedimentos en la zona norte, más profunda y que actuaría como una trampa de sedimentos. Según Hakanson (1981) los materiales finos (limos) sólo se depositan de modo estable en pendientes menores del 4,6%. Esta condición sólo se cumple en 2 áreas de la laguna: la zona más plana por debajo de 4 m de profundidad, y una zona más o menos plana cercana a la salida, en torno al metro y medio de profundidad. En esta última zona, la escasa profundidad probablemente dificulte una sedimentación definitiva por efecto de la turbulencia originada por el típico fuerte viento del Macizo de Peñalara (apartado 5.2.2.4). La zona más profunda, donde es esperable una sedimentación muy estable, supone tan sólo en torno al 13% del área de la laguna.

Las curvas hipsométricas de la Laguna Grande de Peñalara pueden observarse en la Figura 18. Son de gran utilidad para obtener gráficamente con rapidez el área o volumen a cualquier profundidad, sirviendo para comparar la forma de la cubeta con otras lagunas. Por la morfometría de la laguna, la relación del área respecto a la profundidad es aproximadamente lineal, aunque predomina ligeramente el área más somera (<2 m) sobre las zonas más profundas. Por el contrario, la relación entre el volumen y la profundidad no es lineal. En torno al 70% del volumen de agua de la laguna corresponde a profundidades menores de 2 m, mientras que tan solo el 2% del agua de la laguna está a más de 4 m de profundidad.

Existe una única salida de agua en el extremo sur, a través de la pequeña morrena que cierra la laguna. Se localizan varias entradas de agua o afluentes a lo largo de la costa norte y este, siendo la principal la del extremo norte procedente de la zona de la Pared Negra.

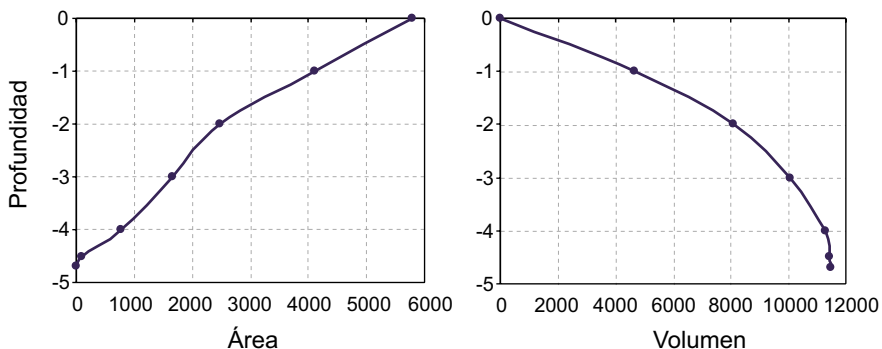


Figura 18. Relación entre la profundidad, el área y el volumen de la laguna de Peñalara.

6.2 HIDROLOGÍA Y TASA DE RENOVACIÓN

Hidrologicamente, la laguna Grande de Peñalara es una laguna abierta (con arroyo de salida) y epigénica (con aportes de agua esencialmente en superficie). Esto facilita el cálculo del tiempo de residencia a partir de la precipitación atmosférica y el tamaño de la cuenca de captación. El tiempo de residencia se define como el tiempo medio que permanece una molécula de agua en la laguna, o dicho de otro modo, el tiempo que tarda teóricamente una laguna en renovar completamente sus aguas. Se trata de una variable de gran trascendencia ecológica, pues determina en gran medida el marco fisicoquímico donde se han de desarrollar las comunidades biológicas.

Al tratarse de una cuenca de alta montaña, gran parte de esta precipitación anual se acumula en la misma en forma de nieve, condicionando la entrada de gran cantidad de agua a la laguna en el breve período de deshielo. De esta manera, se puede estimar una tasa de renovación anual, aunque es difícil realizar esta estimación para los períodos de deshielo, ya que se desconoce la cantidad de agua equivalente en la cuenca y sus flujos. Así, en líneas generales podemos hablar de un tiempo medio de residencia muy bajo para la laguna de Peñalara, inferior a los 10 días. No obstante, hay que distinguir entre épocas con una alta tasa de renovación del agua (deshielo, lluvias otoñales, etc.) y épocas en las que la tasa de renovación disminuye (verano). Asimismo, los años hidrológicamente muy distintos se ven reflejados en diferentes tiempos de residencia del agua.

Para la correcta caracterización hidrológica, es necesario disponer de los volúmenes de entrada y salida de esta laguna. Éstos, se pueden estimar a partir de los datos disponibles de precipitación y nivel del agua en la laguna.



Foto 5. Laguna Grande de Peñalara durante el deshielo, cuando presenta su máximo nivel de agua.

La Figura 19 muestra la evolución diaria del nivel del agua desde 1998, junto con la precipitación diaria registrada por la estación meteorológica del puerto de Navacerrada y los períodos en que la laguna ha estado cubierta de hielo.

Esta fluctuación del nivel es muy pequeña, con una diferencia de 52 cm entre el nivel mínimo y nivel máximo observado. De hecho, la amplitud máxima de esta oscilación que se ha observado en un período libre de hielo ha sido de 45,5 cm en el año 2003.

Como puede verse, tras el deshielo la laguna presenta sus máximos niveles (Foto 5) y según va transcurriendo el verano el nivel va descendiendo progresivamente. Al llegar el otoño, frecuentemente con intensas precipitaciones, la laguna vuelve a recuperar el nivel máximo. No obstante, sobre este patrón se observan casi todos los años súbitos incrementos de nivel como consecuencia de fuertes precipitaciones en la cuenca. Generalmente, si las precipitaciones son debidas a una tormenta estival, el incremento de nivel es relativamente moderado y tiene escasa duración en el tiempo. Por ejemplo, el 1 de julio de 1998 cayeron 32 mm de precipitación provocando un aumento del nivel de 15,5 cm. Dos días después el nivel prácticamente había recuperado el valor previo a la tormenta. Esta rápida respuesta, tanto en el aumento puntual del nivel como en la recuperación del nivel anterior, se debe al pequeño tamaño de la cuenca, sus características litológicas y las fuertes pendientes que presenta.

De acuerdo a las curvas hipsométricas (Figura 18), este cambio de nivel implica lógicamente un cambio en el volumen de agua de la laguna de Peñalara. De este modo el nivel del agua determina el volumen en el que se diluyen los nutrientes, así como el caudal del arroyo de salida. La Figura 20 muestra el cambio porcentual del volumen de la laguna desde 1998. Obsérvese que frente a determinados episodios de precipitación, la laguna puede aumentar su volumen entre un 4 y un 15% en un sólo día y, en términos absolutos, la laguna puede incrementar su volumen en más de 1500 m³ en un solo día. No obstante, estos incrementos son muy puntuales, generalmente disminuyendo el volumen de la misma durante los días siguientes. La disminución de volumen alcanza hasta un 8% del volumen en un solo día, y son más acusados cuanto mayor haya sido el incremento de nivel el día anterior.

Se ha realizado también una estimación del porcentaje de agua que se renueva en la laguna Grande de Peñalara diariamente. Para ello se ha partido de la precipitación diaria registrada en el puerto de Navacerrada durante el período libre de hielo. Con estos datos se han estimado los caudales circulantes, suponiendo que cada una de estas precipitaciones genera un hidrograma entandar con un tiempo base de cinco días, y corrigiendo los valores obtenidos de acuerdo a los cambios de almacenamiento de la laguna (Figura 20). El porcentaje de renovación diario se presenta en la Figura 21.

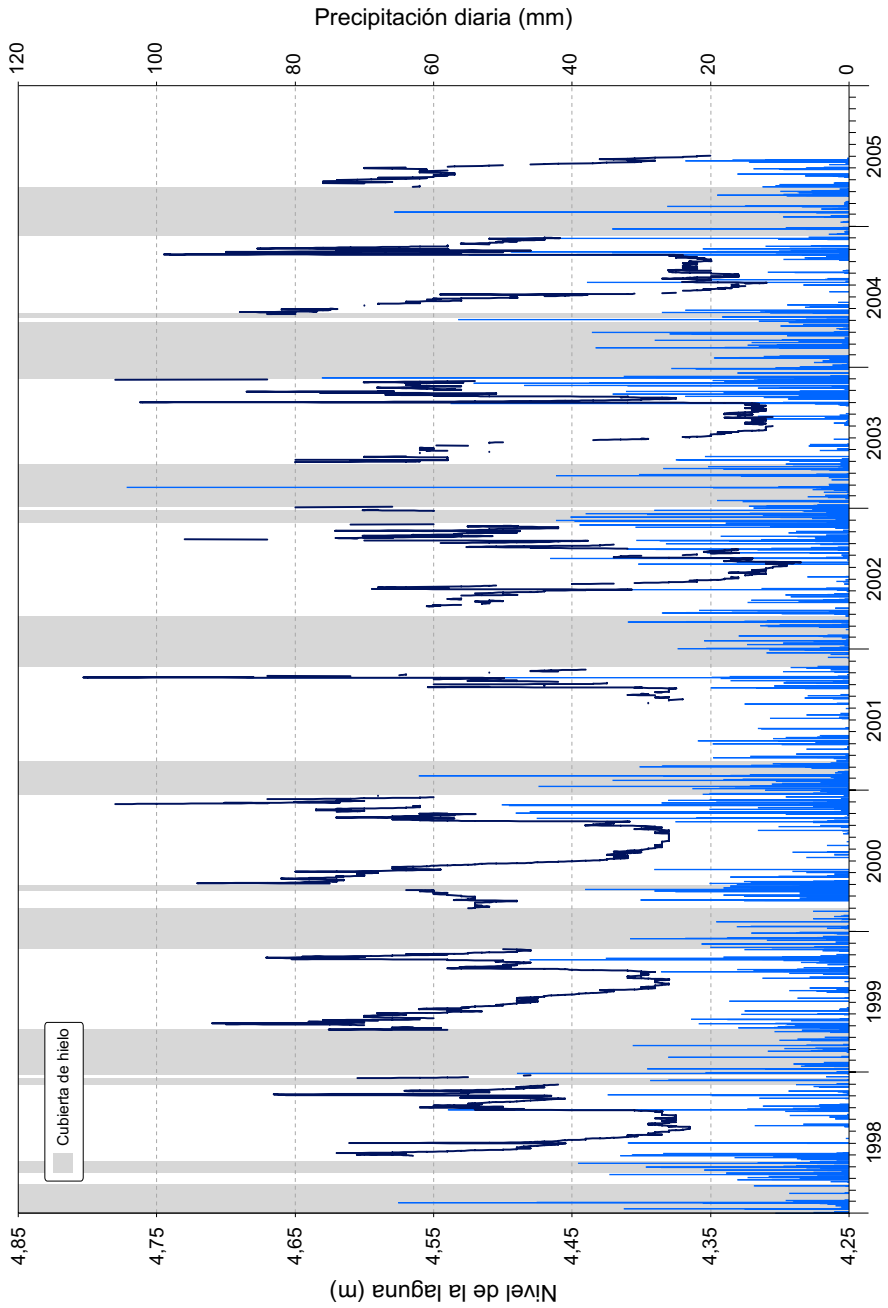


Figura 19. Evolución del nivel del agua de la laguna de Peñalara, respecto a la precipitación diaria.

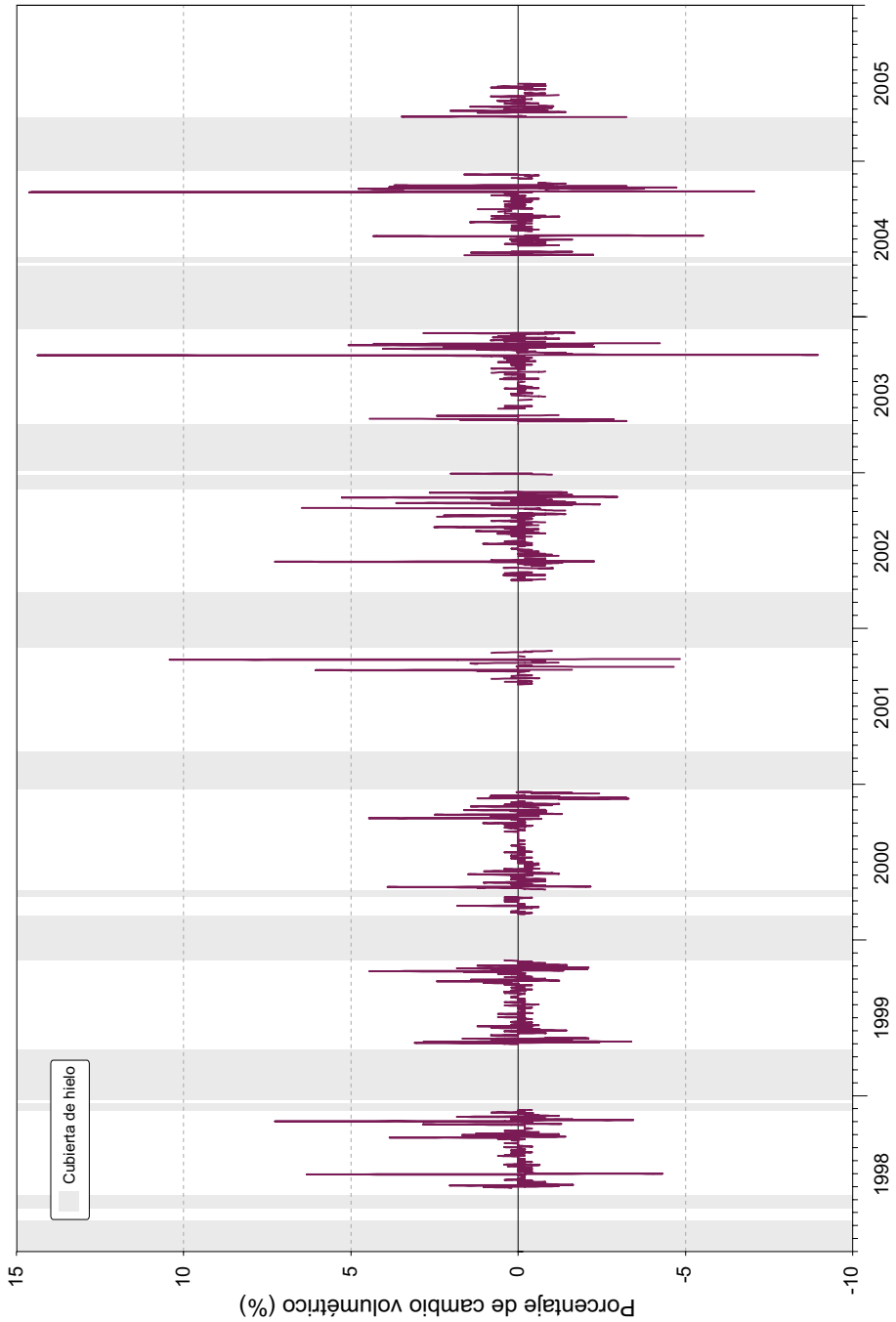


Figura 20. Porcentaje de cambio volumétrico de la laguna de Peñalara.

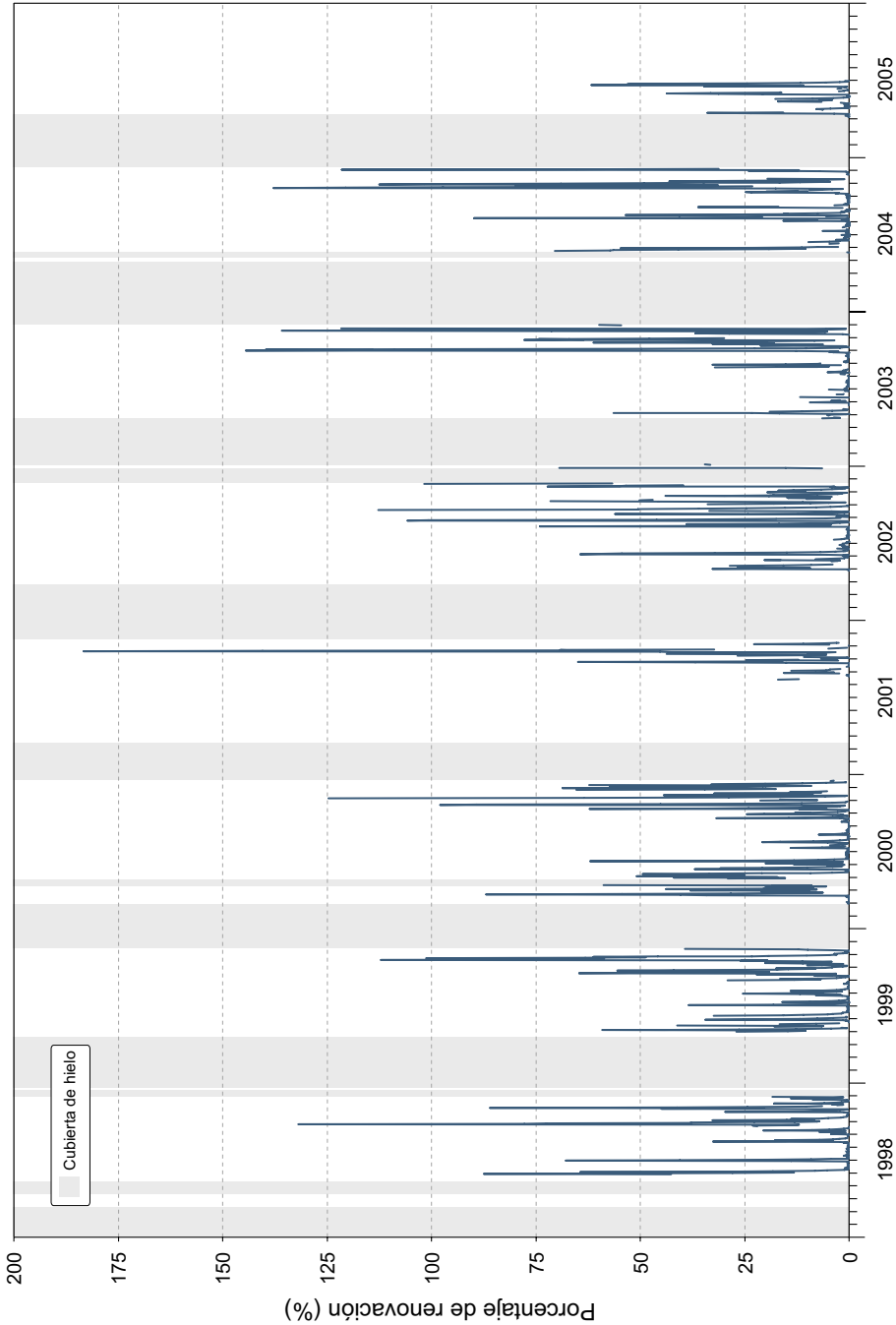


Figura 21. Porcentaje de renovación de la laguna de Peñalara.

Según estas estimaciones, todos los años hay al menos un día en que se renueva completamente el agua de la laguna. La estimación máxima se ha obtenido para el 19 de octubre de 2001, con un 183% de renovación. Es decir, teóricamente ese día circuló por la laguna casi el doble de agua de la que almacena habitualmente. Por otra parte, son relativamente habituales períodos de uno o más días con una renovación diaria de más del 50% del agua almacenada en la laguna. Estos episodios se producen como respuesta a intensas precipitaciones en la cuenca (tormentas estivales, lluvias otoñales, etc.), por lo que éstas tienen importantes consecuencias sobre las características limnológicas de la laguna, además de suponer un importante agente erosivo y de transporte de materiales desde la cuenca y márgenes de la laguna al interior de la cubeta.

Una tasa de renovación elevada implica un fuerte control por parte de este parámetro de las condiciones en las que se desarrollan los organismos: determina el grado de dilución de los iones mayoritarios y los nutrientes disponibles, afecta a la estabilidad de la columna de agua (distribución de calor, flujos turbulentos), y en algunos casos supone un control importante de las poblaciones por deriva de sus componentes. Además, hay que señalar que esta estimación es muy conservadora, ya que se han realizado los cálculos sin incluir el escurrimiento base. Es decir, no se ha incluido ni el deshielo de la nieve en la cuenca ni el caudal de base sobre el que se producen los hidrogramas.

A partir de estos datos de la hidrología de la laguna, hay que señalar que los muestreos mensuales del seguimiento limnológico se han realizado en días con muy distinta tasa de renovación, lo que puede llevar a una distorsión en la interpretación de ciertas tendencias. De este modo, aunque las tendencias anuales son discernibles, el valor puntual de determinadas variables que se obtienen para esos meses puede estar muy influido por la mayor tasa de renovación del momento en que se realiza el muestreo. En conclusión, la obtención de una serie continua de determinadas variables limnológicas permitiría entender con mayor detalle el funcionamiento ecológico de esta laguna, así como cuantificar y modelizar la influencia de la hidrología sobre este funcionamiento.

6.2.1 Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara

Como se comentó en el apartado 3.3 la cuenca de la laguna Grande de Peñalara está incluida en otra algo más amplia, la *Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara* (CEAP, Figura 4). En el punto de salida de la CEAP está ubicada una estación de aforos encargada de la medición del caudal circulante por el arroyo de la laguna de Peñalara. La Figura 22 muestra el caudal registrado por esta estación desde que comenzó a funcionar.

El flujo de agua en el arroyo es muy fluctuante, abarcando un amplio rango de caudales. Por ello, en la figura se presenta el caudal en dos escalas distintas. En la parte superior la escala decimal permite observar fácilmente las fuertes crecidas del río, mientras que la escala logarítmica de la serie inferior permite conocer con precisión los flujos en época de estiaje.

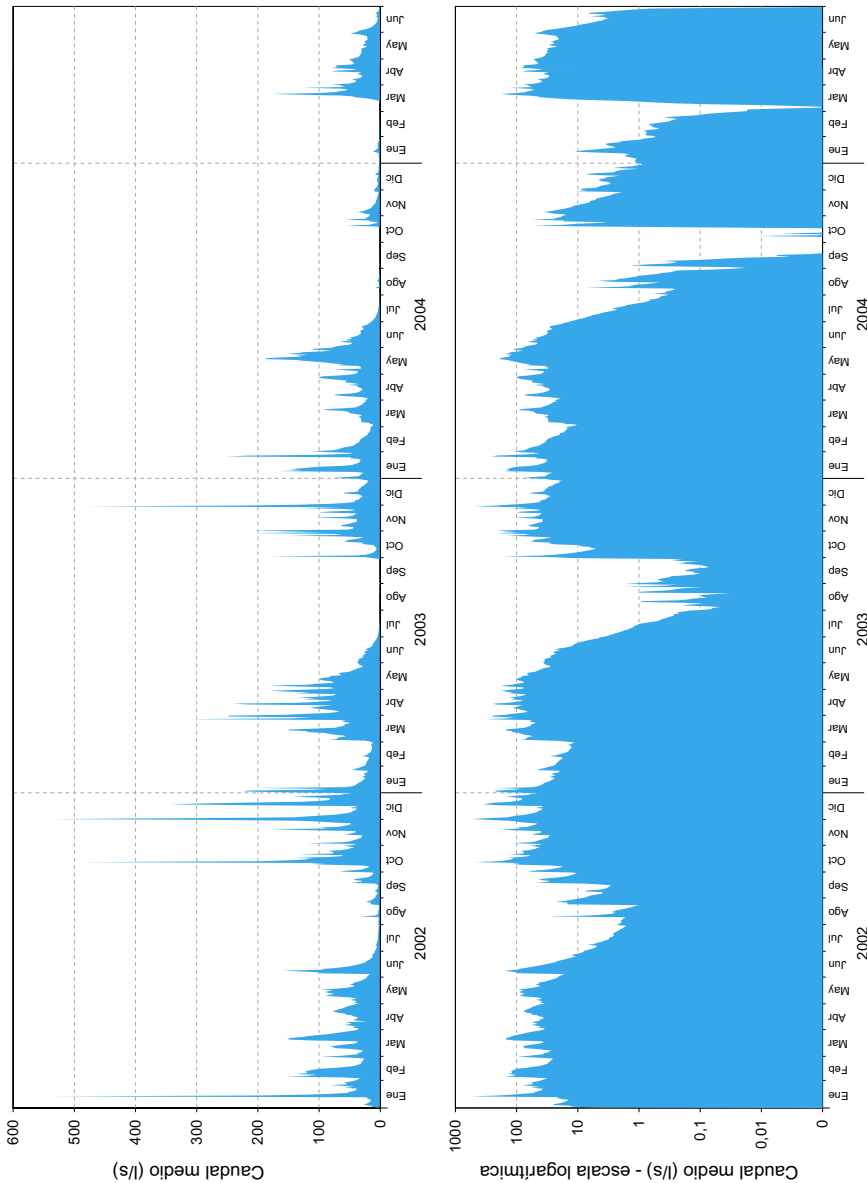


Figura 22. Caudal medio diario del arroyo de la laguna Grande de Peñalara en la estación de aforos de la CEAP.

Habitualmente, el arroyo de la laguna de Peñalara lleva un caudal moderado. Más de la mitad de los días el caudal medio es menor de 30 l/s, mientras que el 95% de los días el caudal medio es menor de 140 l/s. Sin embargo, tal y como se aprecia claramente en la parte superior de la Figura 23, ocasionalmente se producen importantes crecidas. Estas crecidas no suelen durar más allá de unas horas, pero se alcanzan valores instantáneos de hasta 1700 l/s.

Esta estación de aforos permite determinar el agua que circula por la cuenca y caracterizar procesos como el deshielo, la erosión del suelo o el tiempo de residencia de nutrientes y contaminantes. La descripción de estos procesos y su modelización excede los objetivos de este libro. No obstante, como ejemplo del funcionamiento hidrológico la Figura 23 se muestra el caudal del arroyo de la laguna de Peñalara en dos momentos muy diferentes desde el punto de vista hidrológico.

En la parte superior se muestra el caudal en el mes de marzo de 2003, junto con la temperatura atmosférica. En este mes, el macizo de Peñalara aún permanece cubierto de nieve. Los períodos en que la temperatura atmosférica sube de 0°C, se produce un intenso deshielo en la cuenca, aumentando considerablemente el caudal del arroyo de Peñalara. Como puede verse, el flujo de agua fluctúa diariamente debido al fuerte contraste entre las temperaturas del día y de la noche.

Por el contrario, en la parte inferior de la Figura 23 se muestra el caudal en el mes de agosto del mismo año y la precipitación observada. En verano, los cauces de los arroyos permanecen con un escasísimo caudal de agua. No obstante, las tormentas típicas del verano provocan crecidas importantes, aunque generalmente de corta duración. En ocasiones, una sola de estas tormentas estivales aporta el agua suficiente para renovar completamente el agua de la laguna de Peñalara.

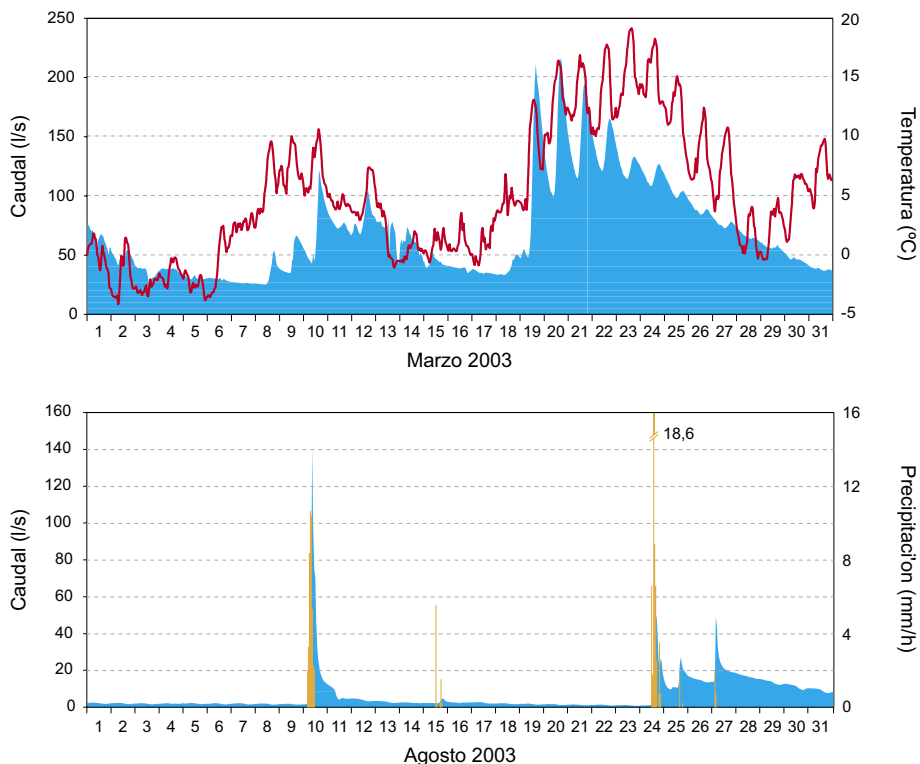


Figura 23. Respuesta del caudal al incremento de temperatura ambiental durante los meses de deshielo (arriba), y como repuesta a la precipitación estival (abajo).

6.3 TRANSPARENCIA DEL AGUA

La transparencia del agua es fundamental para determinar que zonas de la laguna son susceptibles de albergar una producción primaria fotosintética, para la cual es imprescindible un mínimo de luz. El agua pura es un medio que dificulta la transmisión de la luz en mucho mayor grado que el aire, aunque dicha extinción de la luz con la profundidad sólo es relevante, en términos fotosintéticos, a partir de decenas de metros de profundidad. No obstante, en los ecosistemas acuáticos la transparencia del agua puede variar enormemente respecto a la del agua pura, dependiendo fundamentalmente de la cantidad de partículas de sólidos en suspensión y de la presencia de organismos fitoplanctónicos.

La transparencia del agua se ha medido durante los períodos sin cubierta de hielo por medio de la profundidad de visión del disco de Secchi, cuya evolución se muestra en la Figura 24. El disco de Secchi no es más que un disco de un determinado tamaño y pintado con dos sectores blancos y dos sectores negros. La profundidad a la que deja de ser visible este disco desde la superficie es una sencilla indicación de la transparencia del agua.

Durante todos los años estudiados la visión del disco de Secchi alcanza el fondo de la laguna tanto inmediatamente antes como después del período con cubierta de hielo. Como se ha dicho con anterioridad en relación a la hidrología de la laguna, estos períodos se caracterizan precisamente por una elevada tasa de renovación, con lo que la cantidad de partículas y organismos planctónicos suspendidos en la columna de agua es poco abundante.

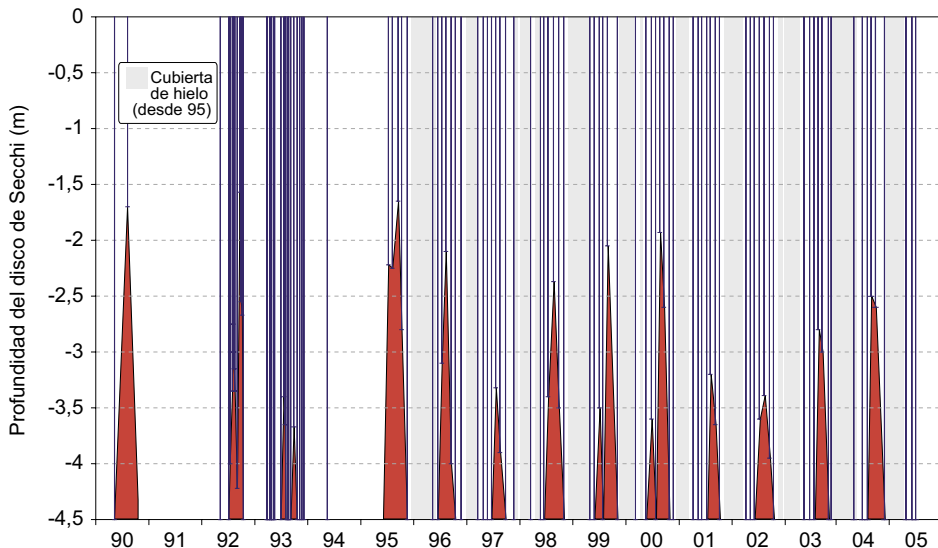


Figura 24. Profundidad de visión del disco de Secchi en la laguna de Peñalara. En rojo aparece la zona de la columna de agua que queda por debajo de la profundidad de visión del disco de Secchi.

A mediados del período estival, se produce todos los años un mínimo de la profundidad de visión del disco de Secchi, es decir, el período en el que la transparencia del agua de la laguna es menor. Este período coincide con épocas en los que la tasa de renovación es baja y el desarrollo de la población fitoplanctónica es relativamente elevada. En general, al aumentar la concentración de clorofila *a* disminuye la profundidad a la que es visible el disco de Secchi. No obstante, no se ha encontrado una correlación significativa entre la concentración de clorofila *a* y la profundidad de visión del disco de Secchi, por lo que la turbidez (sólidos en suspensión) o el tipo concreto de comunidad fitoplanctónica también deben jugar un papel importante en la transparencia de la laguna de Peñalara.

En los últimos años, la mínima profundidad de visión de disco de Secchi se ha situado en torno a los 2 m de profundidad. Dado que es habitual considerar la zona fótica (la zona con suficiente iluminación como para que en ella se pueda producir la fotosíntesis) como aproximadamente el doble de la profundidad de visión del disco de Secchi, se puede concluir que durante prácticamente todo el período sin cubierta de hielo la luz alcanza el fondo de la laguna, quedando por tanto toda la laguna como zona fotosintéticamente activa.

Durante el período invernal, la cantidad de luz que alcanza el fondo de la laguna está muy determinada por las características de la cubierta de hielo. En primer lugar, la presencia de una cubierta de hielo modifica completamente el albedo de la laguna, pudiendo oscilar entre 0,09 para una cubierta de hielo negro y 0,97 para una cubierta con nieve recién caída (Petrov *et al.*, 2005). Es decir, dado que esta última situación es bastante frecuente en la laguna Grande de Peñalara, podemos afirmar que más de un 80% de la radiación incidente sobre la cubierta es habitualmente reflejada directamente por ésta. Además, Petrov y colaboradores (2005) han desarrollado unas ecuaciones empíricas para calcular la radiación que consigue atravesar la cubierta de hielo de los lagos. De acuerdo a éstas, se ha calculado la radiación media que llega a la parte superior de la columna de agua en contacto con el hielo (Figura 25).

Para este cálculo se ha tenido en cuenta la radiación media y máxima mensual registrada por la estación meteorológica del refugio Zabala, el albedo teórico correspondiente a la tipología de la cubierta de hielo, y el espesor y características de las distintas capas de la cubierta de hielo (apartado 6.5). Como puede verse, es habitual que durante la época central de la cubierta de hielo la radiación media que alcanza la columna de agua sea inferior a 1 W/m², llegando en ocasiones (como la espesa cubierta de 1995-1996) a ser tan baja como 0,031 W/m². De esta manera, los espesores de nieve y hielo blanco que se dan habitualmente en la laguna impiden prácticamente la transmisión de la luz a la columna de agua, con lo que la producción primaria debe cesar durante este período. De hecho, aunque la Figura 25 presenta la radiación media, durante la época central de la cubierta de hielo de 1995-1996 la radiación máxima puntual calculada fue de tan sólo de 0,191 W/m².

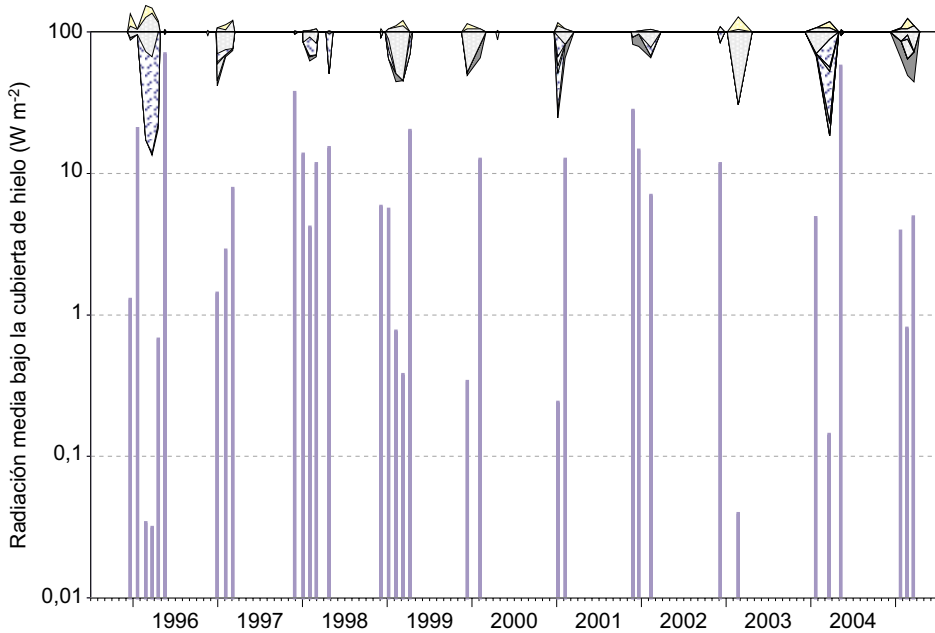


Figura 25. Radiación media que llega a la parte superior de la columna de agua en contacto con el hielo. Se ha incluido la estructura de la cubierta de hielo, conforme a la Figura 33, para señalar el efecto que el espesor y estructura de ésta tiene en la transmisión de la radiación incidente. Obsérvese que la escala es logarítmica.

En cuanto a la radiación observada durante el verano, el 21 de agosto de 1997 se realizó un experimento de monitorización en continuo de diversas variables, entre ellas la radiación fotosintéticamente activa (PAR) atmosférica y subacuática. En la Figura 26 se muestra la radiación integrada en períodos de 5 minutos, tanto la incidente sobre la lámina de agua como la que alcanza el fondo de la laguna.

El día 21 de agosto, para la longitud, latitud y altitud de la laguna Grande de Peñalara, el Sol salió a las 5:25 hora solar. A partir de ese momento, y debido a la orientación sur-sureste del circo de la laguna (Figura 6), la radiación incidente aumenta rápidamente hasta alcanzar el máximo en torno al mediodía solar. Se observan no obstante algunos descensos en la radiación incidente, especialmente una hora antes del mediodía solar, debido a la aparición de nubes que ocultaron el Sol. Éste se puso a las 19:15 h.s., pero unas dos horas antes se observa un notable descenso de la radiación incidente, en este caso debido a la ocultación del Sol por detrás de la cuerda montañosa de Dos Hermanas. En la misma figura se muestran los valores del sensor situado cerca del fondo de la laguna, o lo que es lo mismo, la cantidad efectiva de energía disponible para la producción primaria bentónica o del fitoplancton cercano al sedimento. Es interesante hacer notar que durante el período de mayor nubosidad la radiación que puede alcanzar el fondo de la laguna se reduce notablemente, registrándose valores cercanos a las primeras horas del amanecer o las últimas del atardecer.

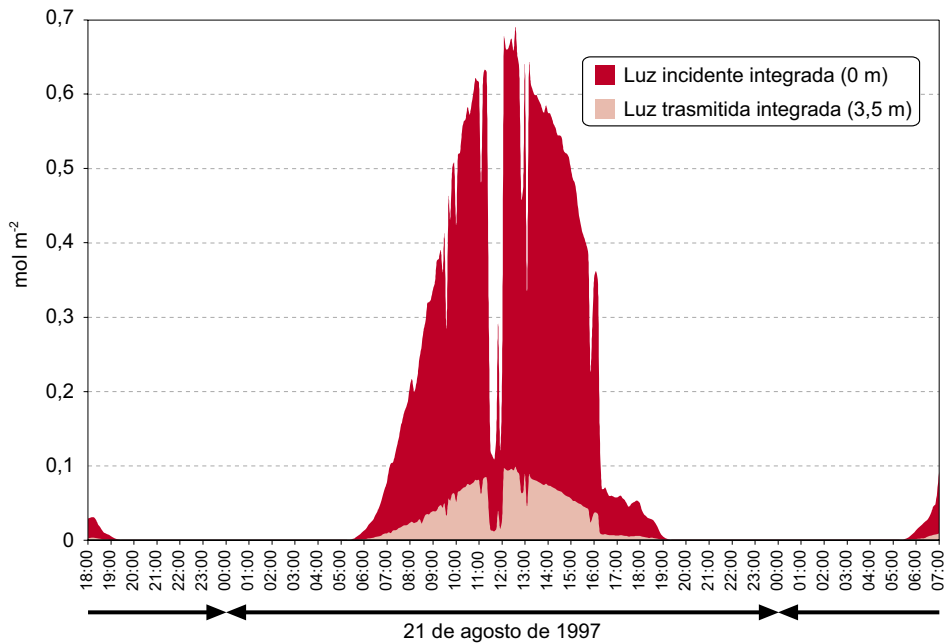


Figura 26. Radiación fotosintéticamente activa (PAR) integrada en períodos de 5 minutos. La radiación incidente es la que recibe la lámina de agua, mientras que la transmitida es la radiación que ha alcanzado los 3,5 metros de profundidad.

Para concretar la disponibilidad lumínica en las distintas profundidades, a primera hora de la mañana del día 22 se realizó un perfil de la columna de agua con el sensor subacuático. Como es conocido, la extinción de la radiación puede ajustarse con notable precisión a un modelo exponencial de decaimiento, que en este caso se presenta en la Figura 27.

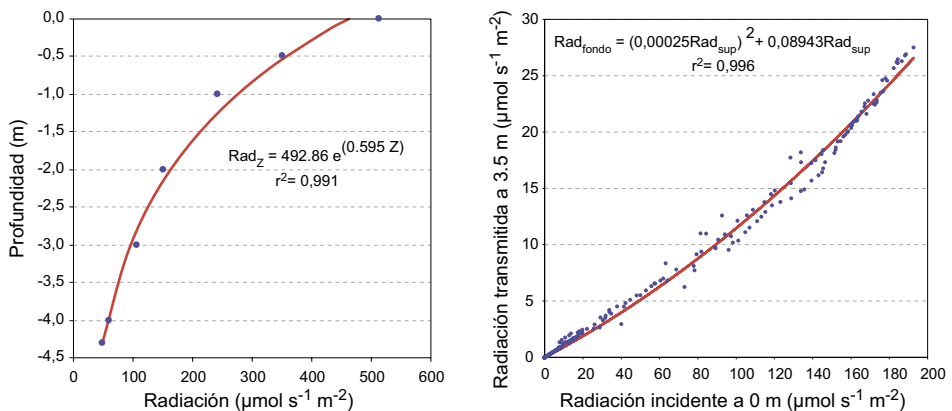


Figura 27. Modelo de extinción lumínica en la columna de agua de la Laguna Grande de Peñalara (izquierda), y relación entre la radiación incidente y la transmitida a 3,5 m de profundidad.

Hay que advertir que se trata de un modelo descriptivo de las condiciones concretas de luminosidad atmosférica y biofísicas de la columna de agua en ese día concreto, sin capacidad predictiva para cualquier otra fecha o condiciones de la laguna. Sin embargo, hay una serie de aspectos interesantes que nos revela: en el período anual de menor transparencia del agua (Figura 24) más del 50% de la radiación que entra en la columna de agua no alcanza el primer metro de profundidad, pero al menos un 10% de esta radiación llega hasta el fondo de la laguna. Para conocer si este comportamiento es extrapolable al resto del día, en la Figura 27 se correlacionan los valores de radiación incidente a los de radiación transmitida para todos los intervalos de cinco minutos registrados. El ajuste muestra que en torno al 12% de la radiación incidente alcanza el fondo de la laguna.

El día en que se realizó este experimento, la profundidad de visión del disco de Secchi fue de 2,75 m. Como se ha visto anteriormente, en el periodo estival la transparencia del agua suele situarse en torno a este valor (la media de visión del disco de Secchi en el mes de agosto es de 2,90 cm). Recalamos que son valores registrados en el período en el que la transparencia de la laguna presenta un mínimo anual (sin contar la época con cubierta de hielo), por lo que es razonable pensar que la producción fitobentónica ha de tener un papel bastante importante en la laguna de Peñalara, al disponerse en un hábitat con la suficiente iluminación, con una accesibilidad importante a los nutrientes de la activa interfase sedimento-agua, y por otra parte en cierto modo protegida de la radiación ultravioleta tan importante en estos ambientes.

6.4 TEMPERATURA DEL AGUA

La temperatura del agua de la laguna depende fundamentalmente de la radiación solar que recibe la masa de agua, de la temperatura ambiental, el viento y de las entradas de agua a distintas temperaturas, ya sea a través de los arroyos y escorrentía difusa o bien por entrada directa de lluvia y nieve. La temperatura del agua es un factor determinante en la dinámica de las comunidades biológicas que residen en la laguna, controlando su fenología bien directamente o bien a través de otras variables como la duración de la cubierta de hielo o las tasas metabólicas de los organismos.

En la Figura 28 se aprecia la evolución de la temperatura de la columna de agua de la laguna desde el inicio del seguimiento limnológico mensual en julio de 1995. Sobre esta gráfica se ha situado también la correspondiente a la temperatura ambiental máxima y mínima diaria (ajuste Loess, ver Figura 11) durante el mismo período, con el fin de presentar con mayor claridad la relación de la temperatura ambiental con la temperatura del agua. La cubierta de hielo está dibujada a escala respecto a la profundidad de la laguna.

Dado el pequeño tamaño de la laguna de Peñalara, su inercia térmica respecto a la temperatura ambiental es muy pequeña. Es decir, la columna de agua refleja

con un lapso de tiempo muy breve los cambios en la temperatura atmosférica, aunque la amplitud de estos cambios es menor por el elevado calor latente del agua. En el período estival, con temperaturas máximas ambientales por encima de los 25°C, en la columna de agua se alcanzan temperaturas entre los 18°C y 20°C. Esta temperatura va descendiendo progresivamente hasta alcanzar valores relativamente bajos a lo largo del otoño, hasta la formación de la cubierta de hielo. Ésta suele producirse en noviembre o diciembre, pero en cualquier caso siempre coincide con un período de al menos 3 o 4 días en el que las temperaturas máximas ambientales son negativas. Desde esta fecha, y hasta la desaparición definitiva de la cubierta de hielo, se produce la estratificación invernal, con una capa de agua cercana a la cubierta de hielo a 0°C y una capa profunda de agua a 4°C, temperatura de la máxima densidad del agua. Durante la estratificación térmica invernal, habitualmente se produce una fluctuación de la profundidad que alcanza cada una de estas capas de agua a diferente temperatura. Estas fluctuaciones están en relación con la entrada de agua a muy baja temperatura procedente del deshielo en la cuenca, especialmente durante el deshielo de primavera. En este último caso, la entrada de agua con temperatura menor de 1°C procedente del deshielo en la cuenca genera que las capas de agua con temperatura menor de 2°C alcancen prácticamente el fondo de la laguna.

Una vez destruida la capa de hielo y con la columna de agua totalmente homogeneizada térmicamente (entre marzo y abril), se inicia un nuevo calentamiento progresivo de la masa de agua hasta alcanzar a finales de junio temperaturas próximas a los 20°C. Las diferencias máximas de temperatura entre superficie y fondo en la época estival oscilan habitualmente entre 2 y 2,5°C.

La temperatura de la columna de agua es un factor clave para entender la estructura de un ecosistema acuático. La densidad del agua depende de la temperatura, alcanzándose el máximo de densidad en torno a los 4°C. Así, diferencias de temperatura entre diferentes capas de agua implican diferencias de densidad de estas capas, lo que a su vez determina que haya una resistencia a la mezcla mecánica de estas capas cuanto mayor sea esta diferencia de densidad. En ciertos casos, estas diferencias de densidad son tan notables que en la práctica se forman diversos compartimentos en la columna de agua: 1) el epilimnion, una capa superficial cálida y de bastante turbulencia; 2) el metalimnion, una capa situada por debajo de la anterior y con un gradiente térmico muy acusado; y 3) el hipolimnion, una capa profunda y fría, situada por debajo de las dos anteriores. Así, la masa de agua puede estructurarse verticalmente como una capa de agua cálida en superficie y una profunda y fría, separadas por una termoclina (nivel en el que el gradiente térmico es máximo) situada en el metalimnion. Cuanto mayor es la diferencia de temperatura entre estas capas, mayor es su resistencia a la mezcla entre ellas. Habitualmente, se suele considerar un gradiente de al menos 2°C/m para establecer la existencia de una verdadera termoclina.

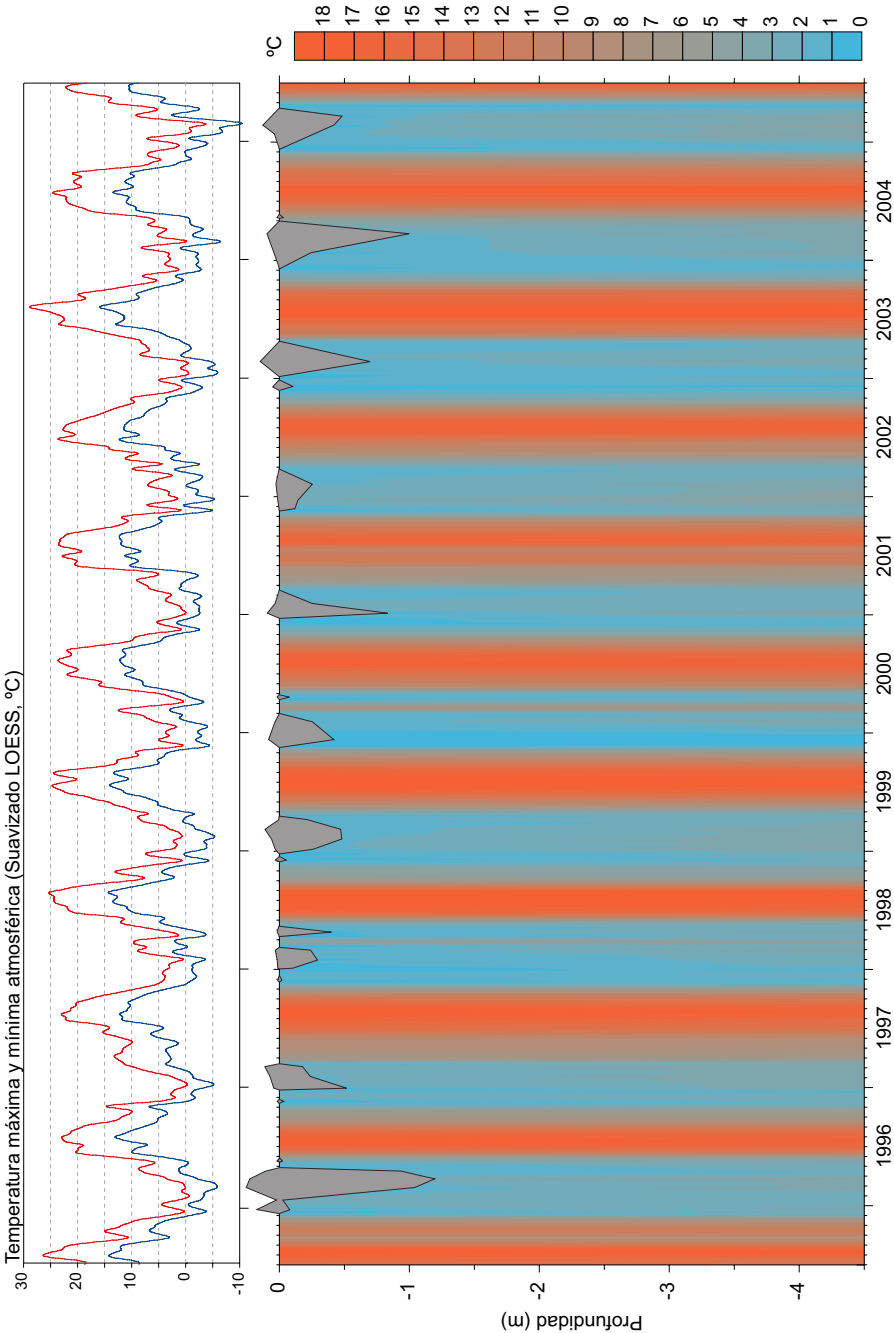


Figura 28. Evolución de la temperatura del agua en la laguna Grande de Peñalara.

Un buen indicador de esta resistencia mecánica a la mezcla es la frecuencia de Brunt-Väisälä (N):

$$N^2 = (g \, d\sigma/dZ) / \sigma_0$$

Donde g es la aceleración de la gravedad, $d\sigma/dZ$ es el gradiente de densidad y σ_0 es la densidad media de esa capa de agua. Así, cuanto mayor es el valor de N^2 , mayor es su resistencia a la mezcla vertical.

La Figura 29 muestra distintas situaciones de la columna de agua de la laguna Grande de Peñalara, escogidas para ilustrar diferentes situaciones en cuanto a estabilidad térmica, que se describen a continuación:

Perfil A: Es una situación típica en la laguna Grande de Peñalara a principios de verano, que en ocasiones perdura durante todo el período estival. Como puede verse, el perfil de temperatura muestra una disminución paulatina con la profundidad, por lo que toda la columna de agua muestra una cierta resistencia a la mezcla vertical. Además, es frecuente que haya un mayor gradiente térmico situado entre 0,5 m y 1,5 m de profundidad, lo que se ve reflejado en esta caso en una mayor resistencia a la mezcla a 1,25 m de profundidad. Esta situación se produce como consecuencia del calentamiento superficial del agua por la radiación solar absorbida. No obstante, el gradiente térmico no suele ser tan pronunciado como para poder hablar con propiedad de la formación de una termoclina que separe una capa epilimnética de otra hipolimnética.

Perfil B: Es una situación relativamente frecuente a mediados o finales de verano, tras un período meteorológico estable. En esta situación, el gradiente máximo de temperatura se ha situado cerca del fondo de la laguna, acentuándose notablemente y por tanto mostrando una fuerte resistencia a la mezcla en esta zona. Por el contrario, la capa de agua más superficial no muestra una especial resistencia a la mezcla, excepto en la capa de agua más superficial calentada por el sol. Generalmente, esto se produce como continuación de la situación descrita en el perfil A, cuando el pico de la frecuencia de Brunt-Väisälä se ha desplazado hacia el fondo. En esta situación, el agua profunda cercana al sedimento apenas se mezcla con la del resto de la laguna, lo que permite asimismo la aparición de diferencias hidroquímicas entre estas dos capas de agua. Habitualmente esto tiene como consecuencia la aparición de dos comunidades de productores primarios diferenciados, fitoplancton en la capa de agua superficial y fitobentos (clorofíceas filamentosas) en la capa de agua cercana al sedimento.

Perfil C: Esta situación se produce ocasionalmente durante el período estival, y viene a ser una combinación de las dos situaciones descritas con anterioridad. Aparece una clara termoclina cerca del sedimento (a 3,25 m) que separe una capa cálida superficial y otra relativamente fría y profunda. Pero además, en los primeros metros aparece también un pico en la frecuencia de Brunt-Väisälä (a 1,25 m), que dificulta la mezcla entre la zona más superficial y la zona de agua situada a media profundidad. Esta situación se produce a partir de unas condiciones como las mostradas en el perfil B, tras un período de intensa radiación solar y

estabilidad meteorológica que propicia un calentamiento de la capa de agua más superficial. En las condiciones del perfil C, la estabilidad térmica de la columna de agua es muy alta, pudiéndose diferenciar diferentes comunidades fitoplanctónicas a distintas profundidades, además del fitobentos señalado anteriormente.

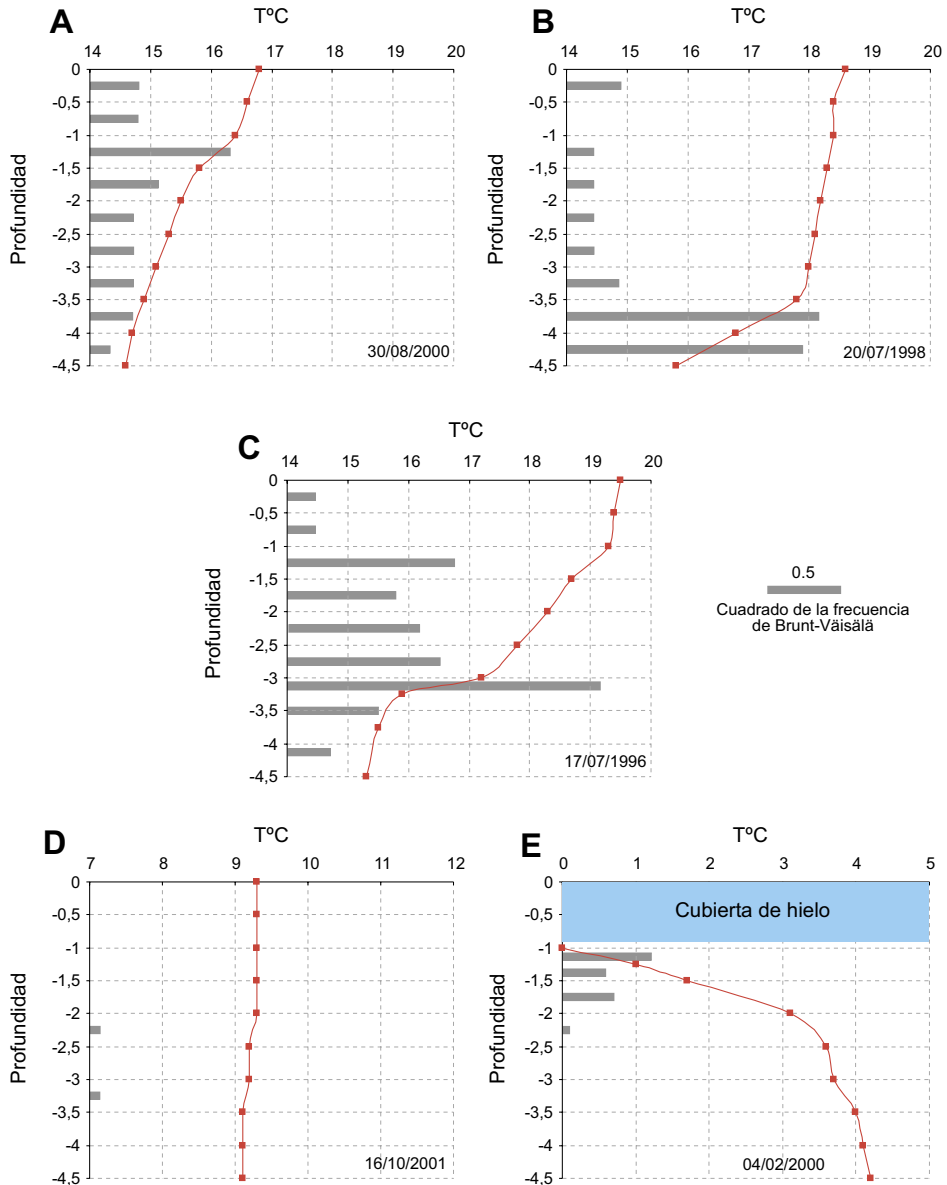


Figura 29. Perfiles de temperatura y del cuadrado de la frecuencia de Brunt-Väisälä, como indicador de la resistencia mecánica de una capa de agua a la mezcla vertical.

Perfil D: Esta es la situación típica de primavera y otoño, con la columna de agua prácticamente homogeneizada térmicamente. En estas condiciones, la resistencia a la mezcla vertical es mínima (periodos de mezcla) y el intercambio entre la capa superficial y profunda es máximo.

Perfil E: Esta situación se produce bajo la cubierta de hielo. El agua más densa se asienta en el fondo (en torno a 4°C), mientras que la capa de agua situada por debajo de la cubierta de hielo presenta un gradiente térmico inverso. Las diferencias de densidad son menos importantes que en el caso de aguas más cálidas (menor frecuencia de Brunt-Väisälä), pero la estabilidad de la columna es máxima debido a que la cubierta de hielo impide el efecto mecánico del viento, principal agente de los procesos de mezcla. De hecho, durante la estratificación térmica invernal, los movimientos horizontales de la columna de agua son de un orden de magnitud tres veces mayor que la componente vertical debido a la ausencia del efecto mecánico del viento.

Conviene señalar en cualquier caso que en la laguna Grande de Peñalara no se produce nunca la formación de un auténtico hipolimnion, de temperatura fría y casi constante a lo largo de este período. De este modo, el modelo térmico de la laguna Grande de Peñalara contempla una estratificación inversa invernal, dos claros períodos de mezcla (primavera y otoño) y un período estival en el que a pesar de encontrarse ligeras diferencias de temperatura entre las capas de agua superior y profunda, no se puede hablar de la formación de una verdadera termoclina estable y duradera. De hecho, como se verá a continuación, la columna de agua es muy dependiente tanto de la temperatura atmosférica como de las precipitaciones.

En 1998 se colocó un termistor acuático a 0,5 m de profundidad, con el fin de registrar en continuo la temperatura del agua. En 2002 se colocó otro termistor acuático a 4 m de profundidad. La serie de temperaturas superficiales obtenida se muestra en la Figura 30.



Foto 6. Instalación de la cadena de termistores en la columna de agua de la laguna.

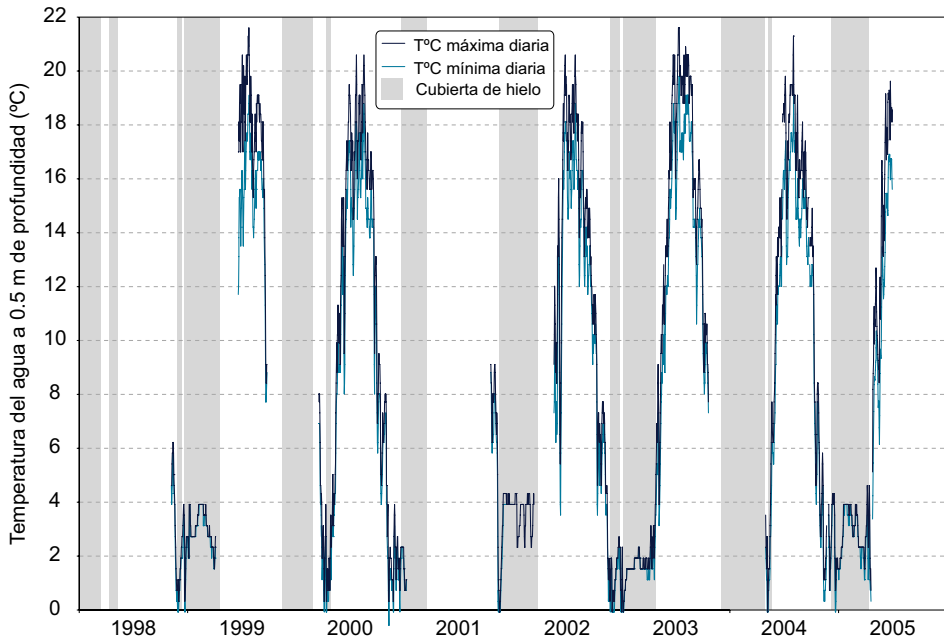


Figura 30. Temperatura máxima y mínima diaria del agua de la laguna Grande de Peñalara a 0,5 m de profundidad.

En la Figura 30 se observa que la temperatura máxima anual del agua superficial supera siempre los 20°C , lo que constituye un rasgo característico de las lagunas de montaña del ámbito mediterráneo: se hielan en el período invernal, pero alcanzan temperaturas considerables en el período estival. Debido al relativamente escaso volumen y profundidad de la laguna, ésta muestra una inercia térmica poco acusada. Así, son frecuentes periodos en los que la temperatura media de la columna de agua puede cambiar a un ritmo de $3^{\circ}\text{C}/\text{día}$, con oscilaciones térmicas de la capa de agua superficial de hasta $5^{\circ}\text{C}/\text{día}$. Este comportamiento se reproduce en la capa de agua más profunda, aunque la tasa de cambio y la oscilación térmica son ligeramente menores. En la Figura 30 puede verse igualmente la temperatura a 0,5 m durante el período con cubierta de hielo. La formación de esta cubierta se produce cuando la temperatura del agua alcanza los 0°C . No obstante, rápidamente el agua a 0,5 m alcanza temperaturas entre los 2°C y los 4°C como consecuencia del flujo de calor almacenado en el sedimento. Esta situación perdura durante la mayor parte de la duración de la cubierta, sin apenas oscilación térmica diaria. Cuando empieza a producirse el deshielo de la cubierta y de la nieve almacenada en la cuenca, la temperatura del agua suele descender nuevamente, gracias a la entrada de agua a la laguna con una temperatura cercana a los 0°C .

La relación entre estos cambios de temperatura respecto a las condiciones meteorológicas se muestra en la Figura 31. Se ha representado únicamente de mayo a septiembre de 2002, como ejemplo representativo de lo que ocurre en la laguna a lo largo del período sin cubierta de hielo.

La gráfica superior muestra la temperatura máxima y mínima diaria ambiental. Durante casi todo el mes de mayo la temperatura fue relativamente fría, en ocasiones con temperaturas mínimas por debajo de los 0°C, y frecuentes precipitaciones. Por ello la serie de temperatura del agua se inicia con temperaturas por debajo de los 10°C, y sin apenas diferencia entre superficie y fondo (período de mezcla). A finales de mayo y principios de junio se produce un aumento notable de las temperaturas atmosféricas, que se ve inmediatamente reflejado en un aumento de la temperatura del agua. Obsérvese que en esta situación de alta radiación solar y ausencia de precipitaciones, la diferencia de temperatura entre superficie y fondo se va acentuando progresivamente (mayor resistencia a la mezcla vertical). Entre el 4 y el 9 de junio un frente origina un fuerte descenso de la temperatura atmosférica, intensas precipitaciones y baja radiación solar directa sobre la lámina de agua. En esos 5 días la temperatura media de la columna de agua descendió cerca de 9°C, homogeneizándose térmicamente (mezcla vertical de la columna de agua). A partir del 10 de junio, la temperatura atmosférica subió notablemente, con escasas precipitaciones hasta mediados de agosto. En respuesta a estas condiciones ambientales, la temperatura del agua volvió a subir, aunque con un cierto retardo respecto a la temperatura atmosférica debido a la mayor inercia térmica del agua. Nótese que nuevamente se diferencia progresivamente la temperatura superficial de la del fondo, alcanzándose a finales de junio la mayor estabilidad térmica de la columna a lo largo del período estival. Durante julio y la primera quincena de agosto, la temperatura de la columna de agua responde fielmente a los cambios en la temperatura ambiental, con una diferencia de la temperatura media aproximadamente en torno a 1°C constante entre la superficie y el fondo. Durante la segunda quincena de agosto y el mes de septiembre se vuelven a producir intensas precipitaciones acompañadas de un descenso de la temperatura ambiental. La columna de agua responde con un descenso paulatino de la temperatura y, sobre todo, minimizando las diferencias entre la superficie y el fondo (escasa resistencia a la mezcla vertical).

La gráfica inferior de la Figura 31 muestra la oscilación térmica diaria tanto en superficie como en fondo. La oscilación térmica es casi siempre mayor en superficie que en fondo. En el primer caso la oscilación media es de 1,8°C, y en el segundo de 0,9°C. La oscilación térmica se produce como consecuencia de la absorción de la radiación solar por parte del agua. Dado que el agua absorbe esta radiación rápidamente, la capa de agua superficial se calienta mucho más que las capas profundas. Obsérvese que los días con pocas horas de Sol, la amplitud térmica de la capa superficial es mucho menor. Las mayores oscilaciones térmicas, sobre todo del agua más profunda se producen los días en que se producen fuertes descensos de la temperatura ambiental y precipitaciones. En esta situación el agua superficial se enfría rápidamente, reduce su densidad y por tanto se produce una intensa mezcla de la columna de agua por el "hundimiento" de este agua superficial.

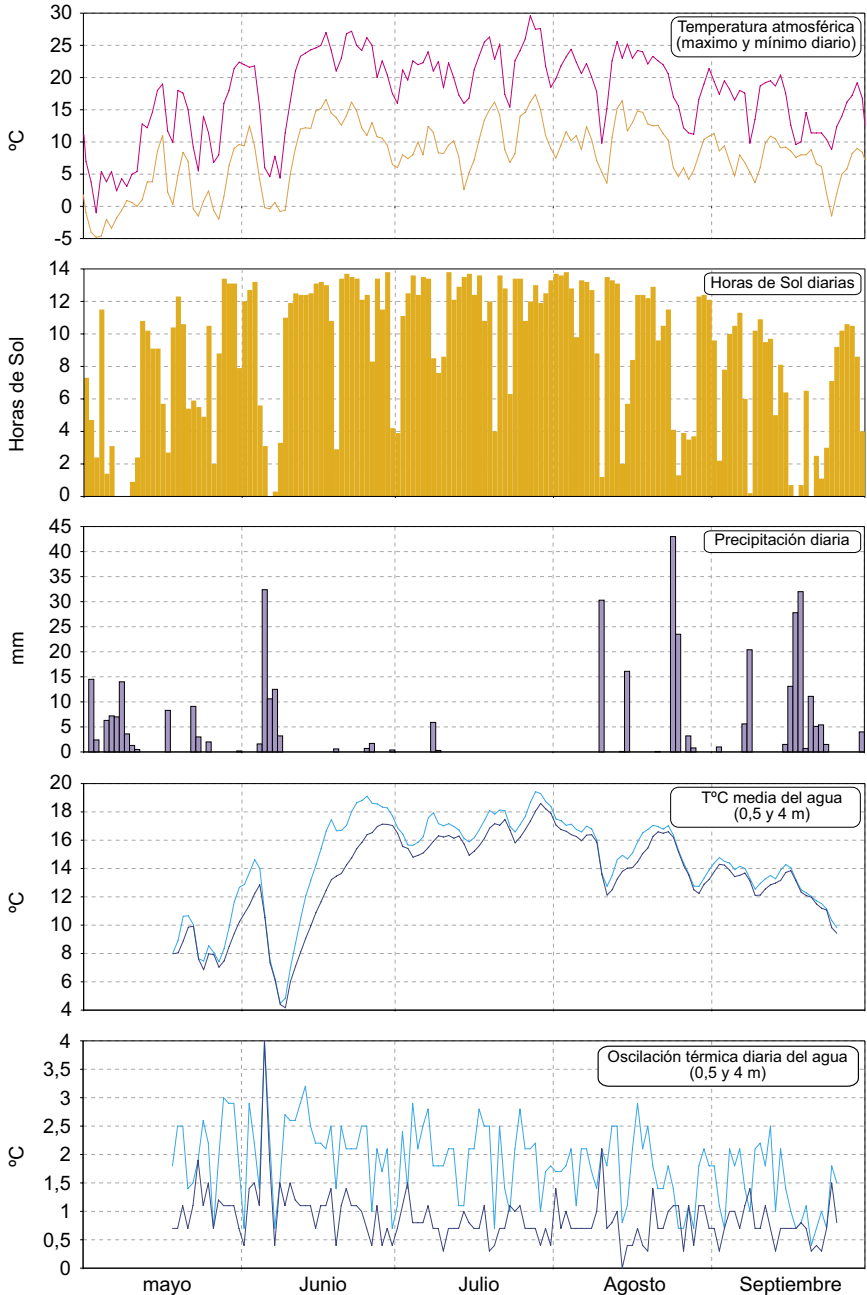


Figura 31. Relación de la temperatura del agua de la laguna Grande de Peñalara con las condiciones meteorológicas.

Durante el experimento de monitorización en continuo realizado el 21 de agosto de 1997, también se registró la temperatura en superficie y fondo, tal como se muestra en la Figura 32. En esta figura se ha incluido como fondo la radiación atmosférica y subacuática conforme a la Figura 26, con el fin de mostrar la relación de la temperatura del agua con esta variable. Como se comentó al hablar de la transparencia del agua (apartado 6.3), más del 50% de la radiación es absorbida en el primer metro de la columna de agua. Gran parte de esta radiación es disipada en forma de calor, por lo que la superficie de la laguna se calienta a lo largo del día, como se muestra en la gráfica. Obsérvese por el contrario que la temperatura del agua del fondo de la laguna es prácticamente constante a lo largo del día, con un ligerísimo incremento acompañando a la temperatura del agua superficial. Por la noche, cuando la temperatura atmosférica es menor que la de la lámina de agua, parte del calor ganado por el día es transmitido del agua al aire, con lo que ésta se enfría.

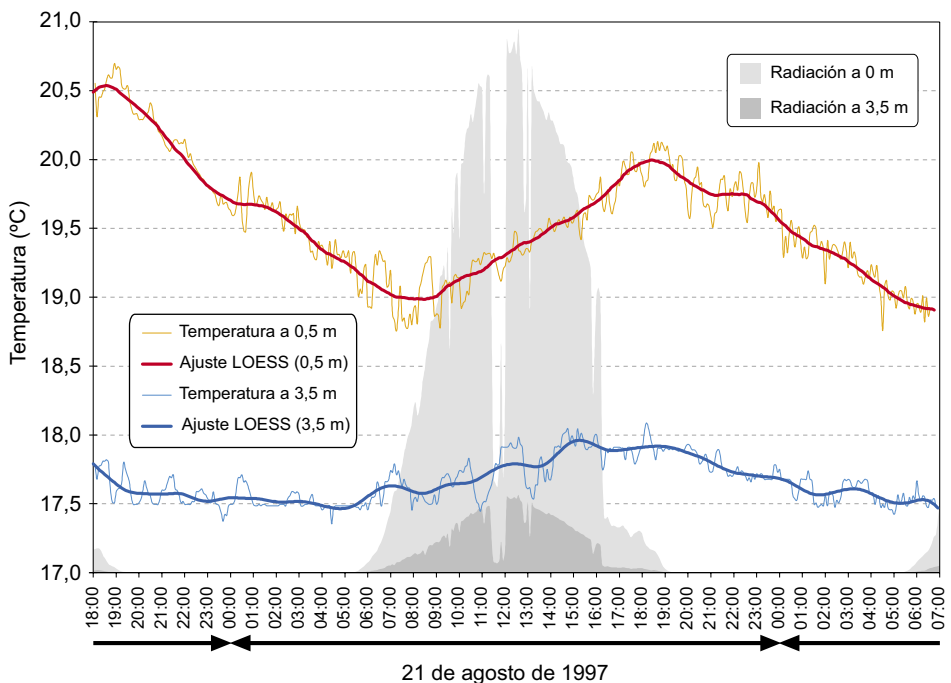


Figura 32. Temperatura del agua a 0,5 y 3,5 metros de profundidad en la laguna Grande de Peñalara durante el seguimiento del ciclo diario.

La amplitud de este ciclo diario no alcanza los dos grados de temperatura y presenta una cierta inercia que propicia que los máximos diarios de temperatura se produzcan algo retrasados respecto al máximo de radiación en el mediodía solar. En efecto, justo a la salida del Sol se registra el mínimo diario de temperatura del agua, y a lo largo del día ésta va aumentando incluso cuando ya se aproxima

el atardecer y la radiación incidente decrece notablemente. A la puesta del Sol es cuando se encuentra la temperatura máxima diaria y a partir de ahí ésta va decreciendo hasta alcanzar un nuevo mínimo al amanecer del día siguiente. Estos máximos diarios de temperatura son proporcionales a la radiación recibida durante el día, como muestra el hecho de que el máximo correspondiente al día 20, un día sin nubes, sea mayor que el del día siguiente, en el que las nubes de evolución de la mañana redujeron la cantidad de energía recibida respecto al día anterior. Por otra parte, la diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo de la columna de agua no permite hablar de estratificación térmica de la columna, como ya se ha comentado al describir el modelo térmico de la laguna.

Conforme a una aproximación más global, se puede calcular el balance térmico anual (Welch, 1935) de la laguna Grande de Peñalara para conocer la energía neta necesaria para realizar los cambios de temperatura descritos con anterioridad. El balance térmico (B) se calcula de acuerdo a:

$$B = D (T_v - T_i)$$

Donde D es la profundidad media en centímetros, T_v es la temperatura media de verano y T_i es la temperatura media de invierno. Así, la laguna Grande de Peñalara presenta un balance térmico anual medio de 3200 calorías/cm², oscilando en distintos años entre las 2800 y las 3500 calorías/cm². Es una cifra relativamente baja en comparación con lagos más profundos, e indica que se requiere relativamente poca energía para conducir a la columna de agua hasta su máxima temperatura.

6.5 CUBIERTA DE HIELO INVERNAL

La formación de una cubierta de hielo invernal (Foto 7) es probablemente la característica más relevante de las lagunas de alta montaña, diferenciándolas claramente de las lagunas de media montaña o del piedemonte. La cubierta de hielo tiene repercusiones limnológicas interesantes, e incluso puede llegar a desarrollar una biota propia y característica.



Foto 7. Cubierta de hielo invernal de la laguna de Peñalara

La Figura 33 muestra con detalle el espesor de las diferentes cubiertas de hielo observadas, así como su estratigrafía. La duración de la cubierta de hielo puede fluctuar ampliamente según la rigurosidad invernal, con valores medios en torno a los 115 días. En los inviernos más rigurosos, con abundantes precipitaciones en forma de nieve, la cubierta de hielo puede llegar a durar en torno a los 140 días (Ej. invierno del 95-96). Por el contrario, son frecuentes inviernos irregulares, en los que se producen 2 o 3 cubiertas de hielo claramente diferenciadas a lo largo del período invernal (Ej. invierno del 97-98). En cualquier caso, casi todos los años es habitual la formación de cubiertas de hielo, totales o sólo en las orillas, de pocos días de duración. Estas cubiertas no han sido reflejadas en la Figura 33, por su escasa duración y espesor.

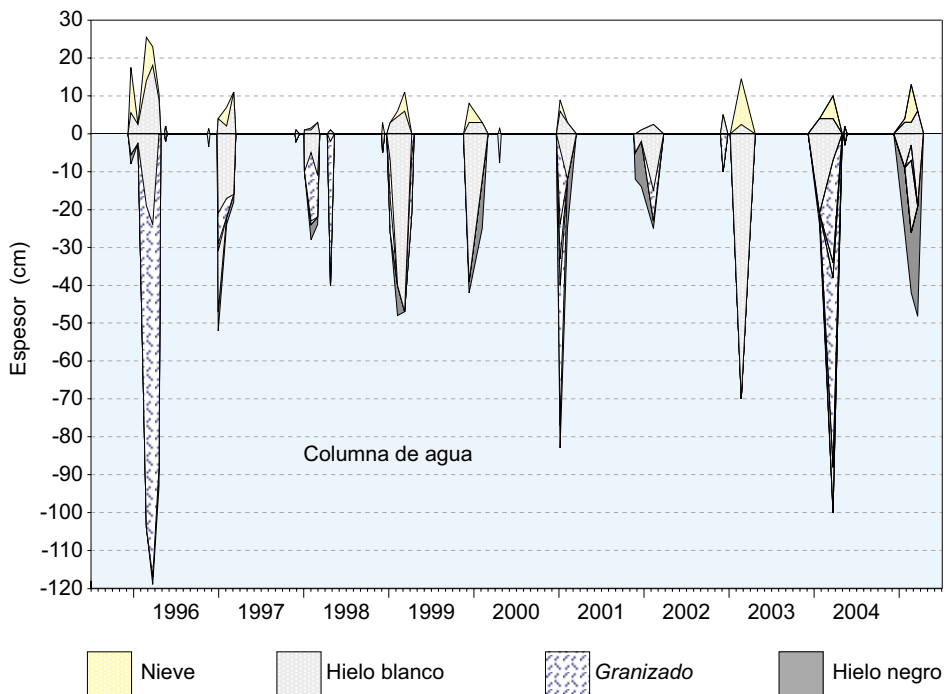


Figura 33. Evolución y estratigrafía de las diferentes cubiertas de hielo invernal.

Los máximos espesores de la cubierta de hielo registrados han sido de 142 cm (marzo 1996) y 165 cm (marzo 1991). Por el contrario, en el período invernal del 2001 al 2002, la cubierta de hielo tan sólo superó ligeramente los 30 cm de espesor. En comparación con otras lagunas de montaña del Sistema Central, estos espesores son sensiblemente menores. Por ejemplo, en el año 96 en las lagunas de la Sierra de Gredos se alcanzaron los 3 metros de espesor de hielo frente al metro y medio que alcanzó en la laguna de Peñalara. Este menor espesor (y duración) de la cubierta de hielo obedece por una parte a las menores dimensiones de la laguna de Peñalara, pero también a la orientación S-SE del circo donde se ubica (Figura 6), con lo que el efecto de sombra del relieve circundante es poco importante.

Las cubiertas de hielo presentan una estructura heterogénea, con diversas capas de distinta densidad y composición. Generalmente aparece una capa de nieve, debajo de la cual se aparecen una o varias capas de hielo blanco y "granizado" (cristales de hielo embebidos en una matriz acuosa). El hielo blanco procede de la congelación de la nieve caída sobre la laguna, de ahí la presencia de numerosas burbujas de aire que dan este aspecto blanquecino al hielo. El "granizado" suele proceder de la intrusión de agua de la laguna en la nieve o hielo de la cubierta. En ocasiones aparece por debajo de estas capas una de hielo negro, de gran transparencia, y que procede de la congelación del agua de la laguna en contacto con la parte inferior de la cubierta de hielo. Es importante señalar que la Figura 33 muestra la estructura de la cubierta en su punto central, pero que ésta presenta también una heterogeneidad espacial. Así es frecuente que las orillas presenten un menor espesor y una menor complejidad estructural que la zona central (Foto 8).

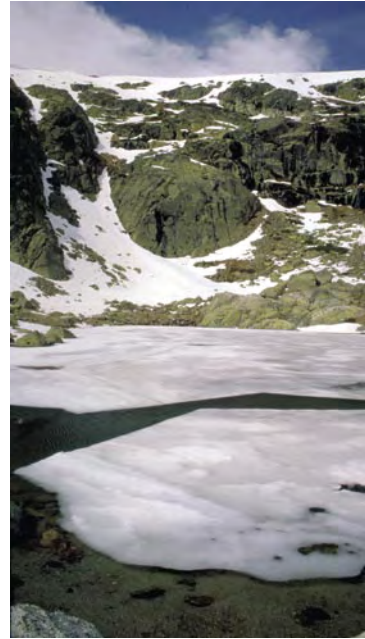


Foto 8. Deshielo en la laguna de Peñalara

De este modo, la cubierta de hielo experimenta a lo largo de su existencia una evolución física (procesos de congelación y fusión), química (procesos de enriquecimiento y elución diferencial) y biológica (aparición de comunidades ligadas al hielo). Hasta ahora, en los muestreos invernales (Foto 9) se ha caracterizado sobre todo la estructura de la capa de hielo y su evolución. En el futuro, el análisis detallado de la evolución hidroquímica y de las comunidades biológicas que alberga permitirá conocer con mayor detalle este compartimiento ecológico y su relación con el funcionamiento del resto de la laguna.



Foto 9. Muestreo invernal en la laguna de Peñalara.

6.6 OXÍGENO DISUELTO

En la Figura 34 se presenta la evolución del oxígeno disuelto en la laguna Grande de Peñalara desde julio de 1995 hasta junio de 2005. Sobre la gráfica de oxipletas se ha situado el termograma de la columna de agua durante el mismo período, dada la conocida relación entre la solubilidad del oxígeno en agua y la temperatura de ésta. Según esta relación², a partir de la concentración absoluta de oxígeno en disolución y la temperatura del agua se puede calcular el porcentaje de saturación, es decir, el porcentaje de oxígeno disuelto respecto a la cantidad máxima teórica en equilibrio. El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto se muestra en la Figura 35.

En primer lugar hay que señalar que la concentración de oxígeno es relativamente alta durante todo este período, al menos en cantidades suficientes como para no ser un factor limitante del desarrollo de los organismos. Como puede verse, hay una serie de cambios en la cantidad de oxígeno disuelto en el tiempo y en el espacio (profundidad), pero en ningún caso se alcanza la anoxia.

Hay dos mecanismos que determinan la concentración de oxígeno disuelto, uno abiótico y otro biótico. El primero, como ya se ha señalado, se refiere a la concentración máxima de oxígeno disuelto en equilibrio, que es mayor cuanto menor sea la temperatura del agua. El segundo mecanismo se refiere al papel esencial que el oxígeno desempeña en el metabolismo: la degradación aeróbica de materia orgánica lo consume mientras que el principal tipo de fotosíntesis lo produce. En la laguna Grande de Peñalara ambos factores actúan simultáneamente, pero podría afirmarse que el primero de ellos predomina sobre el segundo. Es decir, los niveles de oxígeno disuelto observados en la laguna se relacionan fundamentalmente con la diferente capacidad del agua para disolver este gas en función de la temperatura. Así, la concentración de oxígeno disuelto se encuentra casi siempre entre el 90% y 110% de saturación (Figura 35), con una concentración absoluta menor cuanto mayor es la temperatura del agua. O dicho de otro modo, la mayor parte del tiempo los procesos biológicos no son lo suficientemente intensos como para alejar significativamente la cantidad de oxígeno disuelta del valor en equilibrio a esa determinada temperatura del agua. Así por ejemplo en la Figura 34 coinciden con notable precisión los períodos con alta temperatura del agua (colores cálidos en el termograma) con valores bajos de oxígeno (colores claros), mientras que en la Figura 35 esta coincidencia no es observable, dado que la mayor parte del tiempo la columna de agua se sitúa en valores cercanos a la saturación.

Obviamente, el lector habrá observado también que en determinados períodos y profundidades la concentración o saturación de oxígeno se aleja de este comportamiento. Esto es especialmente cierto bajo las diferentes cubiertas de hielo, aunque también se observan diferencias en el período estival. La Figura 36, que muestra la evolución de la concentración de oxígeno disuelto en la superficie y el fondo de la laguna, ayudará a explicar estas diferencias.

2. En el cálculo del porcentaje de saturación también es determinante la salinidad del agua, que en este caso es despreciable, y la presión atmosférica. Esta última variable ya se tiene en cuenta al realizar las mediciones, dado que el oxímetro se calibra *in situ* respecto a la presión atmosférica.

En el agua superficial, se observa una oscilación periódica anual con máximos en superficie en los meses fríos del año (valores en torno a 10-12 mg/l) y mínimos en los meses cálidos del verano (7-8 mg/l). De este modo, la cantidad de oxígeno disuelto en la capa de agua más superficial está controlada fundamentalmente por la temperatura. De hecho, si se observa el porcentaje de saturación en la capa de agua superficial se verá que éste oscila en torno al punto de equilibrio y sólo esporádicamente se aleja del 100%. Sin embargo, la capa de agua más cercana al sedimento presenta también un control biológico, asociado a procesos de producción-degradación de la materia orgánica. Así, durante los meses en que la laguna se encuentra cubierta de hielo, se produce un agotamiento progresivo del oxígeno en la capa más cercana al sedimento debido a la degradación de la materia orgánica existente en la superficie de éste. Esta materia orgánica procede fundamentalmente de restos del fitoplancton, que van sedimentando según van desapareciendo las condiciones de luminosidad y temperatura propias de la época estival. Durante el período con cubierta de hielo se impide la libre difusión de oxígeno desde la atmósfera a la laguna, por lo que la formación de la cubierta encierra una determinada cantidad de oxígeno disuelto que va a ser el único disponible para la respiración heterotrófica, ya que esta misma cubierta impide prácticamente el paso de luz y, por tanto, la fotosíntesis oxigénica. De este modo, bajo la cubierta de hielo se produce una asimetría entre la capa de agua cercana al hielo y la cercana al sedimento. Mientras que en las capas superiores se encuentran niveles relativamente altos de oxígeno disuelto (hasta 13 mg/l), en la capa de agua más profunda se produce un notable descenso de este oxígeno disuelto (hasta 3,8 mg/l). Este agotamiento de oxígeno en fondo bajo la cubierta de hielo es especialmente notable si se observan los valores de saturación de oxígeno. Así, en un agua bastante fría (4°C) y por tanto con una alta capacidad de solubilizar el oxígeno, éste alcanza concentraciones moderadas que se manifiestan en valores de saturación en torno al 65%.

El gradiente de agotamiento de oxígeno observado en la laguna Grande de Peñalara tiene una media ponderada de $-0,0821 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$, alcanzando en determinados periodos tras la formación de una potente cubierta de hielo hasta $-0,2813 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Este agotamiento de oxígeno se produce en unas condiciones en las que está impedido el intercambio con la atmósfera y limitada la circulación vertical. Con el deshielo se produce una entrada masiva de agua en la laguna y una mezcla y renovación total de sus aguas en unos pocos días, produciéndose el segundo máximo de concentración de oxígeno disuelto en la capa más profunda (10-12 mg/l).

En los meses estivales, la concentración de oxígeno en fondo puede ser mayor o menor que los de la superficie, dependiendo de si predominan los procesos de producción sobre los de degradación de materia orgánica en las cercanías del sedimento. De hecho, esta situación es muy dinámica y puede cambiar en pocos días, en función de la transparencia del agua, el grado de mezcla vertical de la columna de agua o el contenido en nutrientes. Igualmente, también influyen las pequeñas diferencias de temperatura que se observan en los meses estivales entre la superficie y el fondo de la laguna.

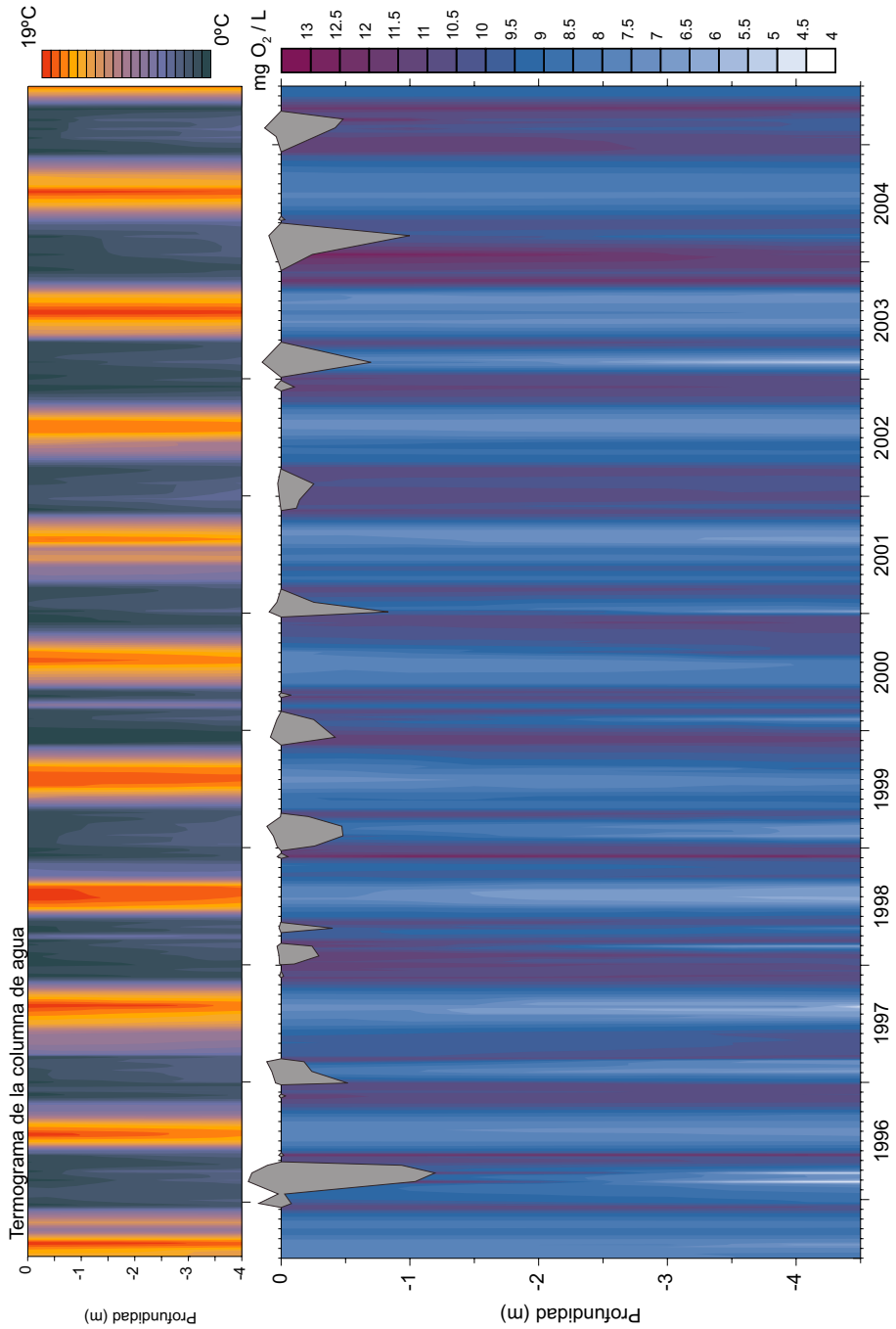


Figura 34. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua de la Laguna de Peñalara.

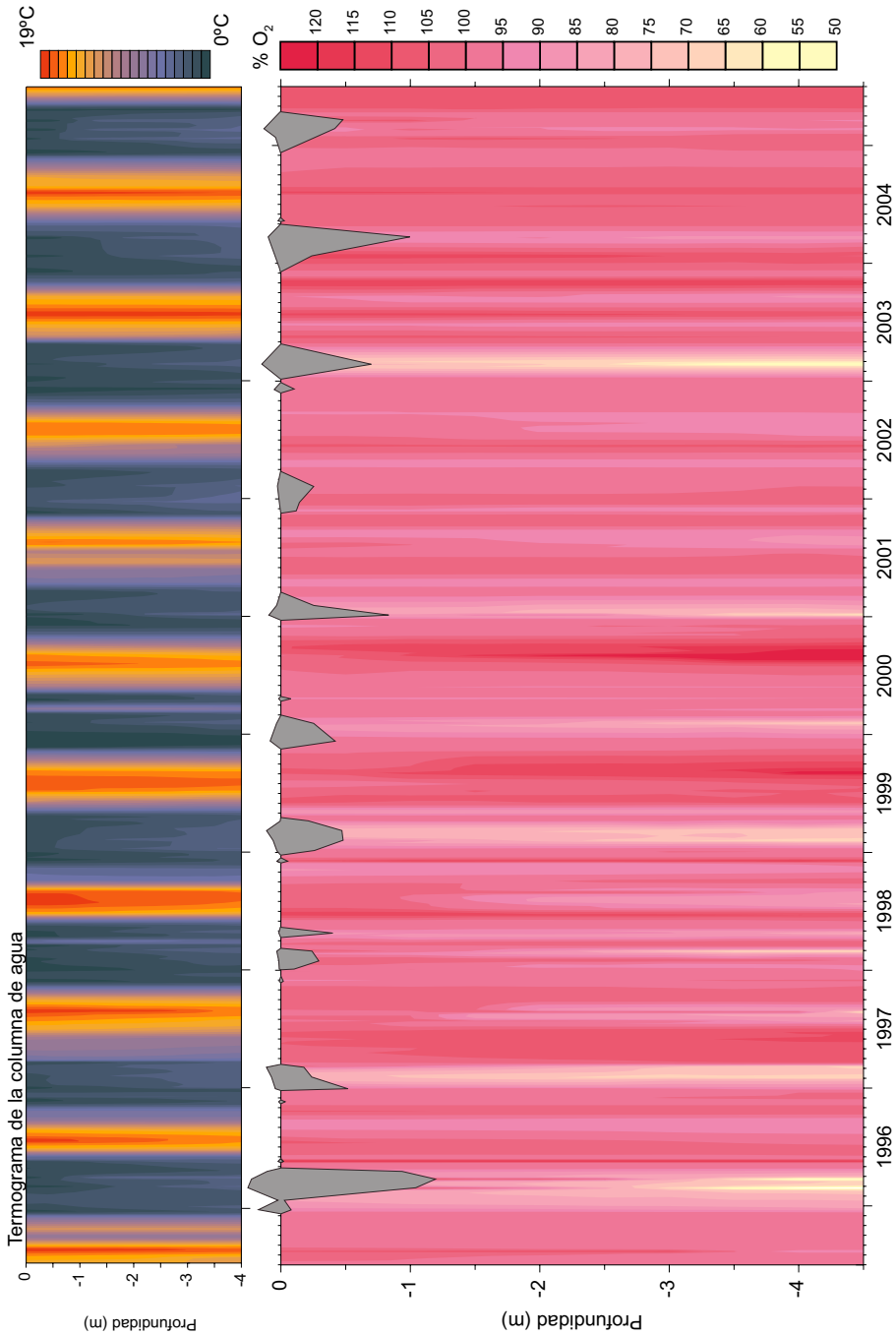


Figura 35. Evolución de la saturación de oxígeno disuelto en la columna de agua de la Laguna de Peñalara.

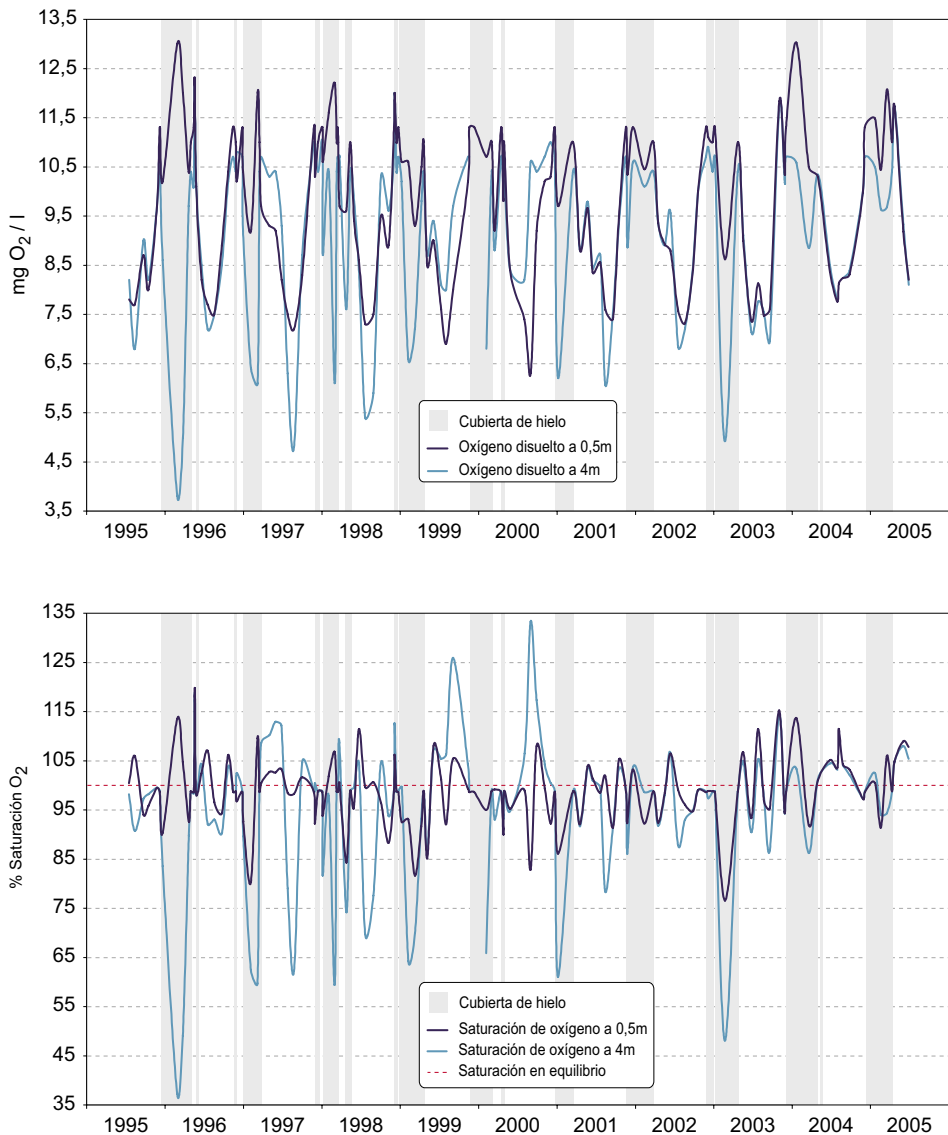


Figura 36. Evolución del oxígeno disuelto (concentración y saturación) en el agua de superficie y de fondo en la laguna de Peñalara

A una escala de mayor detalle, también se pueden apreciar cambios en el contenido de oxígeno a lo largo de un ciclo diario. Así, la Figura 37 muestra la evolución del oxígeno disuelto durante el experimento de monitorización en continuo realizado el 21 de agosto de 1997. En esta figura se ha incluido como fondo la radiación atmosférica y subacuática conforme a la Figura 26, con el fin de mostrar la luz disponible para realizar la fotosíntesis oxigénica.

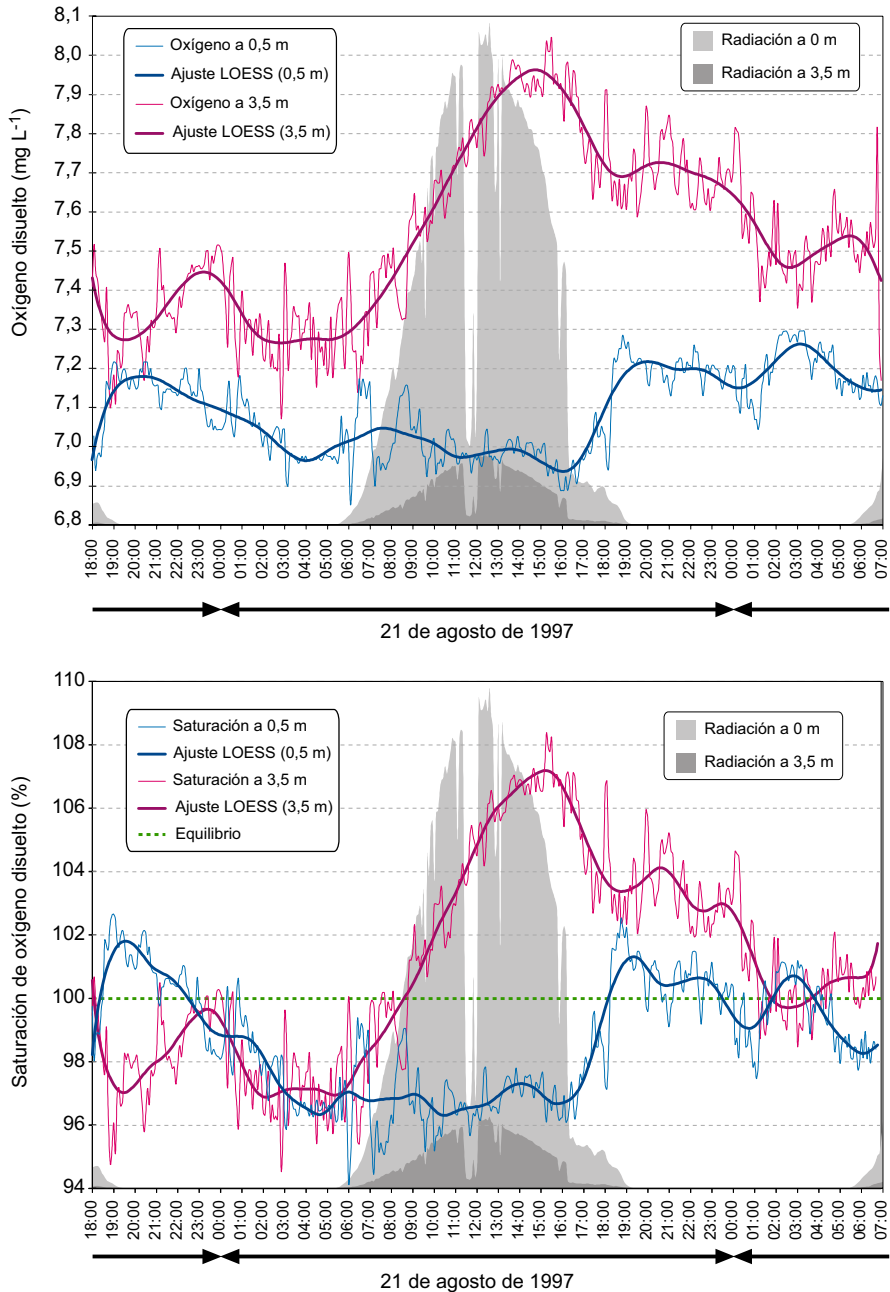


Figura 37. Concentración de oxígeno disuelto a lo largo de un ciclo diario en la laguna Grande de Peñalara (arriba), y porcentaje de saturación de oxígeno (abajo).

En esta ocasión observamos que el registro correspondiente a la capa superficial de agua es bastante conservativo, mientras que la capa próxima al sedimento presenta una ligera variación diaria. De hecho, la curva de oxígeno en superficie, tanto en concentración absoluta como en porcentaje de saturación, no muestra ninguna respuesta al aumento de la radiación lumínica a lo largo del día. Dado que la concentración de pigmentos en superficie era de 3,01 $\mu\text{g/l}$ de clorofila *a* y 0,56 $\mu\text{g/l}$ de clorofila *b*, es razonable pensar que lo que muestra en realidad la curva de oxígeno es una cierta fotoinhibición de la producción fotosintética en superficie. En este sentido, obsérvese que al quedar la laguna en sombra al final de la tarde la radiación lumínica en superficie es similar a la existente en fondo a lo largo del día, y es entonces cuando se produce un pequeño incremento de la concentración de oxígeno en superficie. Este efecto fotoinhibitorio es bien conocido en las lagunas de montaña, caracterizadas por una elevada transparencia en un ambiente con elevada radiación ambiental (PAR y UV).

Por el contrario, las curvas de O_2 en fondo muestran claramente un aumento de la concentración desde la salida del Sol y lo largo del día, denotando la existencia de fotosíntesis oxigénica en el fondo de la laguna. De hecho, las observaciones realizadas *in situ* apuntaban a una importante biomasa fitobentónica, que en gran parte sería la responsable de esta producción en fondo y que jugaría un importante papel en la producción primaria de la laguna Grande de Peñalara al menos en determinados períodos. A la puesta del Sol, se produce un paulatino descenso de esta concentración como consecuencia de la función respiratoria (consumo de oxígeno) de los organismos acuáticos. Por otra parte, el hecho de que se encuentre más oxígeno disuelto en fondo que en superficie responde a la mayor capacidad de contener oxígeno disuelto que tiene la capa más profunda al estar ligeramente más fría (Figura 32).

6.7 IONES MAYORITARIOS.

Los componentes no gaseosos del cuadro químico de estas lagunas, iones mayoritarios y nutrientes, son el resultado del lavado de las rocas de la cuenca de drenaje (meteorización), de los aportes atmosféricos, y del balance de entrada de agua y salida de la laguna a través de los efluentes o por evaporación.

Desde julio de 1997 se viene realizando una analítica del agua superficial de la laguna que incluye tanto los iones mayoritarios como los nutrientes. Con los datos de los iones mayoritarios se ha construido la Figura 38, que muestra la evolución de los cationes, y la Figura 39, que muestra la evolución de los aniones.

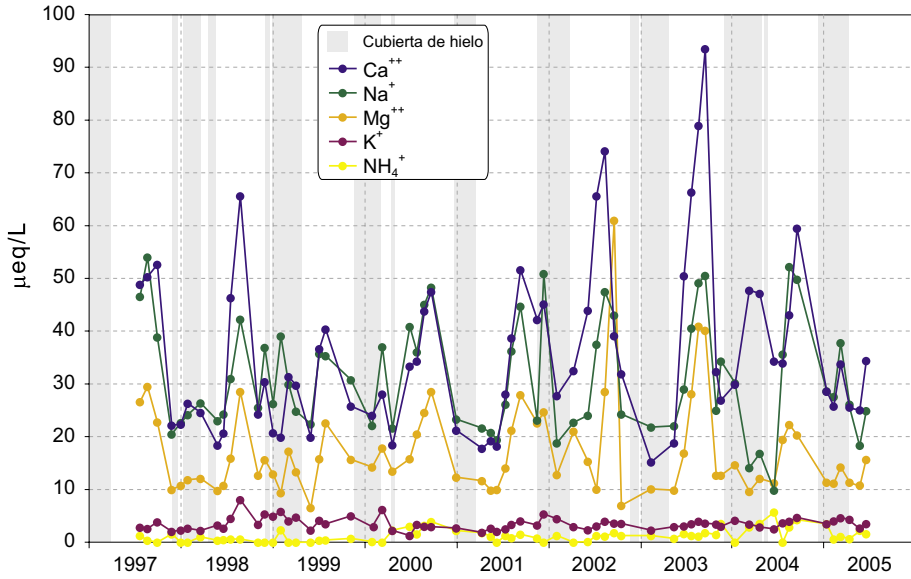


Figura 38. Evolución de los cationes mayoritarios en la laguna de Peñalara

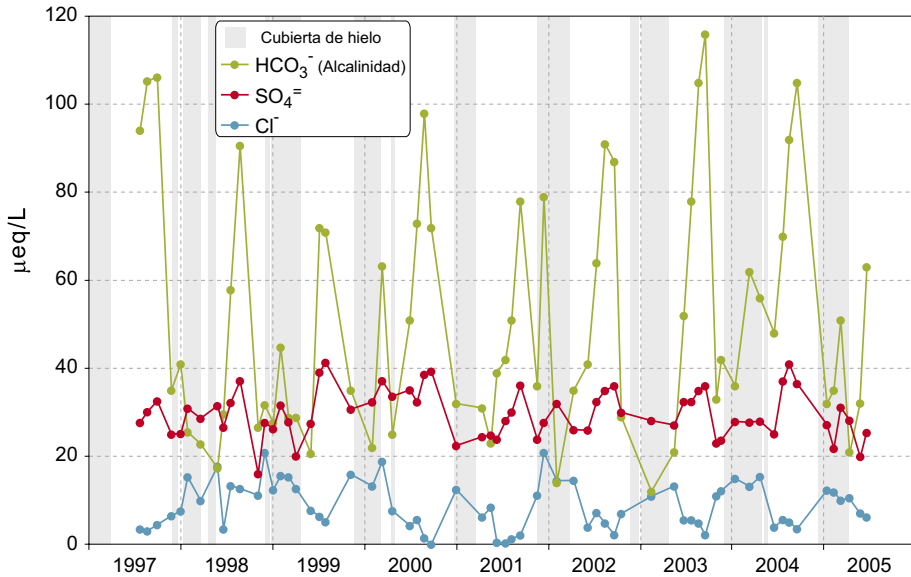


Figura 39. Evolución de los aniones mayoritarios en la laguna de Peñalara.

Respecto a los cationes, el calcio y el sodio se alternan como catión mayoritario. Sólo en una ocasión la concentración de magnesio ha sido mayor que la de estos dos elementos. El calcio, el sodio y el magnesio presentan una marcada estacionalidad: tienden claramente a aumentar su concentración durante el periodo libre de hielo, asociado a la disminución de la tasa de renovación y el aumento de la evaporación de la lámina de agua. Por el contrario, presentan los mínimos anuales durante la época del deshielo o justo antes de la formación de la cubierta de hielo. En ambos casos es debido a la entrada masiva de agua en la laguna, ya sea procedente del deshielo de la cuenca o por las intensas lluvias que suelen ocurrir en otoño. El potasio, aunque también suele aumentar su concentración en verano, es mucho más conservativo, permaneciendo en niveles prácticamente constantes a lo largo de todo el año. Este catión es claramente minoritario respecto a los mencionados anteriormente. Esto es debido a que a pesar de que en las rocas ígneas se encuentra en proporciones similares al sodio, a diferencia de este último es liberado con mayor dificultad de los minerales y además muestra una fuerte tendencia a ser incorporado en arcillas (Hem, 1989). Así pues, para los cationes de la laguna Grande de Peñalara se cumple $[Ca^{2+}] \geq [Na^+] > [Mg^{2+}] \gg [K^+]$.

En cuanto a los aniones, el bicarbonato presenta claramente la misma estacionalidad. El sulfato parece presentar también una mayor concentración en los meses estivales, aunque con una tendencia mucho menos marcada. Por el contrario, el cloruro tiende a disminuir durante los meses estivales. El bicarbonato, aunque raramente supera los 100 $\mu\text{eq/l}$, en la mayoría de las ocasiones es el anión mayoritario, ya que el dióxido de carbono atmosférico supone una fuente continua de generación de formas inorgánicas de carbono a través del sistema carbónico-carbonatos. En el apartado 6.10 se profundiza sobre la relación de este anión con la capacidad tampón del agua de la laguna. El sulfato predomina sobre el cloruro, debido a la acusada continentalidad de la sierra, lejos de la influencia del aerosol marino de cloruro sódico. Esta podría ser la explicación de la menor concentración de cloruro durante el verano, cuando las precipitaciones son menores. En resumen, para los aniones de la laguna Grande de Peñalara se cumple $[HCO_3^-] \geq [SO_4^{2-}] > [Cl^-]$.

La Figura 40 muestra los diagramas ternarios de la concentración porcentual de los distintos iones en el agua de la laguna de Peñalara. Obsérvese que la dispersión de los puntos en los aniones es mayor que en los cationes, es decir, los porcentajes relativos de los cationes son mucho más conservativos que los de los aniones. La Tabla 10 muestra esta variabilidad de los porcentajes iónicos. Para los cationes, la desviación estándar más alta es la del calcio, con un 7,3%. Este porcentaje es menor que la desviación estándar de cualquiera de los aniones, que en el caso del bicarbonato supera el 13%. Esto es debido, entre otros factores, a que el bicarbonato es el ión que mayor dependencia tiene de los procesos biológicos de producción primaria y respiración.

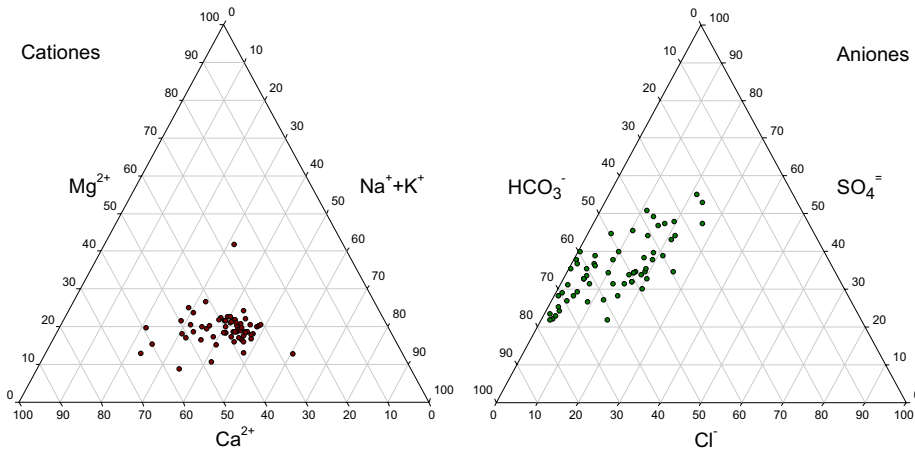


Figura 40. Diagramas ternarios de la concentración porcentual de los distintos iones en el agua de la laguna de Peñalara.

Tabla 10. Variabilidad de los porcentajes de las concentraciones iónicas en el agua de la laguna de Peñalara

	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁼	Cl ⁻
Porcentaje máximo	63,8	41,6	52,7	7,9	76,1	55,1	26,7
Porcentaje mínimo	26,7	8,6	17,0	1,4	23,2	21,7	0,3
Rango	37,1	32,9	35,7	6,5	52,9	33,4	26,7
Porcentaje medio	40,3	19,2	36,3	4,2	53,5	35,2	11,3
Desviación estándar	7,3	4,4	6,4	1,4	13,3	7,9	7,6

De acuerdo a los diagramas ternarios, el bicarbonato supone una media del 54% de los aniones, e incluso en ocasiones llega al 76%. El segundo anión mayoritario es el sulfato, con una media del 35% de las cargas negativas. El cloruro, con un aporte medio del 11%, es igualmente muy variable, pudiendo estar en ocasiones por debajo del límite de detección.

El nitrato no se considera habitualmente como un anión mayoritario, pues suele estar en concentraciones uno o dos órdenes de magnitud menores que los aniones mencionados con anterioridad, y por ello no se tiene en cuenta en la realización de los diagramas ternarios. No obstante, y debido a la escasa mineralización del agua de la laguna, en ocasiones el nitrato puede suponer una parte significativa de las cargas en equilibrio. Concretamente, en el agua de la laguna supone una media porcentual del 1,5%, llegando en alguna ocasión hasta el 8,7% de los aniones.

Respecto a los cationes, el elemento principal se reparte entre el calcio y el sodio, con una media porcentual del 40% y del 36% respectivamente. La concentración de magnesio supone una media del 19% de los cationes, mientras que el potasio

queda relegado a un porcentaje medio aún más pequeño, el 4%. Por otra parte, en el diagrama ternario no se tiene en cuenta otro catión que en el caso de aguas muy poco mineralizadas puede llegar a ser porcentualmente significativo: el amonio. En el caso de la laguna de Peñalara, el amonio aporta una media del 1,1% de los cationes en equilibrio, llegando a un máximo del 3,8%. El aporte de cargas positivas provenientes de un pH bajo supone un caso análogo al del amonio. Así, las cargas protónicas aportan una media del 1% al equilibrio de la solución, pero en condiciones de pH bajas (por debajo de 5,7), pueden llegar a suponer hasta un 10% de la carga positiva.

Resumiendo el cuadro químico descrito, se puede clasificar el agua de la laguna Grande de Peñalara como mixta entre bicarbonatado-cálcica y bicarbonatado-sódica. Este cuadro químico es el resultado de la litología cristalina de la cuenca de la laguna Grande de Peñalara (ortogneises), con escasa meteorización de la roca, y de una elevada tasa de renovación del agua. Esta caracterización hidroquímica es muy similar a la realizada en otras lagunas del Sistema Central no afectadas por procesos de eutrofización (Toro y Granados, 2001).

Por último, hay que señalar que la evolución descrita anteriormente para los iones mayoritarios se refiere al agua superficial de la laguna. Cuando se tiene en cuenta toda la columna de agua, el comportamiento y tendencias de la hidroquímica a distintas profundas es la misma, pero con una notable excepción: durante la época en que la laguna está cubierta de hielo se aprecia un incremento característico de la concentración de calcio en la capa de agua próxima al sedimento. Este aumento de la concentración en el fondo de la laguna también es apreciable en otros parámetros químicos (e.j: magnesio, fósforo, manganeso), y estaría en relación con el flujo originado desde el sedimento, a través del intercambio de protones por iones de calcio o a través de procesos de descomposición de materia orgánica (Psenner, 1988, 1989). Estos cambios en la hidroquímica de la capa de agua más profunda son tanto más importantes cuanto mayor sea la reducción de oxígeno provocado por la perduración de la cubierta de hielo (apartado 6.6). Así por ejemplo, durante la potente cubierta desarrollada en el invierno de 1995-1996, la concentración de calcio a 4 m de profundidad llegó a ser más de 4 veces mayor que en el agua superficial (85 $\mu\text{eq/l}$ en fondo, frente a 20 $\mu\text{eq/l}$ en superficie).



Foto 10. La laguna Grande de Peñalara en invierno

6.8 SÍLICE

La concentración de sílice (SiO_2) se ha empezado a medir a partir del año 2001, y para los dos primeros años sólo se dispone de datos relativos al período libre de hielo (Figura 41). Por ello, las tendencias observadas deben tomarse como provisionales hasta la existencia de una serie algo más larga.

La concentración media en la laguna Grande de Peñalara es de 1,82 mg/l, oscilando entre 1,18 y 3,12 mg/l. En principio parece que hay una cierta reducción en los meses estivales y con menor tasa de renovación, frente a las mayores concentraciones encontradas bajo la cubierta de hielo.

La sílice tiene relativamente poca reactividad química, aunque es fundamental en el desarrollo de las diatomeas (Bacillariophyceae), cuyos frústulos están contruidos con este compuesto (Foto 11), así como algunos cistes de crisofíceas. Así, en numerosas ocasiones se ha podido observar una gran dependencia de la concentración de sílice respecto al crecimiento de diatomeas, pudiendo incluso llegar a ser un elemento limitante en el desarrollo de este grupo de algas. El descenso observado en la laguna Grande de Peñalara en la época estival podría estar relacionado de esta manera con el desarrollo de diatomeas fitoplanctónicas y epilíticas.

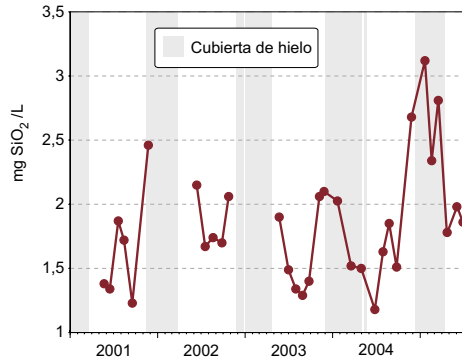


Figura 41. Evolución de la concentración de sílice en la laguna Grande de Peñalara.

6.9 CONDUCTIVIDAD

La conductividad es una medida de la capacidad del agua de conducir una corriente eléctrica, y está directamente relacionada con la concentración de sales (iones) en el agua. La conductividad es mayor cuanto mayor sea la mineralización del agua. También es muy dependiente de la temperatura del agua, aumentando con ésta. Por ello, las mediciones de conductividad se corrigen y estandarizan a 25°C, de manera que se elimina el posible efecto de la temperatura y todos los cambios en la conductividad son achacables a cambios en la concentración de sales en el agua. La conductividad está establecida generalmente por la geología de la cuenca receptora, así como por el agua que alimenta un ecosistema acuático concreto. Pero también puede proporcionar una visión general de la calidad del agua, indicando procesos de contaminación (especialmente si los contaminantes incluyen sólidos inorgánicos disueltos).

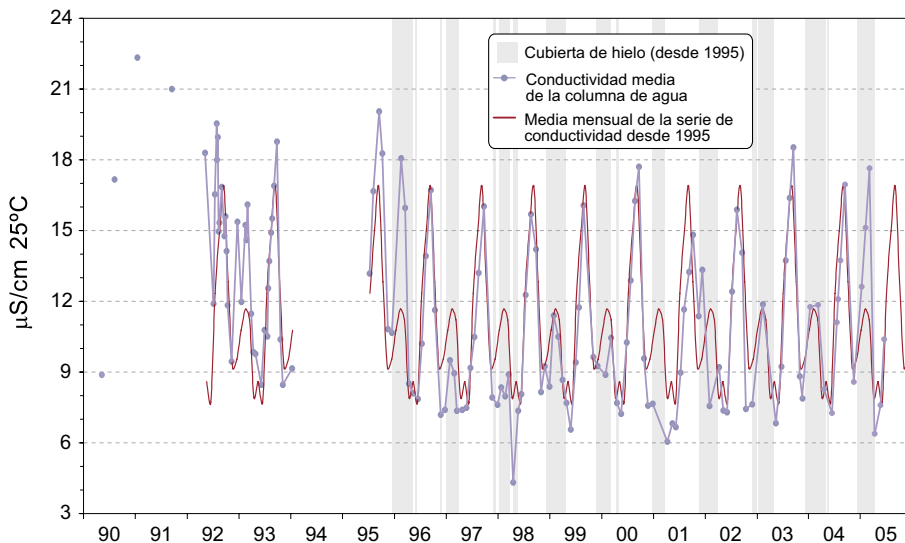


Figura 42. Evolución de la conductividad en la laguna de Peñalara.

La Figura 42 muestra la evolución de la conductividad media de la columna de agua desde el inicio de los estudios limnológicos de la laguna de Peñalara. En la misma gráfica se ha incluido la media mensual de la serie³, con el fin de poder observar las desviaciones de la conductividad observada respecto a la media.

En primer lugar, hay que destacar que el agua de esta laguna está extremadamente diluida. Los valores de conductividad (una expresión sencilla de la cantidad de solutos en el agua) son extremadamente bajos, oscilando entre los 4 $\mu\text{S cm}^{-1} 25^\circ\text{C}$ y los 22 $\mu\text{S cm}^{-1} 25^\circ\text{C}$. De esta manera, los organismos acuáticos capaces de vivir en estas aguas han de estar necesariamente adaptados a concentraciones iónicas muy bajas.

La conductividad del agua de la laguna Grande de Peñalara experimenta un ciclo intranual muy marcado, que se muestra en la serie de las medias mensuales. Así, a mediados del período estival se produce el máximo anual de conductividad o, lo que es lo mismo, el mayor grado de mineralización del agua. Este pico de conductividad se produce en unas condiciones de escasa renovación del agua y fuerte evaporación, lo que se traduce en un aumento de la cantidad de sólidos disueltos en el agua. Con la llegada de las lluvias otoñales, la entrada masiva de agua disminuye la conductividad hasta la formación de la cubierta de hielo. Cuando ésta se produce, disminuye nuevamente la capacidad de renovación del

3. Sólo se ha empleado la serie desde 1995 para no incluir datos de los años en los que la hidroquímica de la laguna estaba alterada como consecuencia de la erosión de la cuenca y la eutrofización de la laguna.

agua, se metaboliza la materia orgánica generada en el período estival (la respiración produce ión bicarbonato) y la liberación de calcio desde los sedimentos. El resultado final de estos procesos es que se produce un aumento de la conductividad media de la columna de agua. Con el deshielo, en sus fases iniciales puede observarse un ligero incremento de la mineralización del agua debido a una fusión temprana de aquellas capas más cargadas en iones; sin embargo, el resultado a la larga es la entrada de gran cantidad de agua en la laguna que produce un efecto de dilución en el medio. En ésta época del año se alcanza el mínimo anual de conductividad (mineralización), con valores extremadamente bajos. Durante la primavera-verano, una vez que cesa la entrada de agua de deshielo, la mineralización vuelve a aumentar progresivamente hasta llegar de nuevo al máximo estival e iniciarse un nuevo ciclo hidrológico.

Si se observa la serie de la conductividad media de la columna de agua se reconoce perfectamente el patrón descrito anteriormente, en particular el pico estival de conductividad. Sin embargo, también se observan algunas desviaciones respecto a la media que es interesante comentar. Concretamente, el incremento de la conductividad debajo de la cubierta de hielo es muy dependiente de la duración y características de esta cubierta. Por ejemplo, durante la cubierta de hielo del 1995-1996, que fue muy potente, estable y de larga duración, el aumento de la conductividad fue muy intenso y llegó prácticamente a alcanzar los valores registrados durante el período estival. Algo similar ocurrió en el invierno del 2004-2005, cuya cubierta de hielo ha sido la más larga de las observadas hasta el momento. Por el contrario, durante la cubierta de hielo de 1997-1998, que presentó varios deshielos, prácticamente no se registró un aumento significativo de la conductividad. Un hecho similar se registró durante el invierno de 2000-2001, en el que la cubierta de hielo fue de escasa duración. De hecho, se ha encontrado una correlación significativa ($r^2 = 0,42$; $p < 0,05$) entre la duración de la cubierta de hielo⁴ y el aumento de conductividad bajo esa cubierta de hielo. De este modo, la conductividad parece ser un buen indicador de la intensidad de los procesos que experimenta la laguna como consecuencia de la formación de la cubierta de hielo, tales como el flujo de iones y compuestos desde el sedimento, el agotamiento de oxígeno en fondo o la generación de alcalinidad.

En la Figura 43 se muestra un típico perfil de conductividad de la columna de agua bajo la cubierta de hielo invernal, en condiciones en las que lleva ya un cierto tiempo formada y aún no son importantes los procesos de deshielo en la cuenca. Como puede verse, la conductividad en las cercanías de la cubierta de hielo es bastante baja, aunque aumenta notablemente según se acerca al sedimento. En estas condiciones de un cierto estancamiento y predominando los procesos de degradación de materia orgánica en la interfase sedimento-agua, es habitual observar un perfil de conductividad de este tipo.

4. En el caso de años con varias cubiertas de hielo, se ha tomado solamente aquella de mayor duración, dado que los efectos de la formación de varias cubiertas de hielo no son acumulativos.

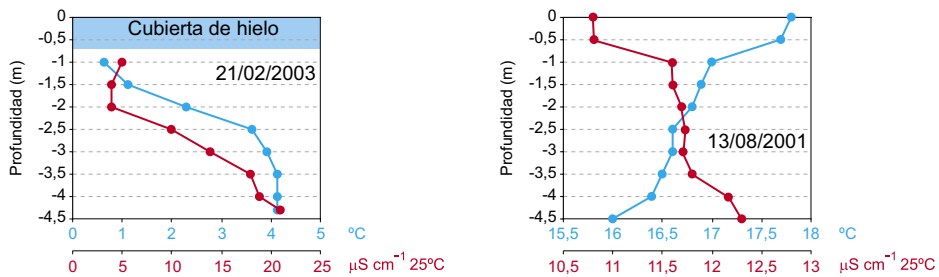


Figura 43. Ejemplo de perfil de conductividad y temperatura bajo la cubierta de hielo (izquierda) y durante el período estival (derecha). El primer caso es muy frecuente, pero el segundo sólo ocurre en contadas ocasiones, en las que predominan condiciones de una cierta estratificación térmica de la columna de agua.

Algo similar puede llegar a ocurrir en el periodo estival (Figura 43, derecha), aunque solo se ha observado en las contadas ocasiones en las que la estratificación térmica de la columna de agua imponía importantes restricciones a la mezcla vertical de la columna de agua. En este caso, además de la posible influencia de la cercanía del sedimento, los cambios en la conductividad están también determinados por el proceso de producción primaria fotosintética a través del sistema carbónico-carbonatos. En cualquier caso, obsérvese que la diferencia de conductividad entre superficie y fondo es muy pequeña, de menos de $2 \mu\text{S cm}^{-1} 25^\circ\text{C}$.

Por otra parte, también se ha estudiado las variaciones de conductividad a escala diaria. La Figura 44 muestra la evolución de la conductividad durante el experimento de monitorización en continuo realizado el 21 de agosto de 1997. En esta figura se ha incluido como fondo la radiación atmosférica y subacuática conforme a la Figura 22, con el fin de mostrar la luz disponible para realizar la fotosíntesis oxigénica.

Se puede observar que aunque los cambios son mínimos en relación a su variación anual, este parámetro también presenta una dinámica interesante a escala diaria. El cambio en la conductividad es un reflejo del cambio en las características químicas del agua. En esta época de máxima producción primaria, la fotosíntesis durante las horas de sol afecta al sistema tampónico carbónico-carbonatos, o lo que es lo mismo a la presencia relativa de cada uno de sus constituyentes. Como cada uno de éstos tiene una conductividad iónica específica, estos cambios también se ven reflejados en la conductividad del agua. Otro factor que puede afectar a la dinámica diaria de la conductividad es el comportamiento del oxígeno disuelto, ya que este es un parámetro muy importante en el intercambio iónico entre el sedimento y la columna de agua. Ya se ha dicho que el mayor cambio en el oxígeno disuelto, aunque pequeño, se produce precisamente en la capa de agua más próxima al sedimento.

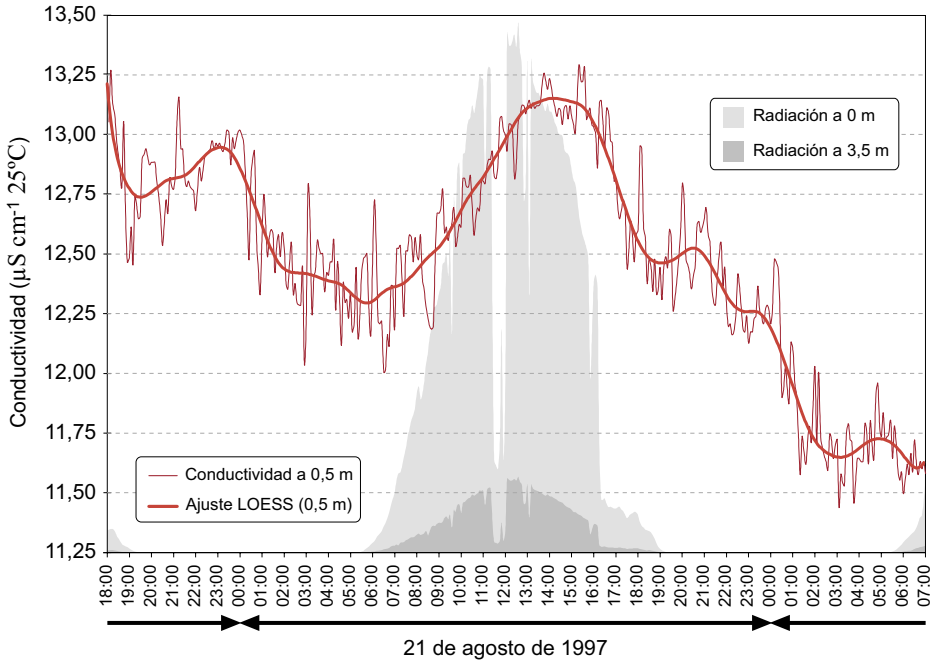


Figura 44. Conductividad del agua superficial de la laguna Grande de Peñalara a lo largo de un ciclo diario.

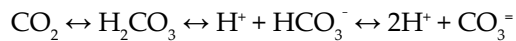
Por último, es interesante señalar que los máximos anuales de conductividad se han registrado durante el primer lustro de la década de los 90, cuando la laguna estaba afectada por la erosión de su cuenca y la eutrofización de sus aguas. Sin embargo, estas diferencias son muy pequeñas, por lo que es difícil separar este efecto antrópico sobre la conductividad de la climatología relativamente seca que caracterizó la primera parte de la década de los 90.

6.10 ALCALINIDAD Y pH

El pH es una estimación de la actividad (concentración) de los iones de hidrógeno disueltos en el agua. Su valor va a depender de la concentración de ácidos o bases en el agua. Se mide en una escala numérica del 0 al 14, en la que el 7 representa la neutralidad. Valores inferiores indican acidez y valores superiores basicidad. Los valores naturales de pH dependen en gran medida del tipo de ecosistema acuático, oscilando desde 4,5 en turberas ácidas a 9,5 en lagunas de aguas duras, aunque en la inmensa mayoría de los casos el pH se mantiene entre 6 y 8,5.

Dado que los organismos acuáticos son sensibles a la acidificación, la medida del pH es importante para conocer posibles riesgos sobre las poblaciones acuáticas. Pero además el pH juega un papel central en la química del agua, afectando a la dinámica de los nutrientes e informando de aspectos tan interesantes como las características litológicas de la cuenca de drenaje, los usos del suelo, o la actividad biológica que se desarrolla en un cuerpo de agua. Así, cambios en el pH pueden ser usados para estimar el metabolismo (fotosíntesis y respiración) de los sistemas acuáticos y en definitiva nos informa sobre su estado trófico. Su medición, en si misma, es un buen indicador de calidad.

La alcalinidad, también llamada capacidad de neutralización de ácidos (ANC), es una medida de la capacidad tampón de un agua, es decir, de su resistencia a cambiar de pH por medio de la neutralización de las entradas de ácidos. Cuanto mayor es la alcalinidad de un agua, mayor es su capacidad tampón. Son varios los compuestos que contribuyen a la alcalinidad, pero el más importante con diferencia es el llamado sistema carbónico-carbonatos, que se desarrolla de acuerdo a la siguiente ecuación:



Este sistema está muy relacionado con los procesos biológicos de producción/respiración. Por ejemplo, la respiración supone una fuente de dióxido de carbono. El aumento del CO_2 provoca el desplazamiento del equilibrio de la ecuación hacia la derecha, contribuyendo a la presencia de protones (H^+) y por tanto acidificando el agua. Por el contrario, la fotosíntesis consume el dióxido de carbono, desplazando el equilibrio hacia la izquierda. De esta manera, la producción primaria disminuye la concentración de protones y provoca el aumento del pH.

En la práctica, para este tipo de aguas de carácter ácido, la alcalinidad es equivalente a la concentración de bicarbonato (Psenner y Catalán, 1994). Así, la evolución de la capacidad tampón de la laguna Grande de Peñalara puede observarse en la Figura 39, ya que es equivalente a la concentración mostrada de HCO_3^- .

La Figura 45 muestra la evolución del pH medio de la columna de agua desde el inicio del seguimiento limnológico de la laguna de Peñalara. Al igual que con la conductividad, en la misma gráfica se ha incluido la media mensual de la serie⁵, con el fin de poder observar las desviaciones del pH observado respecto a la media. En primer lugar debe destacarse el amplio rango de valores de pH que se ha observado en el agua de la laguna, desde 4,76 a 8,70. Esto es debido a la escasa reserva alcalina (bicarbonato) que caracteriza su hidroquímica, es decir, a la baja capacidad tampón del agua de la laguna (apartado 6.7). De esta manera, la oscilación del pH es mucho mayor que en otros ecosistemas acuáticos más tamponados. Por ello, su sensibilidad frente a la entrada vía atmosférica de aniones ácidos es muy alta. En otras palabras, uno de los mayores riesgos para este tipo de lagunas lo constituye la conocida lluvia o deposición ácida.

5. Sólo se ha empleado la serie desde 1995 para no incluir datos de los años en los que la hidroquímica estaba alterada como consecuencia de la erosión de la cuenca y la eutrofización de la laguna.

Por el momento no se ha apreciado ninguna tendencia significativa a reducirse la capacidad tampón de la laguna (alcalinidad, Figura 39), a pesar de que en los últimos años se han registrado puntualmente niveles de pH realmente bajos. El problema radica en que el límite de riesgo de acidificación comúnmente aceptado es de 50 $\mu\text{eq/l}$, por lo que la laguna Grande de Peñalara estaría rozando dicho límite (media de 52 $\mu\text{eq/l}$). En el seguimiento ambiental de la laguna se presta especial atención a los valores de alcalinidad y pH, con el fin de detectar si se está produciendo una situación de acidificación progresiva de la laguna.

Sin embargo, este proceso es poco probable que ocurra. Según Tait y Thaler (2000), las emisiones de SO_2 y NO_x se incrementaron en Europa durante la posguerra hasta alcanzar un pico máximo en la década de los 60-70 del siglo pasado. A partir de esa fecha, las medidas tomadas en cuento a control de emisiones de estos contaminantes han conducido a una muy notable reducción de la concentración atmosférica de azufre y, como mínimo, al mantenimiento de los niveles de contaminantes ácidos nitrogenados. Por ello, el escenario más probable para este problema en el sistema Central no contempla un incremento de la deposición ácida a corto o medio plazo.

Camarero y Catalán (1993) han analizado la deposición atmosférica (iones mayoritarios y nutrientes) en cuatro estaciones de los Pirineos, observando que la composición química está relacionada con el origen de las tormentas, siendo más ácidas las que vienen del atlántico (noroeste). Falta comprobar si en la Sierra de Guadarrama se da una diferenciación química similar, pero es posible que así sea y que la hidroquímica de la laguna esté en parte controlada por el origen de los diferentes frentes húmedos.

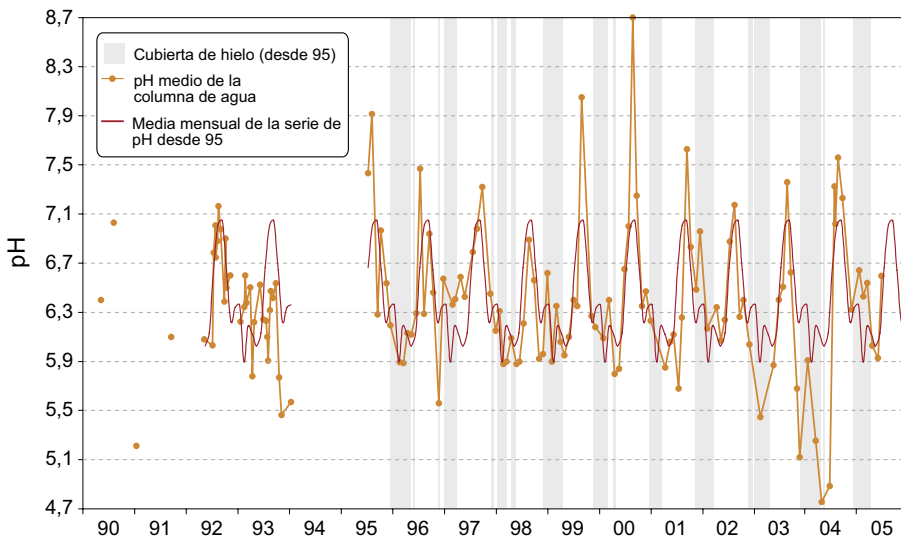


Figura 45. Evolución del pH en la laguna de Peñalara.

El pH también muestra una marcada estacionalidad, pero la variabilidad es bastante mayor que en el caso de la conductividad. Así, en el período estival se produce el máximo anual de pH, aunque el valor que alcanza en distintos años oscila entre 6,89 en el año 1998 y 8,70 en el año 2000. Estos picos de pH son consecuencia de una mayor producción primaria (fotosíntesis) en los meses estivales.

La situación durante el resto del año es bastante más variable, aunque igualmente se pueden hacer una serie de consideraciones. Tras el máximo estival, el pH va descendiendo según disminuye la producción primaria y aumentan las lluvias otoñales. En la precipitación (lluvia o nieve) suele predominar el carácter ácido. Esto es especialmente cierto en el caso de que la precipitación esté afectada por la contaminación de óxidos de nitrógeno o de azufre procedentes de combustibles fósiles. Sólo en los casos de que la precipitación esté acompañada de polvo sahariano⁶ no se produce este efecto acidificante de la lluvia o nieve. En ciertas ocasiones, las precipitaciones otoñales pueden provocar un descenso del pH tan acusado que se produzca el mínimo anual de esta variable. Esta situación probablemente delate una mayor concentración de aniones ácidos en la precipitación (contaminación), aunque habría que confirmarlo por medio del análisis hidroquímicos de la precipitación.

Con la formación de una cubierta de hielo estable se producen unas condiciones de grandes cambios químicos en la capa de agua más cercana al sedimento (apartado 6.7), que se ve reflejada en un ligero incremento del pH medio. Durante este período se dan lugar dos procesos que inciden sobre la alcalinidad y el pH. Por un lado, la laguna está prácticamente desconectada del intercambio gaseoso con la atmósfera, por lo que el CO₂ procedente de la catabolización de la materia orgánica se acumula en la capa de agua más densa (fondo). Como se ha visto en la ecuación del equilibrio del sistema carbónico-carbonatos, este proceso produce la liberación de protones (acidificación).

Sin embargo, sumado a este proceso respiratorio está la liberación de cationes básicos desde el sedimento (Psenner, 1988) y la reducción de sulfatos y nitratos en las condiciones anóxicas que incluso en este tipo de lagos se alcanzan en los pocos milímetros de la interfase sedimento-agua (Psenner y Catalán, 1994). Estos procesos originan alcalinidad en el sentido de capacidad neutralizadora de ácidos (incluidos los protones liberados como consecuencia de la respiración), alcanzándose en la capa de agua cercana al sedimento un nivel bastante alto de alcalinidad. De esta manera, en la capa de agua profunda se produce un incremento muy marcado del pH, pero en la capa de agua superficial el pH no aumenta e incluso puede llegar a ser bastante bajo. En cualquier caso, el aumento de pH en fondo basta para aumentar el pH medio de la columna de agua.

Un perfil representativo de esta situación se muestra en la Figura 46, en el que tanto el pH como la conductividad muestran esta asimetría entre el agua superficial y la de fondo. Como se ha comentado con anterioridad, estos cambios

6. En la Península Ibérica son frecuentes los episodios de intrusión de un aerosol de polvo procedente del Sahara, de carácter alcalino, y que contribuye significativamente a minimizar el posible efecto acidificante de los contaminantes ácidos.

en la química del agua son tanto más intensos cuanto más potente, estable y perdurable sea la cubierta de hielo. Por ello, este incremento de pH sólo es apreciable en algunos años.

Con la llegada de temperaturas más favorables se inicia el periodo de deshielo, que se caracteriza por el descenso acusado del pH como consecuencia de la entrada de los aniones ácidos retenidos en el manto nival y la cubierta de hielo. A partir de la primavera o principios de verano, el pH empieza a aumentar progresivamente hasta alcanzar un nuevo máximo anual.

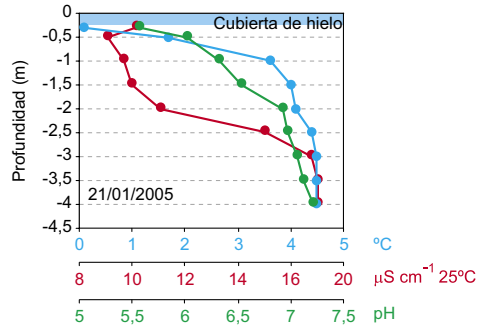


Figura 46. Ejemplo de perfil vertical de temperatura, conductividad y pH bajo la cubierta de hielo.

6.11 NUTRIENTES. NIVEL TRÓFICO

Se denominan nutrientes aquellos elementos que resultan indispensables para el crecimiento de los productores primarios. Ciertos nutrientes (azufre, calcio, magnesio, etc.) son demandados con una intensidad que ni por su solubilidad ni por su abundancia resultan limitantes para el crecimiento. Otros, generalmente definidos como micronutrientes (hierro, manganeso, molibdeno, etc.), son escasos, pero normalmente son requeridos a niveles traza y, por lo tanto, no suelen imponer condiciones restrictivas. Sin embargo, numerosos estudios han demostrado el importante papel del fósforo y el nitrógeno en la dinámica de las poblaciones de algas, tanto en lo que respecta a su biomasa como a la composición específica. La relación entre la disponibilidad y la demanda biológica hace que estos sean los elementos que regulan o limitan la productividad de los ecosistemas acuáticos.

Schindler (1971) describe un índice que relaciona el área de la cuenca y el volumen del lago con el nivel de nutrientes recibidos por el mismo y la productividad o nivel trófico. Dicho índice adquiere para la Laguna Grande de Peñalara el valor siguiente:

$$\frac{Ad + Ao}{V} = 0.38$$

Donde Ad es el área de la cuenca de drenaje, Ao es el área de la laguna y V su volumen. Es decir, este índice refleja la relación entre la superficie disponible para la entrada de nutrientes (drenaje de cuenca más precipitación directa sobre la laguna), y el volumen de agua disponible para su dilución. En general, cuanto mayor es este índice, mayor es el nivel de nutrientes y la productividad biológica (mayor eutrofia). La baja profundidad de la laguna favorece una mayor resus-

pensión del sedimento por agentes externos, así como la existencia de la zona fótica en todo el volumen de la misma, contribuyendo a un estado natural de menor oligotrofia respecto a otras lagunas más profundas. En cualquier caso, tanto por el tamaño de la cuenca como por los materiales que la forman, a la laguna Grande de Peñalara le corresponde de modo natural un estado de oligotrofia. No obstante, en los años previos a la declaración del Parque Natural en 1990, la laguna Grande de Peñalara experimentó un fuerte proceso de eutrofización de sus aguas. Se tiene constancia de esta eutrofización gracias a la utilización de técnicas paleolimnológicas (apartado 8.3), así como por análisis del agua realizados en 1990 (Toro y Montes, 1993, Granados *et al.*, 2002).

En el apartado 7.2, se describe con mayor detalle este proceso de eutrofización experimentado por la laguna de Peñalara. En ese apartado se demuestra que el problema de la eutrofización puede considerarse resuelto desde 1995, por lo que, se puede analizar la fluctuación natural de la concentración de fósforo total (PT) observando su evolución desde esta fecha. Ésta se muestra en la Figura 47, junto con la evolución de nitrógeno total (NT).

Como puede verse, la concentración de PT y NT ha seguido una evolución compleja, en la que es difícil predecir los niveles que alcanzan en distintas épocas del año. En general se puede afirmar que el máximo anual de PT se produce a mediados de verano o en otoño, justo antes de la formación de la cubierta invernal, aunque también se pueden producir picos de PT debajo de la cubierta de hielo. Respecto al NT, posee un comportamiento aún más fluctuante que el PT, presentando picos tanto en el periodo invernal como en el estival.

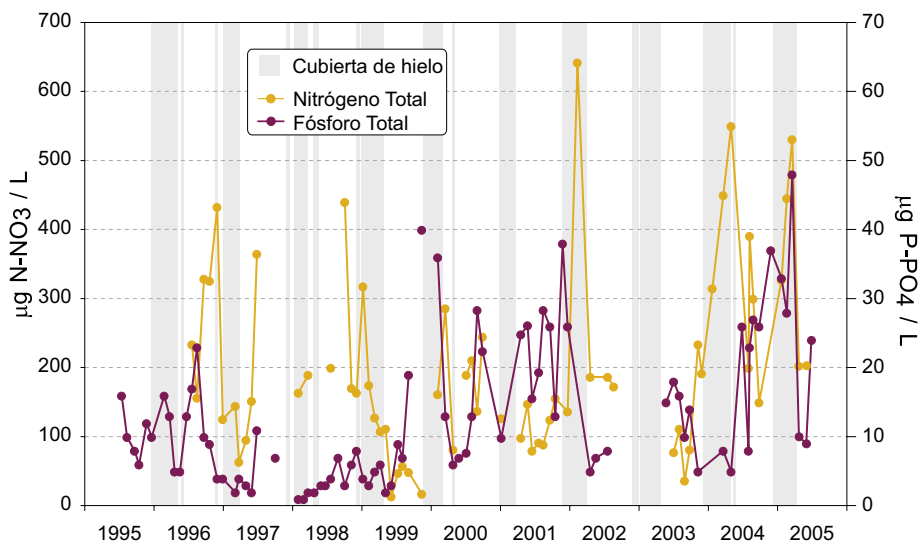


Figura 47. Evolución del Fósforo Total y Nitrógeno Total en la laguna de Peñalara.

La mayor complejidad en el comportamiento del PT y NT respecto a otras variables limnológicas tiene que ver con su fuerte relación con procesos biológicos, mucho menos predecibles. Cuando se hace mención al PT, se está haciendo referencia a todas las posibles formas del fósforo, ya esté incorporado en organismos (o materia orgánica muerta), o esté en formas no orgánicas como el ortofosfato. Por ello, un aumento del PT puede implicar tanto una mayor presencia de organismos (por ejemplo, de fitoplancton), como de sus restos o de compuestos de fósforo en distintas formas moleculares y no incorporados a la materia orgánica (por ejemplo, ortofosfato procedente del lavado de la cuenca). De igual modo, NT hace referencia a cualquier fuente de nitrógeno, ya sea en forma orgánica, o inorgánica (amonio, nitrato, nitrito, etc.). De ahí la gran fluctuación y baja capacidad de predicción que muestran ambas variables.

De cualquier modo, se puede emplear la relación NT:PT para determinar cual de los dos componentes está realmente limitando la producción primaria fotosintética. La relación NT:PT encontrada en el fitoplancton se sitúa alrededor de 7,2 (Kopacek *et al.*, 1996), por lo que valores superiores indican que la producción primaria fitoplanctónica estaría limitada por el fósforo y con valores inferiores estaría limitada por el nitrógeno. La Figura 48 muestra la relación NT:PT a lo largo del periodo estudiado.

Así, el nutriente limitante parece que ha variado notablemente a lo largo de los últimos años. Aunque no hay una tendencia demasiado clara, parece que durante el período estival (julio-septiembre) el factor limitante es el nitrógeno, mientras que durante el período invernal el factor limitante tiende a ser el fósforo. Hay que señalar que la mayor parte de la producción primaria se produce durante el período estival, lo que equivaldría a decir que la mayor parte de la producción primaria fitoplanctónica estaría limitada por el nitrógeno.

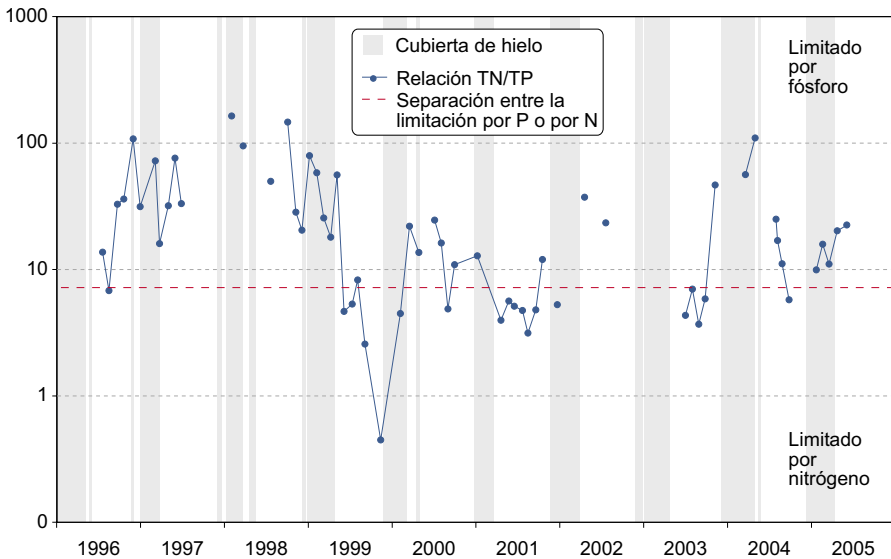


Figura 48. Relación NT/PT en la laguna de Peñalara.

Morales Baquero y colaboradores (1999) han analizado los cambios en NT y PT en 31 lagunas de alta montaña de Sierra Nevada. En estas lagunas tanto el NT como el PT aumentan a lo largo del período estival, aunque la relación NT:PT disminuye. En la laguna Grande de Peñalara, efectivamente el PT tiende a aumentar a lo largo del verano y se observa una disminución de la relación NT:PT. No obstante, en el caso del NT no siempre se cumple el incremento a lo largo del verano, y de hecho son destacables ciertos aumentos de la concentración durante el periodo con cubierta de hielo. Así, el valor de la relación NT:PT se ve especialmente controlada por los cambios en la concentración de NT.

Respecto a la procedencia de estos nutrientes, hay que señalar la deposición atmosférica como una importante vía de entrada, especialmente de nitrógeno. Así, se ha analizado la concentración de nutrientes en nieve recién caída en la cuenca de la laguna. Se han obtenido valores de fósforo total de entre 7 y 20 $\mu\text{g P/L}$, mientras que la concentración de nitrato ha llegado a alcanzar 0,5 mg N/l y la de NT hasta 2 mg N/l.

6.12 CLOROFILA *a*

La concentración de clorofila *a* es una expresión sencilla y fácilmente medible de la cantidad de productores primarios fitoplanctónicos que se encuentran en el sistema. Es razonable asumir que, en general, cuanto mayor sea la concentración de clorofila mayor será la biomasa fitoplanctónica y la capacidad de realizar la producción primaria. Hay que insistir en que se trata de una aproximación sencilla, en la que no se pueden realizar correlaciones significativas entre la concentración de este pigmento y la biomasa fitoplanctónica, el número de células o la producción primaria. Esto es debido por un lado a que la cantidad de pigmentos que pueden contener distintas especies de fitoplancton es muy variable, y por otro lado influyen otros factores en la producción primaria como la disponibilidad de nutrientes, la fotoinhibición, la senectud de la población, la temperatura, etc.

La Figura 49 muestra la concentración de clorofila *a* media de la columna de agua en la laguna de Peñalara. En la misma gráfica se ha incluido la media mensual de la serie⁷, con el fin de poder observar las desviaciones de la concentración de clorofila *a* observada respecto a la media.

En primer lugar, hay que comentar que el comportamiento de la clorofila *a* en estos últimos años ha sido muy similar al descrito para el fósforo total (apartado 7.2). En el año 1990 los niveles se situaban claramente en el rango de la eutrofia, con aguas de intenso color verde en el período estival. No obstante, con las medidas de gestión adoptadas (prohibición del baño y la acampada) la concentración de clorofila *a* revirtió en poco tiempo a los niveles de la oligotrofia.

7. Sólo se ha empleado la serie desde 1995 para no incluir datos de los años en los que la hidroquímica de la laguna estaba alterada como consecuencia de la erosión de la cuenca y la eutrofización de la laguna.

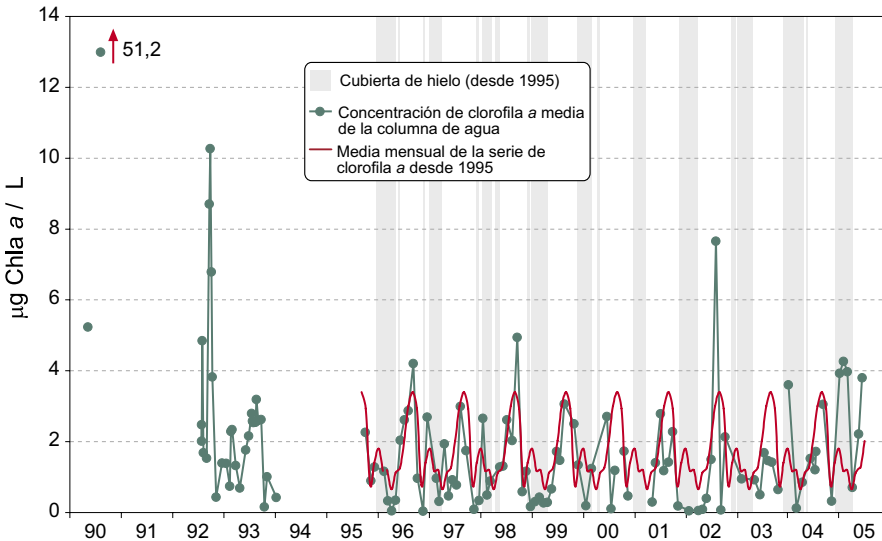


Figura 49. Evolución de la concentración de clorofila *a* en la laguna de Peñalara.

Una vez superado este proceso de eutrofización, a partir del año 1995 es posible advertir un claro patrón anual de comportamiento. Así, sistemáticamente en todos los periodos estivales se produce un pico máximo de concentración de clorofila *a*, aunque el valor de dicho pico puede variar bastante entre distintos años. Este aumento de la clorofila *a* es un reflejo del típico crecimiento de las poblaciones fitoplanctónicas que se produce a mediados de verano, en condiciones de cierta estabilidad de la columna de agua, relativa abundancia de nutrientes y un buen ambiente lumínico. El otoño suele caracterizarse por intensas precipitaciones, lo que ocasiona la pérdida por deriva de gran parte de las poblaciones fitoplanctónicas. No obstante, en ocasiones y si las precipitaciones son poco intensas, no es raro que se produzca otro pico de clorofila *a*, aprovechando la entrada de nutrientes a la laguna.

Finalmente, durante la época con cubierta de hielo la concentración de clorofila *a* habitualmente alcanza los mínimos anuales, reflejando la desaparición de los productores primarios fitoplanctónicos. No obstante, en ocasiones se ha observado un aumento de la concentración de clorofila bajo la cubierta de hielo invernal. El ejemplo más evidente se produjo durante el período invernal del 2004-2005, y en realidad corresponde a un fuerte incremento de clorofila en las capas más profundas. De hecho, el que la concentración media se situase en torno a los 4 $\mu\text{g/l}$ en realidad refleja una concentración justo debajo de la cubierta de hielo en torno a 0,4 $\mu\text{g/l}$ y de 7,7 $\mu\text{g/l}$ en la capa de agua en contacto con el sedimento. Este incremento de clorofila, mantenido durante toda la época con cubierta de hielo, debe reflejar un verdadero crecimiento de la comunidad fitoplanctónica y no sólo el efecto de la "lluvia" de células senescentes procedentes de las capas de agua superficiales, tal y como se ha visto en otras ocasiones.

6.13 BIOTA

6.13.1 Bacterias

El papel de las bacterias en el funcionamiento de la laguna Grande de Peñalara es aún una incógnita. Tan sólo se ha podido realizar un conteo del número de bacterias y una estimación de su biomasa durante el periodo estival del año 2002. Este trabajo se realizó con la colaboración del Hydrobiological Institute de la Academia de Ciencias de la República Checa. Los datos obtenidos (Vera Straskrbova, com. pers.) se muestran en la Figura 50.

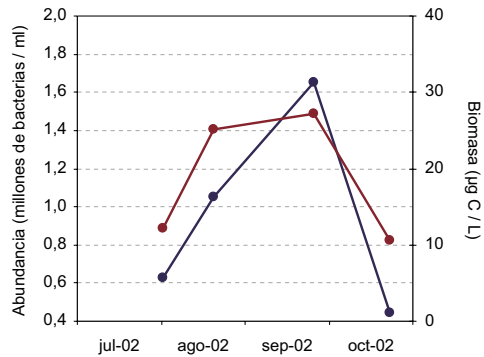


Figura 50. Abundancia y biomasa bacteriana en la laguna de Peñalara.

Hay muy pocos datos como para poder sacar conclusiones, aunque parece que la abundancia bacteriana aumenta a lo largo del período estival, pasando de 630 000 bact/ml a principios de agosto hasta más de 1 650 000 bact ml⁻¹ a finales de septiembre. En octubre la abundancia bajó a 440 000 bact/ml. La biomasa presenta un patrón similar, aunque parece estabilizarse entre agosto y septiembre en torno a los 25 µg C/l. Estos valores supondrían una estimación de 300 gramos de carbono para toda la biomasa bacteriana presente en la laguna Grande de Peñalara.

6.13.2 Fitoplancton

El fitoplancton está constituido por el conjunto de organismos microscópicos acuáticos autótrofos (aunque determinadas taxones pueden actuar como heterótrofos facultativos), de vida más o menos libre en la columna de agua. Junto con los macrófitos, es el grupo ecológico encargado de la producción primaria de los ecosistemas acuáticos. Por ello, parece ser la principal vía de entrada energética a la red trófica de la laguna Grande de Peñalara (salvo en momentos puntuales en los que el fitobentos alcanza una biomasa considerable).

Hay dos periodos en los que el fitoplancton se ha estudiado con bastante detalle: desde octubre de 1992 hasta septiembre de 1993, y desde julio de 1995 a noviembre de 1996. Durante el primer período, la laguna mostraba aún algunos síntomas de eutrofización esporádica (apartado 7.2), por lo que esta descripción de la comunidad fitoplanctónica se centrará sobre todo en el segundo período.

Se han determinado más de 200 taxones de algas fitoplanctónicas de la laguna de Peñalara, pertenecientes a distintos grupos taxonómicos. La Figura 51 muestra la evolución de la densidad algal (células/ml) de los distintos grupos taxonómicos fitoplanctónicos durante el período 1995-1996. La densidad de células cambia

notablemente a lo largo del año. En general, como ya se ha comentado en numerosas ocasiones, hay un incremento de la densidad fitoplanctónica muy marcado en los meses estivales. Por el contrario, durante la época en que la laguna presenta una cubierta de hielo, la densidad de organismos fitoplanctónicos alcanza su mínimo anual. Como ya se apuntó al hablar de la cubierta de hielo (apartado 6.5), ésta dificulta en gran medida la transmisión de luz a la laguna y por tanto la producción primaria fotosintética.

Como puede verse, destacan dos grandes grupos: las cianofíceas y las clorofíceas (ya sean del grupo de las desmidiáceas o no). El primero de ellos llega a alcanzar densidades de un orden de magnitud mayor que las algas verdes. En el rango de densidades de este último grupo, en torno a los miles de células/ml, aparecen especies correspondientes a otros grupos: crisofíceas, pirrofitos y criptofíceas. Por último, en el rango de los centenares de células/ml aparecen euglenófitos, rafidofitos, diatomeas (bacilariofíceas), flagelados y xantofíceas.

Otro modo de presentar los cambios en la comunidad fitoplanctónica es utilizando el biovolumen celular de cada grupo taxonómico presente, tal y como se hace en la Figura 52. De este modo, se tiene en cuenta no sólo la cantidad de células de una especie sino también su tamaño. Como puede observarse comparando ambas figuras, la importancia de cada grupo cambia notablemente si se tiene en cuenta su volumen celular. Esto significa que, si bien un grupo puede presentar una concentración de células por mililitro de muestra muy elevada, su importancia en la biomasa total del fitoplancton puede ser mínima debido al pequeño volumen de sus células. Por el contrario, otros grupos con una mucha menor concentración de células pueden alcanzar una biomasa muy significativa. Un ejemplo muy evidente de este hecho lo encontramos al comparar el periodo estival de 1995 con el de 1996. En el primer año la densidad (células/ml) es bastante baja, sobre todo en agosto y septiembre. A pesar de ello, el biovolumen fitoplanctónico en estos meses es el más alto de los registrados, gracias a la presencia de desmidiáceas de gran tamaño. Durante el siguiente periodo estival la densidad celular fue muchísimo mayor que en 1995, pero dado que la mayor parte de estas células correspondían a cianofíceas de pequeño tamaño no se observó un incremento del biovolumen tan acusado como en el año precedente.

En cualquier caso hay que señalar que el biovolumen, aunque sea una variable más indicativa de la comunidad fitoplanctónica, no tiene por que estar correlacionada con la concentración de clorofila *a* y mucho menos con la producción primaria de cada uno de estos grupos. De hecho, algunos grupos aparentemente minoritarios en porcentajes de número de células (Pyrrhophyta, Cryptophyta), pueden estar entre quienes más contribuyan a la producción de clorofila en la laguna en algún momento determinado debido a su gran volumen celular por un lado, y por otro al elevado contenido de pigmentos en sus células. En general, se puede establecer la misma tendencia para el biovolumen y la concentración de pigmentos en la columna de agua (apartado 6.12), aunque esta correlación no es estadísticamente significativa.

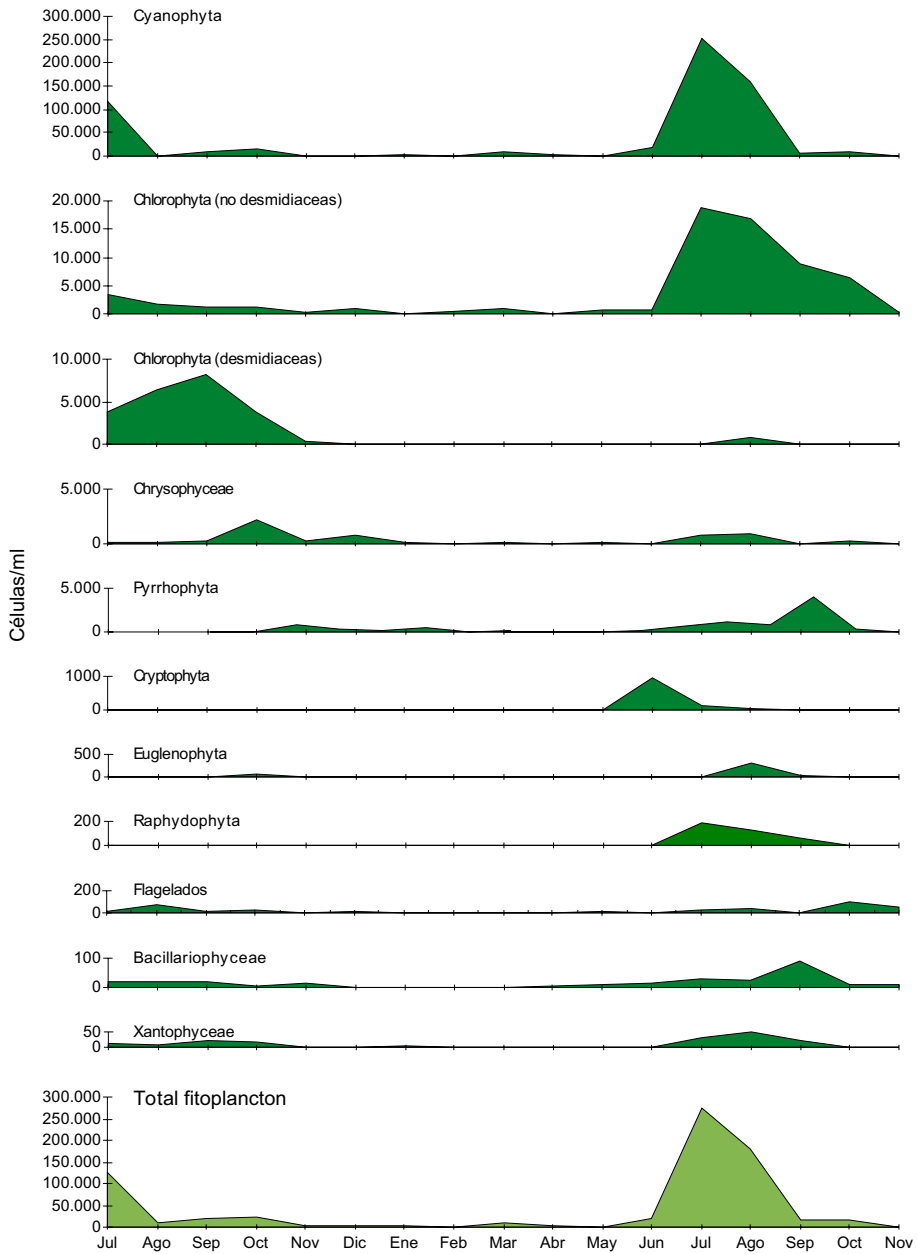


Figura 51. Evolución del fitoplancton (nº células/ml) en la laguna de Peñalara (jul-95/ nov-96).

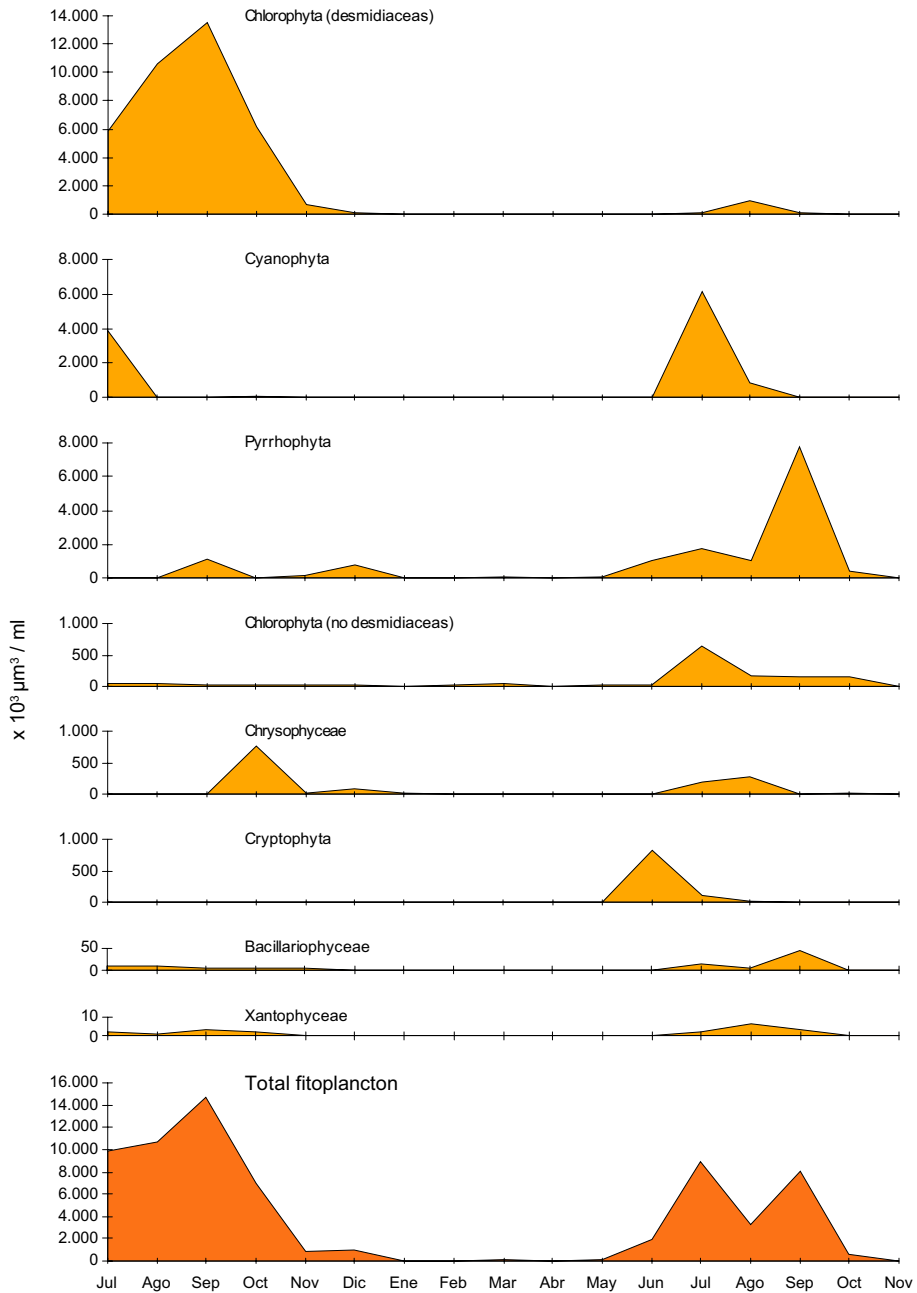


Figura 52. Evolución del biovolumen celular del fitoplancton ($\times 10^3 \mu\text{m}^3 / \text{ml}$) en la laguna de Peñalara (jul-95/nov-96).

Los patrones generales de variaciones estacionales en las comunidades fitoplanctónicas en una misma laguna se repiten anualmente (Reynolds, 1984). En el caso de la laguna de Peñalara, puede establecerse un patrón de sucesión de los diferentes grupos en el tiempo, con pequeñas variaciones interanuales. Las especies dominantes de cada uno de los grupos en cada época del ciclo suelen variar de un año a otro, aunque generalmente su papel ecológico es similar. Lo que en un principio se intuía como una evolución difícil de predecir a causa del pequeño volumen de la laguna, muy sensible a los efectos de los cambios ambientales en la cuenca, parece ser que no afecta al patrón general de evolución. Sí resulta más difícil predecir cual o cuales especies constituirán cada máximo de producción algal en una determinada época del año, aunque su papel ecológico será muy similar al desempeñado por las especies aparecidas en años anteriores. Los factores naturales que van a determinar más decisivamente la distribución temporal del fitoplancton son los siguientes: estabilidad de la columna de agua, concentración de nutrientes y tasa de renovación de la laguna. Esta última variable juega un papel muy importante en la dinámica general de los lagos o lagunas con una tasa de renovación anual menor de un año (De Hoyos, 1996; Vollenweider, 1976).

Así, en los meses estivales, a partir del mes de junio y hasta octubre, se localizan los máximos de densidad y biovolumen en la laguna. La mayor presencia de nutrientes, mayores temperaturas y estabilidad de la columna de agua favorece el desarrollo de los principales grupos del fitoplancton: clorofíceas, cianofíceas y ya a finales del período estival, con el aumento de los aportes externos de la cuenca a causa de las precipitaciones otoñales, los dinoflagelados y las diatomeas. Es a comienzos del invierno cuando comienzan a aumentar sus densidades más notablemente los grupos de algas flageladas, cuya movilidad les favorecerá en los meses que dura la cubierta invernal. En este período de estratificación de invierno, bajo el hielo, la comunidad se caracteriza por la presencia de dinoflagelados, crisofíceas y algunas clorofíceas flageladas. La época del deshielo con altas tasas de renovación, condiciona una baja densidad fitoplanctónica en general, favoreciendo no obstante a los grupos de flageladas de pequeño tamaño.

A continuación se comentará cada uno de estos grupos taxonómicos por separado.

6.13.2.1 Clorofíceas (Chloroficeae)

Las clorofíceas son el grupo de algas de la laguna que aportan una mayor biomasa a la producción primaria de la laguna en las épocas de mayor productividad (hasta el 90%, Figura 52). Las clorofíceas generalmente forman parte del plancton de lagos poco profundos y con aguas sometidas a cierta turbulencia, ya que su gran tamaño y falta de movilidad propia hace que necesiten de un medio en mezcla frecuente (Reynolds, 1984). Típicas de medios eutróficos, esta inusual tendencia de predominio de este grupo en lagos oligotróficos, ya ha sido referenciada por otros autores (Catalán *et al.*, 1992; De Hoyos, 1996). La Figura 53 muestra la evolución de las principales especies de Chlorophyta en la laguna Grande de Peñalara.

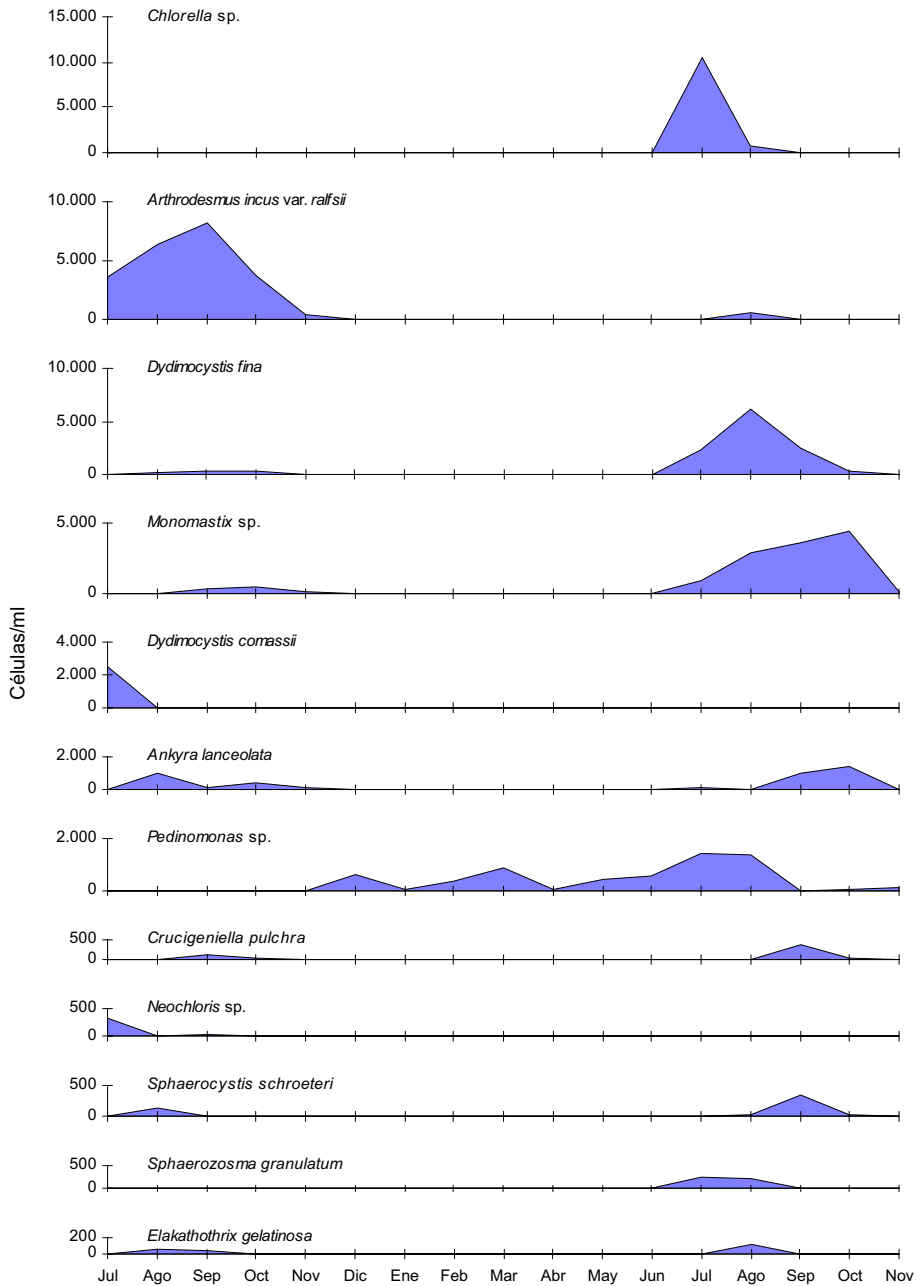


Figura 53. Evolución de las principales especies (nº células/ml) de Chlorophyta en la laguna Grande de Peñalara (jul-95/nov-96)

Dentro de este grupo, se ha observado una cierta alternancia en los *blooms* fitoplanctónicos entre las clorococales y las desmidiáceas (Figura 51). En la Figura 52 puede verse como las clorofíceas fueron las principales responsables de la producción primaria en el verano de 1995, siendo reemplazadas en el siguiente verano en dicho papel por las cianofíceas y pirrófitas (dinoflagelados).

En el verano de 1995 se produjo un crecimiento importante de desmidiáceas, principalmente de *Arthrodesmus incus*. Aunque las clorofíceas son propias de ambientes ricos en nutrientes, muchas desmidiáceas son algas típicas de ambientes ácidos, turbosos y poco mineralizados (De Hoyos, 1996). La estabilidad de la columna de agua favorece el crecimiento de las desmidiáceas, junto con las elevadas temperaturas del agua, lo que explicaría el *bloom* registrado a finales del verano de 1995, que resulto más seco y caluroso de lo habitual. En el verano de 1996, la producción mayor de clorofíceas correspondió al grupo de las clorococales, siendo *Chlorella* sp. y *Dydimocystis fina* las especies dominantes. Algunas volvocales como *Monomastix* sp., relacionadas con tasas de renovación mayores, presentaron picos de crecimiento a finales del verano de 1996, quizás debido a una mayor renovación de las aguas respecto al año anterior.

La única especie de clorofíceas relevante durante los meses invernales pertenece al orden volvocales (*Pedinomonas* sp.), especie flagelada, lo que le permite desarrollarse en una época de gran estabilidad de la columna de agua, pudiendo apreciarse incluso su respuesta negativa a la ruptura parcial de la cubierta que se produjo en el mes de enero. En los estudios realizados en otras lagunas de montaña de España (lagunas del NO) normalmente es hallada en también invierno y en aguas muy puras.

En el período 1992-1993 el grupo de las clorofíceas fue también mayoritario, aunque la especie dominante fue *Scenedesmus semipulcher*, una especie característica de aguas ricas en nutrientes. En cuanto a las desmidiáceas, en este período de 1992-1993 estuvieron ausentes prácticamente durante todo el año, y sólo en octubre de 1992 se apreció un incremento notable, pero correspondiente a una sola especie: *Cosmocladium pusillum*.

6.13.2.2 Cianofíceas (Cyanophyta)

Es el grupo que presenta una mayor concentración de células en determinados momentos del año (más de 250 000 células/ml), pero debido a su pequeño volumen celular su aportación a la biomasa algal no es tan notable (Figura 52). Muestra un patrón de aparición que se repite año tras año, variando únicamente la especie dominante en cada ciclo. Generalmente en el mes de julio, se produce el *bloom* de este grupo, habiéndose observado dicho fenómeno en todos los años estudiados (1992, 1993, 1995 y 1996). Las especies dominantes en cada caso variaron de un año a otro: *Pseudoanabaena galeata* (1992), *Oscillatoria limnetica* (1993), *Anabaena* sp. (1995), y *Aphanothece clathrarta* y *Pseudoanabaena* sp. (1996, Figura 54), la mayoría filamentosas y sin heterocistes.

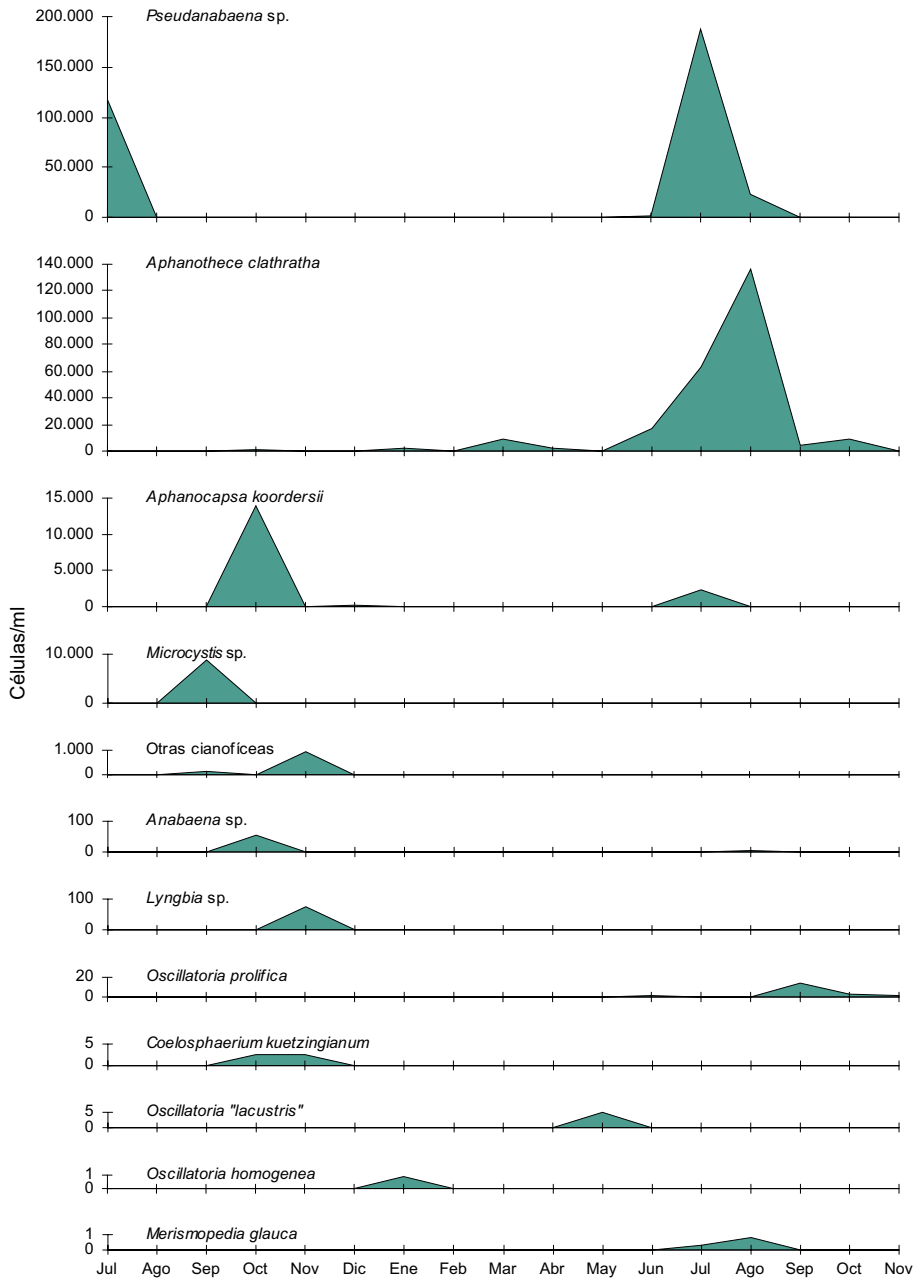


Figura 54. Evolución de las principales especies (nº células/ml) de Cyanophyta en la laguna Grande de Peñalara (jul-95/nov-96).

Aphanothece clathrarta es una especie eurioica, ya que ha sido citada en medios más o menos similares a la laguna de Peñalara, tales como el lago de Sanabria, o lagos oligotróficos de Suecia, Finlandia, Canadá o EEUU (Planas, 1991; Willen, 1961; Ilmavirta, 1975, 1980; Likens, 1985; De Hoyos, 1996); pero también aparece, al igual que *Pseudoanabaena galeata* en lugares muy diferentes como la Albufera de Valencia (Romo, 1991).

Generalmente la presencia de este grupo se corresponde con períodos en los que la relación N/P es mínima (apartado 6.11), a pesar de que las principales especies encontradas no presentan heterocistes. Sin embargo, parece ser que muestran una cierta capacidad de fijar N del medio, por lo que se verían favorecidas igualmente frente a otros grupos en condiciones de escasez de este nutriente.

Aunque la bibliografía sobre el tema relaciona generalmente la presencia de cianofíceas con medios eutróficos, no es esta laguna la primera excepción. De Hoyos (1996) encuentra en la mayoría de las lagunas de Sierra Segundera y en el propio lago de Sanabria la misma situación de abundancia de las cianofíceas en determinadas épocas del año. Los factores ambientales serían parecidos a los del macizo de Peñalara: cuenca ácida con materia orgánica procedente de zonas turbosas, baja alcalinidad y valores bajos del cociente N/P (bajas concentraciones de nitrógeno inorgánico). Lo que sí parece coincidir con la tendencia general de estas algas, es su desarrollo en períodos de escasa turbulencia de las aguas, con tasas de renovación mínimas y temperaturas elevadas, así como una baja transparencia del agua con menor penetración de la luz, condiciones propias de los meses estivales de julio y agosto.

6.13.2.3 Diatomeas (*Bacillariophyceae*)

La mayor parte de las especies de diatomeas (*Bacillariophyceae*) determinadas en la laguna Grande de Peñalara no son propiamente planctónicas o pelágicas. Al tratarse de una laguna pequeña con una elevada tasa de renovación de sus aguas, la entrada de diatomeas bentónicas procedentes de arroyos o zonas turbosas de la cuenca, es relativamente frecuente. Dichas especies, típicas de estos medios acuáticos distintos de la laguna (*Eunotia*, *Cymbella*, *Gomphonema*, etc.), se presentan en unas concentraciones muy bajas, aunque contribuyen notablemente al aumento de la diversidad, ya que casi la tercera parte de las especies de algas de la laguna son diatomeas.

A diferencia de otros lagos o lagunas de mayor volumen típicos de la alta montaña, la importancia de las diatomeas planctónicas en la producción primaria de la laguna es muy baja, representando en las épocas de mayor desarrollo de este grupo (otoño) un porcentaje sobre la biomasa total de fitoplancton muy reducido (menor del 1%, Figura 52).

A finales de verano o principios de otoño se producen los crecimientos de diatomeas planctónicas, aunque son de escasa entidad. Las especies más representativas y abundantes pertenecen a los géneros *Aulacoseria* y *Fragilaria*. Son especies típicas de medios oligotróficos con una cierta tendencia en determinadas épocas del año a la mesotrofia. Este grupo además aparece en el fitoplancton en los momentos de mayor turbulencia o mezcla, pues esta impide una sedimentación rápida de las células, en general de un peso elevado respecto a otros grupos debido al esqueleto de sílice (Foto 11). Por ejemplo, tras las intensas lluvias de octubre de 1992 se produjo el mayor crecimiento de diatomeas, principalmente de dos especies filamentosas: *Aulacoseria ambigua* y *Fragilaria pinnata*. Esta última suele vivir sobre macrófitos, por lo que su presencia en el fitoplancton de Peñalara, laguna con ausencia total de macrófitos, se debería en gran parte a una turbulencia del agua muy alta con lluvias que arrastrasen a esas diatomeas hacia el interior de la laguna desde los arroyos y zona litoral.

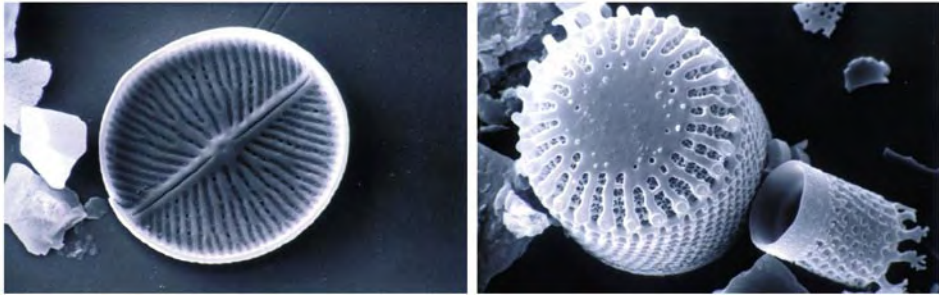


Foto 11. Ejemplos de frústulos o esqueletos silíceos de las diatomeas, vistos al microscopio electrónico de barrido.

Es notoria la escasez de diatomeas en el medio planctónico de las aguas de Peñalara. Esta escasez puede estar relacionada con una concentración baja de sílice en el agua, aunque como se ha visto en el apartado 6.8 el sílice no llega a agotarse en ningún momento a lo largo del ciclo anual, pese a experimentar una notable reducción en el periodo estival. También podría deberse a una relación Si/P baja, ya que las diatomeas por ser buenas competidoras por el fósforo pueden dominar respecto a otras algas cuando la relación Si/P es elevada.

6.13.2.4 Crisofíceas (*Chrysoficeae*)

Son algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad (Rosén, 1981; Sandgren, 1988). Suelen desarrollarse en épocas de escasez de nutrientes o con condiciones adversas para otras especies (falta de luz), ya que pueden tener actividad heterótrofa (Sandgren,

1988). Este comportamiento fue muy evidente en el período 1992-1993, con un marcado crecimiento bajo la cubierta de hielo invernal. Sin embargo, en el período 1995-1996 se observó un crecimiento de este grupo concentrado en la época previa a la formación de la cubierta invernal, y justo en la ruptura y deshielo de la misma, disminuyendo su número de células en los meses de estratificación invernal (Figura 52).

6.13.2.5 Criptófitos (*Cryptophyta*)

A lo largo de la mayor parte del ciclo anual, este grupo de algas en su mayoría flageladas, pasa desapercibido en la laguna Grande de Peñalara por su escasa contribución a la biomasa algal. Generalmente suelen manifestarse con mayor intensidad en épocas frías y en los deshielos (Margalef, 1983). En el período 1995-1996 presentaron un pico de densidad relativamente importante en cuanto a biomasa se refiere (más del 40% de la total del fitoplancton, Figura 52) en el mes de junio de 1996, época algo posterior al deshielo, aunque todavía con aguas frías y alta tasa de renovación. La especie responsable de este crecimiento fue *Cryptomonas erosa*. Se ha relacionado también su presencia con un incremento de la entrada de materias húmicas al medio acuático (De Hoyos, 1996; Ilmavirta, 1983), lo que podría ser la causa de este desarrollo en un período en el que aún se producen aportes de sustancias húmicas en el deshielo de la nieve presente en la cuenca. Esta especie también se hallaba presente en el período 1992-1993, con sus mayores concentraciones igualmente en la época primaveral tras el deshielo. No obstante, en aquel caso el crecimiento fue mucho menor, correspondiendo la mayor densidad de este grupo a otra especie (*Chroomonas nordstedii*), en el mes de febrero bajo la cubierta invernal de hielo.

6.13.2.6 Pirrófitas (*Pyrrhophyta*)

Las pirrófitas, más conocidas como dinoflagelados, se asocian frecuentemente con una concentración baja de nutrientes en el agua y con una carencia de luz debido a que muchas de sus especies son heterótrofas facultativas.

Los dinoflagelados han jugado un papel importante en el fitoplancton de la laguna en lo que a biomasa se refiere, muy especialmente en el otoño de 1996. Aunque el número de células no es muy elevado en sus desarrollos poblacionales, presentan un biovolumen muy superior a otras especies de otros grupos. Así, en el mes de septiembre de 1996, los dinoflagelados constituyeron más del 95% de la biomasa de fitoplancton en la laguna, siendo del 80% en diciembre del año anterior (Figura 52). No ha podido determinarse la especie responsable de los máximos de este grupo en 1995-1996, aunque claramente es distinta de las dominantes en 1992-1993 en esta misma laguna, *Peridinium umbonatum* y *Gimnodinium uberricum*. Los máximos de estas especies se produjeron además en momentos diferentes, bajo la cubierta de hielo la primera y en el mes de julio la segunda. *Peridinium*

umbonatum también apareció los años 1995 y 1996, teniendo sus máximas densidades en los meses de julio y agosto, al igual que en el período anterior.

Durante los meses con cubierta de hielo, la biomasa aportada por los dinoflagelados ha sido igualmente notable (en torno al 50%), con *Amphidinium* como género dominante, lo que suele ser habitual en lagos y lagunas de alta montaña con cubierta invernal.

6.13.2.7 Xantoficeas (*Xanthophyceae*)

Las xantoficeas son especies de algas más características del medio bentónico o litoral que del planctónico, presentando una mayor afinidad por aguas poco mineralizadas y turbosas (Margalef, 1983). Además de la especie encontrada en años anteriores, *Nephrوديella* sp., en el periodo 1995-1996 se ha localizado una segunda, *Ismochloron trispinatus*. Contribuyen inapreciablemente a la biomasa del fitoplancton en Peñalara (Figura 52), mostrando sus máximos poblacionales en los meses estivales. *Nephrوديella* es un género raro o poco localizado que ha sido citado también en el lago de Sanabria y algunos embalses cercanos (De Hoyos, 1996).

6.13.2.8 Euglenófitos (*Euglenophyta*)

Son organismos flagelados de tamaño relativamente grande pero de escasa representación en la laguna. Aunque generalmente presentan cloroplastos con pigmentos, la principal especie encontrada en la laguna Grande de Peñalara, *Notosolenus lens*, se alimenta de modo heterótrofo o incluso saprofítico. Su máxima densidad se produjo en octubre de 1995 y en agosto de 1996 (Figura 52). Al ser un grupo típico de medios estancados y con niveles altos de materia orgánica, no sería deseable encontrar una presencia inusual en la laguna de estas especies, lo que indicaría probablemente algún tipo de alteración en el medio.

6.13.2.9 Rafidoficeas (*Raphidophyta*)

Únicamente se ha encontrado una especie perteneciente a este grupo, *Vacuolaria* sp., y sólo se presenta en los meses estivales. Hay que mencionar que dicha especie no fue encontrada en el verano de 1995, apareciendo con su máxima concentración en julio de 1996 y disminuyendo progresivamente hasta el mes de octubre (Figura 52). Las especies de este filum son características de aguas ricas en materia orgánica, turbosas o ligeramente ácidas.

6.13.3 Fitobentos

Aunque las comunidades fitoplanctónicas han sido las más estudiadas en la laguna, no siempre son las responsables únicas de la producción primaria. Nuestras observaciones directas han detectado ocasionalmente una biomasa muy importante de algas fitobentónicas (clorofíceas y cianofíceas), aunque no se ha procedido a cuantificar su importancia relativa en la producción primaria total de la laguna. A juzgar por los resultados de otros autores, las microalgas bentónicas deben jugar un importante papel en un medio como Peñalara, donde las macrófitas se hallan totalmente ausentes, pudiendo alcanzar el doble de la producción fitoplanctónica en medios oligotróficos (Stanford *et al.*, 1983) y de profundidad reducida. Por ejemplo, Capblancq (1972) calcula para el fitobentos de un lago de alta montaña en los Pirineos una contribución del 30% a la producción primaria.

6.13.4 Zooplancton

La Figura 55 muestra la evolución de los porcentajes de las especies de crustáceos (cladóceros y copépodos) y rotíferos zooplanctónicos en el mismo periodo que el presentado anteriormente para el fitoplancton. Se observa como la riqueza de especies es mucho menor que la encontrada para el fitoplancton en el mismo periodo. En general son especies poco especializadas y cosmopolitas, característica muy común a otras lagunas de alta montaña de pequeñas dimensiones y características similares.

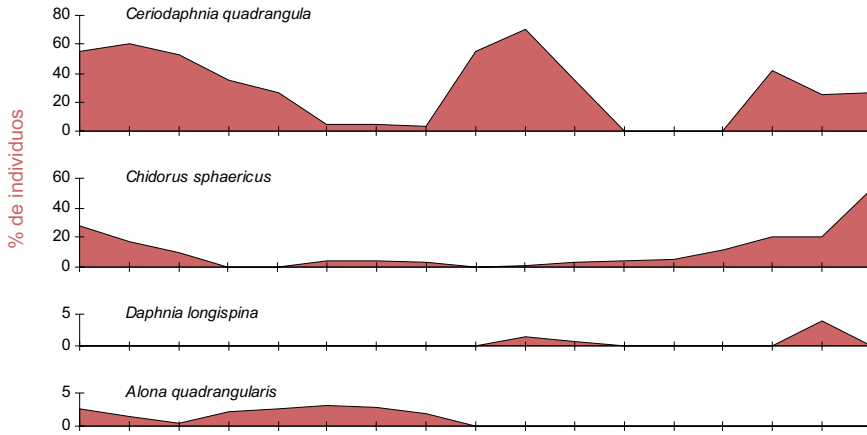
En primer lugar, hay que señalar que estos datos corresponden a la época en la que todavía no estaba erradicado el salvelino. Como se ha visto en el apartado 7.4.1, la comunidad zooplanctónica estaba sometida a una intensa presión por parte de este pez, y muy especialmente las especies de mayor talla.

6.13.4.1 Rotíferos

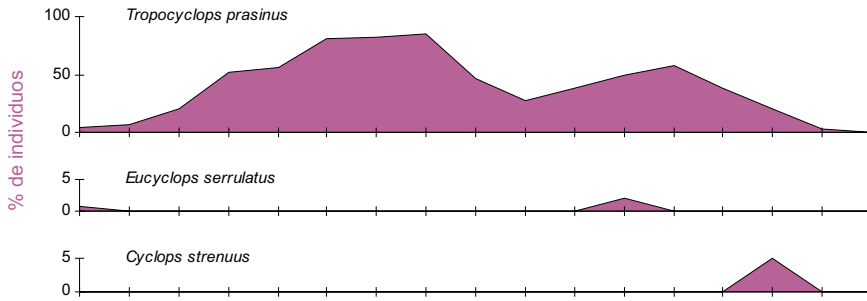
Una de las cuatro especies encontradas, *Filinia longiseta*, aparece claramente en menor proporción que el resto. Hay que destacar incluso la ausencia de tres especies determinadas en años anteriores (Toro y Montes, 1993): *Tetramastix opoliensis*, *Lecane lunaris* y *Synchaeta pectinata*, aunque su presencia fue muy puntual y reducida.

Las tres especies mayoritarias fueron *Polyarthra remata*, *Keratella quadrata* y *Asplanchna priodonta*. La primera predomina en los meses estivales en los que la laguna presenta una mayor concentración de nutrientes y mayores temperaturas. Inversamente, *K. quadrata* domina en los meses más fríos y con aguas más puras. Las poblaciones de *K. quadrata* son probablemente controladas también por *Asplanchna priodonta* en los meses de primavera-verano, dados los hábitos predadores de esta especie sobre la primera.

Cladóceros



Copépodos



Rotíferos

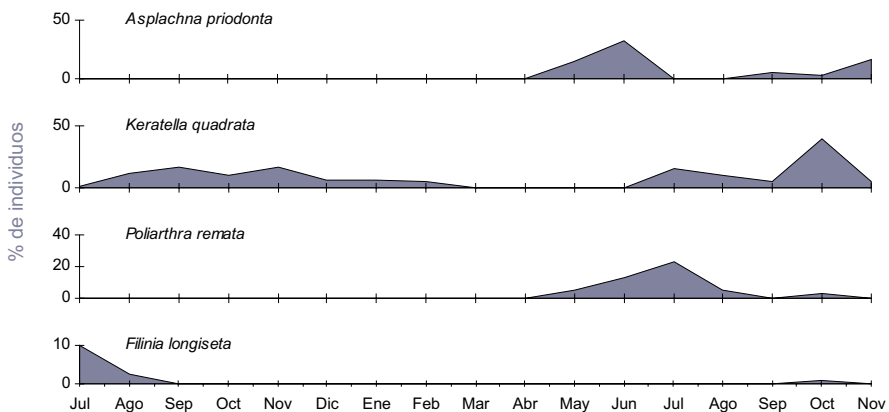


Figura 55. Evolución de las especies zooplanctónicas (% individuos) en la Laguna de Peñalara (jul-95/nov-96).

6.13.4.2 Crustáceos

Durante este periodo (julio de 1995 a noviembre de 1996) se encontraron 3 cladóceros y 3 copépodos. Un cladócero, *Ceriodaphnia quadrangula*, y un copépodo, *Tropocyclops prasinus*, se alternan como especie claramente mayoritaria a lo largo del periodo estudiado. Sin embargo, no es fácil hallar una explicación a la dominancia de uno u otro, ya que prevalecen indistintamente de la época del año que sea.

Como se comenta al hablar del efecto de la introducción del salvelino (apartado 7.4.1), las especies de gran tamaño, el cladócero *Daphnia longispina* y el copépodo *Cyclops strenuus*, sólo aparecen esporádicamente y siempre suponen menos del 5% de los individuos presentes en una muestra.

En cualquier caso, la aparición de *Daphnia longispina*, que no había sido encontrada anteriormente (Toro y Montes, 1993), es significativa en el sentido de que esta especie es típica del resto de las lagunas oligotróficas del Sistema Central. Su aparición en la laguna, aunque esporádica, refleja también la mejoría en las condiciones tróficas observada tras la declaración del Parque Natural.

Por otra parte, no debe sorprender la presencia de *Chidorus sphaericus*, ya que se trata del cladócero más extendido en la Península Ibérica y el más abundante en localidades montanas (Alonso, 1996)

6.13.5 Zoobentos

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos es la que más ha cambiado como consecuencia de la erradicación del salvelino (apartado 7.4.3). En dicho apartado se describe con detalle estos cambios, por lo que aquí sólo se presentará una breve descripción de la fauna macroinvertebrada bentónica de la laguna.

La fauna bentónica comprende en sentido estricto a los animales asociados al substrato de la laguna, ya sea viviendo *entre* el substrato o *sobre* el substrato. Sin embargo, para simplificar se ha incluido también en este apartado a aquellos macroinvertebrados de la laguna de vida más o menos pelágica (nadadores libres) e incluso a aquellos especialistas en colonizar la interfase aire-agua aprovechando la tensión superficial. Algunas de estas especies son exclusivamente acuáticas, pero la mayoría desarrolla parte de su ciclo vital fuera del agua (normalmente como adulto volador), por lo que poseen una enorme capacidad de dispersión y colonización.

La Tabla 11 contiene el listado de los táxones de macroinvertebrados bentónicos encontrados en la laguna de Peñalara hasta el momento. Como puede verse hay especies pertenecientes a grupos taxonómicos muy diversos, aunque sin duda el grupo mejor representado es el de los insectos. Debido precisamente a esta gran

Tabla 11. Macroinvertebrados bentónicos encontrados en la laguna Grande de Peñalara

Clase	Orden	Familia	Especie		
Turbelarios	Tricladida	Planariidae	<i>Polycelis tenuis</i>		
Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	<i>Ancylus fluviatilis</i>		
Bivalvos	Unionida	Sphaeriidae	<i>Pisidium casertanum</i>		
Oligoquetos	Lumbriculida	Lumbriculidae	<i>Stylodrilus heringianus</i>		
		Tubificida	Tubificidae		
		Naididae			
Hirudíneos	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Helobdella stagnalis</i>		
Ostrácodos	Podocopida	Cyprididae	<i>Potamocypris villosa</i>		
Arácnidos	Hydracnela				
Insectos	Efemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i> sp. <i>Cloëon</i> sp.		
		Leptophlebiidae	<i>Habrophlebia fusca</i>		
		Heptageniidae	<i>Ecdyonurus</i> sp.		
		Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster boltonii</i>		
		Plecoptera	Nemouridae	<i>Nemoura</i> (?) sp.	
			Leuctridae	<i>Leuctra</i> (?) sp.	
		Heteroptera	Gerridae	<i>Gerris</i> sp.	
			Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	
			Corixidae	<i>Corixa</i> sp. <i>Hesperocorixa</i> sp. <i>Micronecta</i> sp. <i>Sigara</i> sp.	
				Pleidae	<i>Plea minutissima</i>
	Megaloptera			Sialidae	<i>Sialis lutaria</i>
	Tricoptera			Leptoceridae	<i>Athripsodes</i> sp.
			Beraeidae	<i>Beraeodes</i> (?) sp.	
		Limnephilidae	<i>Allogamus ligonifer</i> <i>Potamophilax</i> sp.		
		Polycentropidae	<i>Plectrocnemia</i> sp.		
	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Larcaria partita</i> <i>Dytiscus</i> sp. <i>Agabus</i> spp. <i>Colymbetes</i> sp. Hydroporinae indet.		
			Gyrinidae	<i>Gyrinus</i> sp.	
			Elmidae	<i>Oulimnius tuberculatus perezii</i>	
			Helophoridae	<i>Helophorus</i> sp.	
		Diptera	Tabanidae	<i>Haematopota</i> sp.	
			Ceratopogoniidae		
			Limoniidae		
	Psychodidae				
	Chironomidae		<i>Chaetocladius</i> sp. <i>Chironomus</i> sp. <i>Cladotanytarsus pallidus</i> <i>Corynoneura</i> sp. <i>Diamesa</i> sp. <i>Heterotrissocladius marcidus</i> <i>Macropelopia nebulosa</i> <i>Micropsectra contracta</i> <i>Micropsectra lindrothi</i> <i>Microtendipes chloris</i> <i>Orthocladius (E.) fuscimanus</i> <i>Paracladopelma camptolabis</i> <i>Parakiefferiella bathophyla</i> <i>Parametrioctenus stylatus</i> <i>Polypedilum gr. laetum</i> <i>Procladius choreus</i> <i>Prodiamesa olivacea</i> <i>Pseudodiamesa branickii</i> <i>Tanytarsus buchonius</i> <i>Tanytarsus usmaensis</i>		

diversidad taxonómica, la determinación taxonómica a nivel específico requiere la intervención de varios especialistas e incluso es posible que no pueda llevarse a cabo sin disponer de ejemplares adultos. Por ello, la Tabla 11 sólo muestra el nivel taxonómico hasta el que han podido ser identificados los ejemplares.

Entre los macroinvertebrados no insectos destacan por su relativa abundancia los oligoquetos y los moluscos bivalvos. Entre los primeros, aunque se han encontrado ejemplares pertenecientes a tres familias distintas, es interesante recalcar la presencia de *Stylodrilus heringianus*, una especie típica de arenas en sistemas improductivos (ya sean ríos o lagos) e intolerante a la contaminación (Brinkhurst, 1971). Los bivalvos están representados por *Pisidium casertanum*, una especie cosmopolita euriterma que puede habitar tanto ríos como lagos (Castagnolo *et al.*, 1980). Entre los moluscos también aparece con cierta frecuencia *Ancylus fluviatilis*, adheridos a las rocas del fondo de la laguna y alimentándose de las algas que crecen sobre éstas. El resto de organismos acuáticos no insectos es poco abundante y sólo se han colectado ocasionalmente.

Desde un punto de vista cuantitativo, son sorprendentes las densidades que pueden alcanzar algunas de las poblaciones de estos organismos acuáticos. Así, los oligoquetos presentan una abundancia media de 317 individuos/m², con abundancias máximas de hasta 1 800 individuos/m². Por su parte, *Pisidium casertanum* presenta densidades medias de 38 individuos/m², alcanzando puntualmente hasta 157 individuos/m².

Entre los insectos encontramos representantes de los principales órdenes que tienen especies de vida acuática, aunque algunos de ellos sólo han empezado a encontrarse tras la eliminación del salvelino (apartado 7.4.3).

Desde el punto de vista cuantitativo el grupo más importante es el de los quironómidos, con una abundancia media y máxima de 847 y 3 966 individuos/m² respectivamente. Los quironómidos forman uno de los grupos más numerosos de invertebrados acuáticos. Suelen ser de gran importancia ecológica en los ecosistemas acuáticos; su corto ciclo de vida y la relativamente elevada biomasa total de las numerosas larvas les confiere significancia ecológica desde el punto de vista energético como predadores o presas (Merrit y Cummins, 1984). Los quironómidos han demostrado ser un buen indicador de las condiciones ambientales del medio (Bazerque *et al.*, 1989). En la laguna Grande de Peñalara se han encontrado al menos 20 taxones diferentes de quironómidos. De todos ellos quizá merezca la pena destacar la presencia de dos especies bastante exigentes con la calidad del agua, *Parakiefferiella bathophyla* y *Heterotrissocladius marcidus*. Ambas especies son típicas de lagos de alta montaña oligotróficos (Craston, 1982; Langton, 1991; Lindegaard, 1995; Rossaro, 1982; Soriano, 1995), siendo la segunda algo más estricta en cuanto a estos requerimientos. Estas dos especies de quironómidos conviven con otras más tolerantes, entre las que se cuentan *Chironomus* sp., un género que suele aparecer en situaciones de intensa descomposición orgánica en ambientes generalmente eutróficos. En este sentido, no hay que olvidar que los lagos de montaña ocupan una posición singular en la clasificación trófica de los lagos, ya

que la formación de la cubierta de hielo impone en ocasiones condiciones similares a la eutrofia (agotamiento de oxígeno en fondo, apartado 6.6).

El resto de especies de insectos es claramente mucho menos abundante: el megalópetero *Sialis lutaria* presenta una densidad media de 7 individuos/m², similar a los 9 individuos/m² del coleóptero *Oulimnius tuberculatus* y a los 11 individuos/m² de los tricópteros (perteneciendo casi todos ellos al género *Atrhipsodes*). Por último, las especies de gran talla que han comenzado a colonizar la laguna tras la erradicación del salvelino presentan abundancias muy pequeñas, aunque en el futuro podrían aumentar.

6.13.6 Macrófitos

La laguna Grande de Peñalara no posee vegetación acuática. Tampoco parece haber tenido en el pasado reciente tal y como reflejó Margalef en su visita (Margalef, 1949). No obstante, en el año 2002 se observó el crecimiento de un único individuo de *Callitriche brutia* (Foto 12). La presencia esporádica de esta especie ya fue mencionada por Valledor de Lozoya (1980), donde también menciona la situación de deterioro de la laguna a causa de los impactos producidos por los visitantes. Así, las observaciones actuales no tendrían que corresponder necesariamente con una mejora de las condiciones para el establecimiento de una población estable de macrófitos.

En cualquier caso, la prohibición del baño en la laguna debe ayudar sin duda a evitar el pisoteo y perturbación de las orillas, propiciando unas mejores condiciones para el desarrollo de vegetación acuática. Por otra parte, la eliminación de los episodios de eutrofización (apartado 7.2) ha evitado las condiciones de baja transparencia que producen un negativo efecto de sombra sobre los macrófitos. Por ello, y dado que la riqueza de especies acuáticas del macizo de Peñalara es considerable (Toro y Granados, 1998b), no es descartable que en un futuro cercano aparezca en la laguna de Grande de Peñalara una población estable de macrófitos.



Foto 12. Único ejemplar de macrófito, *Callitriche brutia*, encontrado en la laguna Grande de Peñalara.



Como los pequeños núcleos de las rocas primigenias digeridas por la triunfante invasión del granito, que los canteros de la sierra llaman «gabarros», Madrid debe seguir avanzando hacia el Guadarrama hasta compenetrarse y fundirse con él en una simbiosis perfecta del monte y de la ciudad, que asegure a todos los necesitados, no a una minoría de elegidos, el supremo bienestar de la vida que puede procurarse de esta alianza.

Constancio Bernaldo de Quirós
Epílogo (1931) en la Guía de los Sitios Naturales de Interés Nacional
de la Sierra de Guadarrama, de E.Hernández-Pacheco

7. CONTROL DE IMPACTOS

En otros trabajos (Sáenz de Miera, 1992; Granados *et al.*, 2000) se han descrito los cambios en el uso del territorio y en el modo de acercarse a la sierra por parte de sus visitantes. En lo que a la evolución reciente de la presión turística, basta decir que a partir de la década de 1960 y debido a factores socioeconómicos (mayor capacidad de consumo y facilidad de acceso a un medio de transporte barato) y culturales (mayor demanda de actividades en la naturaleza), queda configurada lo que ha sido la realidad del entorno de la laguna en los últimos 40 años: uno de los principales destinos de los visitantes de la sierra, con dos estaciones de esquí en las cercanías, y con buenas comunicaciones en coche o tren con la vecina ciudad de Madrid.

La puesta en funcionamiento de la estación de esquí alpino Valcotos a principios de los años 70 no hizo más que incrementar el uso turístico del macizo de Peñalara, y en particular de la cuenca de la laguna Grande (Foto 13). Esta afluencia masiva de visitantes es la que generó evidencias de degradación ambiental a principios de la década de los 80. Este deterioro se puede resumir en cuatro principales problemas ambientales, aunque como se verá, muy relacionados unos con otros:



Foto 13. Masificación de visitantes en la laguna de Peñalara, durante la travesía de la laguna que se celebraba el primer domingo de agosto.

- Acumulación de basuras.
- Eutrofización de las aguas.
- Erosión de las orillas.
- Presencia de una especie piscícola alóctona introducida.

A finales de los 80, en la laguna y su cuenca se alcanzó un alarmante grado de degradación, con el máximo desarrollo de estos problemas ambientales. Sin embargo, en 1990 se produce un punto de inflexión en el deterioro progresivo de esta zona húmeda de alta montaña. En esta fecha se produce la reclasificación de la antigua figura de Sitio Natural de Interés Nacional a la actual de Parque Natural. Con la reclasificación se toman las primeras medidas de urgencia para evitar los problemas ambientales detectados (prohibición del baño y de la acam-

pada). Poco tiempo después se inicia la colaboración entre la antigua Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid y el Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, fruto de la cual se elabora un informe con las bases o directrices ecológicas para la gestión de los ecosistemas lagunares del Parque Natural (Toro y Montes, 1993).

En este apartado se verán las medidas de gestión adoptadas en relación con cada uno de estos problemas ambientales, y la evolución observada. Como se explica a continuación, las medidas de gestión destinadas a paliar los problemas derivados del uso público han sido muy efectivas. En la actualidad el Parque Natural mantiene un Programa de Uso Público destinado a minimizar el impacto de los más de 100 000 visitantes anuales sobre los distintos ecosistemas del Parque.

Respecto a los impactos generados por visitantes, se debe mencionar la celebración anual desde los años 20 del siglo pasado de una travesía popular a nado todos los primeros domingos de agosto, llegando a congregarse más de 4 000 personas en las últimas ediciones. Afortunadamente, la propia organización decidió en 1997 la suspensión definitiva, con el fin de colaborar en las tareas de restauración y conservación del Parque Natural.

7.1 ACUMULACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

El primer problema ambiental observado fue la acumulación de gran cantidad de residuos tanto en la cuenca como en el propio vaso de la cubeta (Foto 14). La limpieza de la cuenca se realizó con relativa facilidad y de hecho el Parque Natural mantiene durante la época libre de nieve un servicio de limpieza. Entre la gran cantidad de residuos retirados se incluían plásticos, botellas, pilas, papel de aluminio, restos de ropa, latas de conservas y de refrescos, etc.

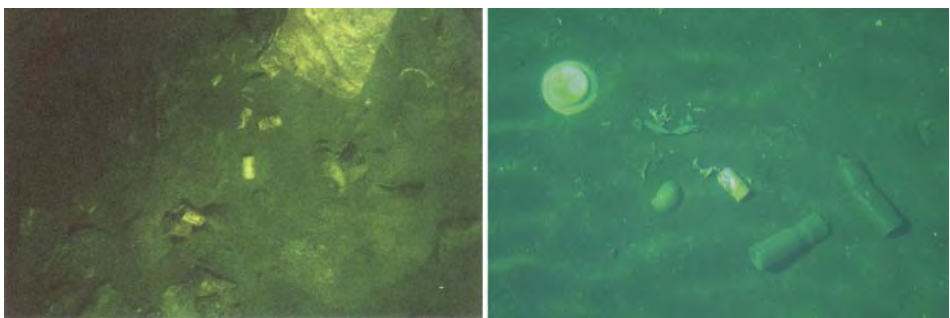


Foto 14. Visión subacuática del fondo de la laguna de Peñalara. Obsérvese la acumulación de latas de refrescos semienterrados en el sedimento.

Sin embargo, la limpieza del fondo de la laguna presentó mayores dificultades técnicas. Fue necesario organizar dos campañas intensivas de limpieza que incluyeron la retirada de los desechos de gran tamaño del fondo de la laguna por parte de buceadores (Foto 15). Durante la realización de estas campañas de limpieza

se puso especial cuidado en evitar la resuspensión del sedimento fino, para no contribuir al proceso de eutrofización y para no alterar el registro sedimentario y la información paleolimnológica que contiene.



Foto 15. Campaña de limpieza de residuos sólidos acumulados en el fondo de la Laguna Grande, realizada el 23 de septiembre de 1990. A la derecha se puede observar la cantidad de residuos retirados.

Una vez retirados la mayoría de residuos de gran tamaño, y para evitar la indeseable resuspensión del sedimento, no se han vuelto a organizar campañas de limpieza que implicasen a un número elevado de buceadores. No obstante, aprovechando la realización de otros trabajos en la laguna (erradicación del salvelino, muestreos limnológicos) se ha procedido a la retirada de los residuos que eran observados y cuya retirada no implicase la resuspensión de sedimentos finos (Foto 16).



Foto 16. Retirada de residuos de la laguna de Peñalara, coincidiendo con la realización de los muestreos del seguimiento limnológico.

De hecho, durante la instalación de las redes para la erradicación del salvelino (apartado 7.4.2) se aprovechó para retirar un bidón de grandes dimensiones que aún permanecía sumergido a los pies de la Peña del Lobo (Foto 17).



Foto 17. Bidón recuperado de la laguna, en 2000. Obsérvese la gran cantidad de residuos recuperados.

El resultado de estos trabajos realizados por buceadores, junto con la continua dedicación del personal de limpieza del Parque, ha minimizado en gran medida el problema de la acumulación de residuos respecto a la situación inicial a principios de los años 90. No obstante, para dar un diagnóstico preciso del estado actual de la situación es necesario destacar dos aspectos importantes:

- Aún permanecen en el fondo de la laguna, en las zonas de acumulación de sedimentos finos, gran cantidad de residuos (Foto 14). Su retirada implicaría la resuspensión de gran cantidad de sedimento y la alteración del registro paleolimnológico de esta laguna, lo que en principio provocaría más problemas de los que resuelve.
- Los trabajos de limpieza se han realizado exclusivamente sobre materiales macroscópicos. Si se observa el sedimento de la laguna con una lupa binocular, se comprueba la existencia de una importante fracción de materiales procedentes de la fragmentación de residuos: trozos de papel aluminio, de plásticos, de botellas de vidrio, de latas de aluminio, etc. Como ejemplo de la abundancia de este tipo de fragmentos se puede señalar que es frecuente la observación de tricópteros que han incorporado fragmentos de materiales artificiales durante la construcción de su estuche protector (Foto 18).

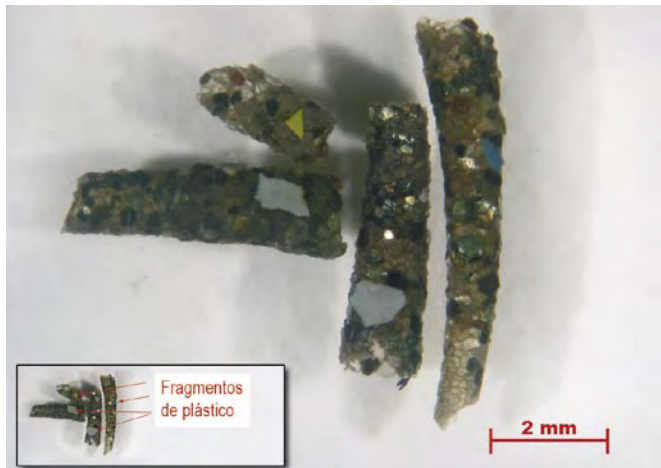


Foto 18. Estuches de tricópteros leptocéridos de la laguna de Peñalara, que han incorporado durante su construcción diminutos fragmentos de plástico acumulados en el sedimento de la laguna.

Evidentemente, es técnicamente imposible retirar estos fragmentos microscópicos, aunque su acumulación plantea algunas incógnitas en cuanto a la conservación de la laguna. En primer lugar, se desconoce el efecto que puede tener la acumulación de estos materiales sobre la fauna acuática que ingiere el sedimento para aprovechar la materia orgánica presente. En segundo lugar, y aunque la dinámica del aluminio es bastante compleja y dependiente de diversos factores (Psenner y Catalán, 1994) se puede afirmar que por debajo de pH 5,5 habitualmente se solubiliza en una forma altamente tóxica para la vida acuática. Estos valores de pH se dan esporádicamente en la laguna durante el período de deshielo (apartado 6.10), y podrían llegar a ser frecuentes en un hipotético caso de acidificación de la laguna por entrada de contaminantes ácidos (lluvia o deposición ácida). De este modo, la acumulación de residuos microscópicos de papel aluminio y latas de este metal supone un reservorio potencialmente tóxico para la vida acuática.

7.2 EUTROFIZACIÓN

La eutrofización consiste en la entrada y enriquecimiento en nutrientes, fundamentalmente fósforo y nitrógeno, de las aguas que de un modo natural tienen muy baja concentración de éstos. Las algas del fitoplancton necesitan estos nutrientes, junto con la luz solar y el dióxido de carbono (CO_2) para desarrollarse. En la laguna disponen de luz y CO_2 en abundancia, por lo que su crecimiento sólo está limitado por la disponibilidad de nutrientes. Cuando se incrementa de modo artificial la concentración de éstos, se produce un crecimiento desmesurado de las algas, lo que origina graves problemas en los ecosistemas acuáticos.

Según avanza el proceso de eutrofización, la densidad de algas fitoplanctónicas se vuelve tan grande que la laguna adquiere un intenso color verde. Sin embargo esto no es más que el cambio más aparente de todos los que se desarrollan en la laguna como consecuencia de la eutrofización:

- Se produce una fuerte asimetría vertical de la columna de agua: en la capa de agua más superficial (donde aún puede llegar la luz), la producción primaria aumenta extraordinariamente, lo que genera un excedente de materia orgánica y oxígeno procedente de la fotosíntesis oxigénica. Por el contrario, en la capa de agua más profunda la elevada densidad de algas impide la llegada de luz al fondo de la laguna, por lo que la degradación de la materia orgánica acumulada en el fondo, llevada a cabo por bacterias, agota rápidamente el oxígeno disuelto en el agua (lo que incluso puede llegar a ocurrir en la capa de agua superficial por la noche, en ausencia de luz).
- Prácticamente todas las comunidades acuáticas se ven afectadas: las especies del fitoplancton adaptadas a bajas concentraciones de nutrientes son reemplazadas por especies oportunistas que aprovechan la abundancia de nutrientes; los invertebrados acuáticos acostumbrados a aguas bien oxigenadas son reemplazados por especies más tolerantes a la anoxia o incluso llegan a desaparecer; las poblaciones zooplanctónicas experimentan cambios análogos a los de los invertebrados bentónicos.

La laguna Grande de Peñalara ha tenido concentraciones muy bajas de fósforo y nitrógeno durante miles de años. Sin embargo, la masiva afluencia de visitantes a esta laguna desde finales de los años 70 desencadenó un progresivo proceso de eutrofización. Son varios los motivos por los que el aumento de visitantes provocó evidencias de eutrofización de la laguna. Por un lado, ya se ha comentado en el apartado 7.1 la importante acumulación de residuos observada durante este período. Parte de estos residuos eran orgánicos, por lo que su degradación en la cuenca y lavado por escorrentía hacia la laguna contribuía como una fuente adicional de nutrientes. La presencia de campistas en la cuenca propiciaba este factor, incluso mediante el lavado de utensilios de cocina directamente en el agua de la laguna, aportando restos de comida y el fosfato de algunos detergentes. Por otro lado, la erosión de los márgenes de la laguna ocasionó que gran parte del horizonte orgánico de estos suelos, otra fuente de nutrientes, fuera a parar a la laguna (apartado 7.3). Además, el baño en la laguna, actividad muy habitual antes de la declaración de Parque Natural, propiciaba la resuspensión de los nutrientes almacenados en el sedimento. Este último factor, a diferencia de los anteriores, supondría una redistribución de los nutrientes dentro del sistema más que una verdadera entrada de nutrientes, aunque en último término las consecuencias son las mismas, ya que los nutrientes almacenados en el sedimento sólo ocasionalmente pueden pasar a disposición de los productores primarios fitoplanctónicos. En este sentido, también la introducción del salvelino (apartado 7.4) pudo contribuir al reciclado de nutrientes dentro de la laguna y por tanto a la estimulación del proceso de eutrofización.

Para evitar el proceso de eutrofización, inmediatamente tras la declaración del Parque Natural se prohibió tanto la acampada como el baño, y se instauró un servicio de limpieza y una campaña de concienciación de los visitantes. Además, poco tiempo después se procedió a tomar medidas contra la erosión de los márgenes de la laguna, y a la erradicación del salvelino. A continuación se repasa la evolución experimentada por la laguna como respuesta a estas medidas de gestión.

La Figura 56 muestra la concentración media y máxima anual de fósforo total registrada en la laguna Grande de Peñalara desde 1990. El fósforo total se refiere a la cantidad de fósforo presente en prácticamente cualquier forma o compuesto, dado que durante el análisis se realiza una fuerte digestión ácida de la muestra. De este modo, tanto el fósforo presente en compuestos inorgánicos como el asimilado en moléculas orgánicas son contabilizados como una posible fuente de fósforo para la producción primaria. Una consideración similar se podría hacer para el llamado nitrógeno total, aunque lamentablemente no se dispone de

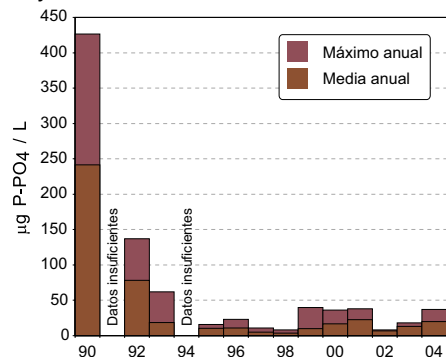


Figura 56. Concentración media y máxima anual de fósforo total en la Laguna de Peñalara.

datos de nitrógeno total para la primera mitad de la década de 1990. Por ello, la evolución de la disponibilidad de nitrógeno en la laguna en los últimos años se muestra en la Figura 57, por medio de la concentración de nitrato y de amonio, los dos compuestos de nitrógeno más fácilmente aprovechables por los productores primarios como fuente de este nutriente. Por último, en la Figura 58 se muestra también la concentración media y máxima de clorofila *a* desde 1989, como una estimación grosera de la cantidad de biomasa fitoplanctónica y de la producción primaria de la laguna.

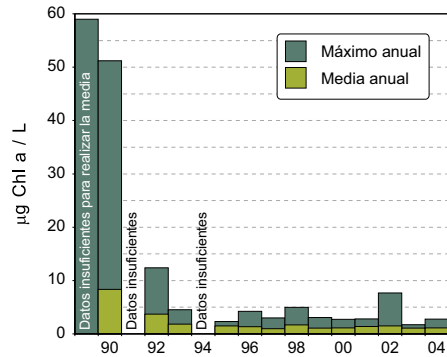


Figura 58. Concentración media y máxima anual de clorofila *a* en la Laguna de Peñalara.

Hay un comportamiento común en toda esta serie de gráficos: los niveles a principios de los años 90 eran mayores en todas las variables que en la segunda mitad de esa década. Concretamente, el fósforo total en 1990 presentó un pico máximo de 427 µg P/l y una media anual de 242 µg P/l, mientras que desde 1995 el nivel máximo de fósforo total anual no ha superado nunca los 40 µg P/l, situándose en una media de 24 µg P/l.

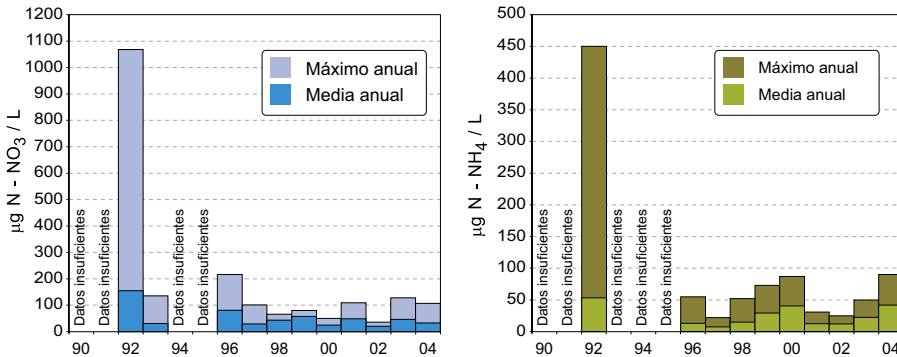


Figura 57. Concentración media y máxima anual de nitrato y amonio en la Laguna Grande de Peñalara

En cuanto al nitrato, en 1992 se registró un pico de 1069 µg N/l, y la media anual se situó en 155 µg N/l. La concentración de nitrato fue sensiblemente menor en años posteriores, en los que los valores medios anuales no superaron los 85 µg N/l y los valores máximos fueron también significativamente menores, salvo un pico de 216 µg N/l en agosto de 1996. Como se comentó al hablar de la meteorología reciente (apartado 5.2.2), 1996 fue un año particularmente frío y lluvioso, por lo que quizá este valor relativamente alto de nitrato esté relacionado con una mayor entrada de nitrato vía atmosférica asociada a las intensas precipitaciones.

Respecto a la evolución del otro compuesto de nitrógeno presentado, el amonio, nuevamente se observa una tendencia similar a la disminución a lo largo de la década de 1990. En 1992 se registró una concentración de 450 $\mu\text{g N/l}$ de amonio, con un valor medio anual superior a los 50 $\mu\text{g N/l}$. Sin embargo, a partir de 1996 no se registraron valores superiores a los 90 $\mu\text{g N/l}$, con medias anuales habitualmente en torno a 20 $\mu\text{g N/l}$. Para terminar con el nitrógeno, aunque no se muestra en una gráfica específica, se puede señalar que el nitrito pasó de un máximo de 40 $\mu\text{g N/l}$ a no superar en la actualidad los 4 $\mu\text{g N/l}$.

Por último, los valores de clorofila *a*, también descendieron drásticamente desde los más de 50 $\mu\text{g Chl a/l}$ registrados en los veranos de 1989 y 1990 (Figura 58). En la actualidad, y desde 1995, permanecen por debajo de 4 $\mu\text{g Chl a/l}$ en los meses estivales (salvo raras excepciones, ver Figura 49).

En síntesis, la evolución de los nutrientes y de la clorofila *a* presentadas apunta claramente a una disminución de la entrada de nutrientes en la laguna. Sin embargo, es interesante comparar estos valores encontrados en la laguna Grande de Peñalara con los niveles propuestos para la clasificación trófica de los lagos. Así, probablemente el sistema más utilizado sea el desarrollado por la OCDE en 1982. Este sistema se compone de dos aproximaciones o clasificaciones basadas en determinadas variables limnológicas. El primero de ellos está basado en unos límites *fijos* para estas variables (Tabla 12) y la clasificación trófica será tanto más correcta en cuantas más variables se base. El segundo sistema viene a reconocer que cualquier clasificación trófica está sujeta a determinadas incertidumbres (raramente todas las variables analizadas estarán en la misma categoría trófica del sistema de límites cerrados), por lo que utiliza una aproximación probabilística de *límites abiertos*. En ella, los valores o rangos para determinadas variables pueden solaparse entre las distintas categorías tróficas (Tabla 13). Como regla general, si una de estas variables se aleja más de dos veces la desviación estándar respecto de la media prevista en determinado nivel trófico, es incorrecto asignar dicha categoría, a pesar de que el resto de variables analizadas estén en dicho rango.

Tabla 12. Delimitación del estado trófico según el sistema cerrado propuesto por la OCDE (1982)

Categoría trófica	Fósforo total media anual ($\mu\text{g/l}$)	Clorofila <i>a</i> media anual ($\mu\text{g/l}$)	Clorofila <i>a</i> máximo anual ($\mu\text{g/l}$)	Disco de Secchi media anual (m)	Disco de Secchi mínimo anual (m)
Ultraoligotrófica	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligotrófica	< 10	< 2,5	< 8,0	> 6	> 3
Mesotrófica	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrófica	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Hipereutrófica	>100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Si utilizamos la clasificación cerrada de la OCDE (1982), entre los años 1989-1993 se puede considerar a la laguna como eutrófica a partir de los valores de la media anual de fósforo total (incluso en este caso se podría hablar de hipereutrofia en 1989), media anual de clorofila *a* y máximo anual de clorofila *a*. No obstante, a partir de 1995 se puede clasificar a la laguna Grande de Peñalara como oligotrófica atendiendo a estas mismas variables (aunque en determinados años, el promedio anual de fósforo total indicaría una cierta mesotrofia).

En cuanto a la transparencia medida con el disco de Secchi, en la laguna Grande de Peñalara nos encontramos con dos problemas. Por un lado los valores aceptados para la oligotrofia son mayores que la profundidad máxima de la laguna. Por otro lado, al estar la laguna gran parte del año helada (sin que se pueda medir la transparencia) la media realizada sólo refleja en realidad la media del período del año con menor transparencia. Por estas dos razones, no es aconsejable utilizar la profundidad media anual de la visibilidad del disco de Secchi para evaluar el estado trófico de la laguna Grande de Peñalara. Sin embargo, sí se puede evaluar la medida mínima obtenida con el disco de Secchi, que en 1989 (0,5 m de profundidad) se situaba claramente en la eutrofia y en la actualidad oscila entre la oligotrofia y la mesotrofia.

Si utilizamos el sistema abierto de la OCDE (1982), la clasificación trófica de la laguna Grande de Peñalara es prácticamente igual. En los años 1989-1993 podemos clasificar sin lugar a dudas la laguna como eutrófica, mientras que a partir de los valores de nutrientes y clorofila *a* entre 1995 y 2003 podemos clasificarla como oligotrófica. De hecho, la media interanual para estas variables es muy cercana a la media geométrica de cada una de las categorías de la Tabla 13: 8,0 µg P/l de media anual de fósforo total frente a los 11,1 µg P/l encontrados en la laguna de Peñalara; 1,7 µg Chl *a*/l de media anual de clorofila *a* frente a los 1,32 µg Chl *a*/l encontrados en la laguna de Peñalara.

Por otra parte, hay que señalar que los niveles eutróficos detectados en la laguna se producían exclusivamente en los veranos, ya que las fuertes precipitaciones de otoño y la época de deshielo favorecían una alta exportación de nutrientes asociada a la alta tasa de renovación. Esto explica que, a pesar de los claros indicios de eutrofización, no desapareciesen de la laguna algunos de los organismos acuáticos típicos de aguas frías oligotróficas. De hecho, para designar las condiciones tróficas de la laguna Grande de Peñalara en aquellos años se debería hablar de episodios repetitivos de eutrofización más que de una eutrofización crónica de la laguna.

Tabla 13. Delimitación del estado trófico según el sistema abierto propuesto por la OCDE (1982)

		Oligotrófica	Mesotrófica	Eutrófica	Hipereutrófica
Fósforo total Media anual ($\mu\text{g/l}$)	X	8,0	26,7	84,4	
	X \pm 1SD	4,05-13,3	14,5-49	48-189	
	X \pm 2SD	2,9-22,1	7,9-90,8	16,8-424	
	Rango	3,0-17,7	10,9-95,6	16,2-386	750-1200
	n	21	19(21)	71(72)	2
Nitrógeno total Media anual ($\mu\text{g/l}$)	X	661	753	1875	
	X \pm 1SD	371-1180	405-1170	861-4081	
	X \pm 2SD	208-2103	313-1816	395-8913	
	Rango	307-1630	361-1387	393-6100	
	n	11	8	37(38)	
Clorofila <i>a</i> Media anual ($\mu\text{g/l}$)	X	1,7	4,7	14,3	
	X \pm 1SD	0,8-3,4	3,0-7,4	6,7-31	
	X \pm 2SD	0,4-7,1	1,9-11,6	3,1-66	
	Rango	0,3-4,5	3,0-11	2,7-78	100-150
	n	22	16(17)	70(72)	2
Clorofila <i>a</i> Máximo anual ($\mu\text{g/l}$)	X	4,2	16,1	42,6	
	X \pm 1SD	2,6-7,6	8,9-29	16,9-107	
	X \pm 2SD	1,5-13	4,9-52,5	6,7-270	
	Rango	1,3-10,6	4,9-49,5	9,5-275	
	n	16	12	46	
Disco de Secchi Media anual Profundidad (m)	X	9,9	4,2	2,45	
	X \pm 1SD	5,9-16,5	2,4-7,4	1,5-4,0	
	X \pm 2SD	3,6-27,5	1,4-13	0,9-6,7	
	Rango	5,4-28,3	1,5-8,1	0,8-7,0	0,4-0,5
	n	13	20	70(72)	2

SD = Desviación estándar

X = media geométrica (calculada a partir de una transformación log 10 en el primer cálculo y excluyendo finalmente los valores mayores o menores que 2SD del primer cálculo)

En resumen, se puede asegurar sin lugar a dudas que las medidas de gestión adoptadas permitieron retirar los factores de estrés sobre la laguna, lo que generó una pronta respuesta del ecosistema, frenando en tan sólo 3 o 4 años su tendencia a la eutrofización en los meses estivales y recuperando el nivel trófico original de la laguna. Este fuerte descenso de la producción primaria se debe al descenso de nutrientes disponibles para los productores fitoplanctónicos (por entrada directa o por resuspensión de sedimento), y se vio facilitado en gran medida por la alta tasa de renovación de la laguna (apartado 6.2).

De este modo, las medidas de urgencia antes mencionadas supusieron un remedio eficaz para este problema y en la actualidad podemos considerarlo superado. Sin embargo, se debe seguir prestando atención a la posible entrada de nutrientes como consecuencia de la presencia de ganado en la cuenca (Foto 19).



Foto 19. Ganado vacuno en la laguna Grande de Peñalara. Obsérvese (derecha) que la presencia de ganado tiene como consecuencia la acumulación de numerosas boñigas en la orilla de la laguna e, incluso, en el interior de ésta.

Por ejemplo, se asume un contenido en nitrógeno en las deyecciones del ganado vacuno del 0,34% en peso. Si la producción de estiércol se puede cifrar en 20 veces el peso vivo al año, podemos estimar que cada vaca presente en la cuenca de la laguna viene a aportar unos 6 Kg de nitrógeno durante la temporada estival, que precisamente coincide con la época de menor tasa de renovación, por lo que se puede potenciar en cierta medida la producción primaria y la biomasa fitoplanctónica. Es interesante comparar esta cifra con la entrada vía atmosférica de este nutriente, aunque dado que no se dispone de una medida directa de esta entrada se recurrirá nuevamente a una estimación. Así, tomando como punto de partida la precipitación media de N en el Pirineo (Camarero y Catalán, 1993), por otra parte posiblemente algo mayor que la esperable en Peñalara, se puede estimar una entrada vía deposición húmeda de unos 330 kg de N/año. Se deduce así que cada vaca presente en la cuenca podría aumentar en torno al 1,8% la entrada de N en la laguna.

Otro modo de enfocar el problema de la eutrofización es a través de los flujos, cargas críticas y contenidos totales de nutrientes. Por ejemplo, en toda la laguna Grande de Peñalara hay disueltos de media tan sólo 80 gramos de fósforo. Esta cantidad tan pequeña indica que incluso pequeños residuos orgánicos que dejen los visitantes puede aumentar espectacularmente la concentración de fósforo en la laguna, y por tanto dar lugar a un proceso de eutrofización. Igualmente, se puede calcular una entrada anual (carga) de fósforo máxima, por encima de la cual se empezarían a observar síntomas de eutrofización. Estas estimaciones están basadas en la relación entre la profundidad media y el tiempo de residencia, y en el caso de la laguna Grande de Peñalara se puede establecer un límite permisible en $1 \text{ gP m}^2 \text{ año}^{-1}$ para mantenerse dentro de la oligotrofia (o lo que es lo mismo, no debería superarse la entrada anual de 5,5 Kg de fósforo). Una vez superado este umbral, el límite para alcanzar la eutrofia en la laguna Grande de Peñalara estaría situado en $3,7 \text{ gP m}^2 \text{ año}^{-1}$ (equivalente a la entrada de 20,2 Kg de fósforo al año).

7.3 EROSIÓN

El tercer problema ambiental que se detectó consistía en la erosión de los márgenes de la laguna (Foto 20). Como muestra la imagen, gran parte del perímetro de la laguna estaba tremendamente erosionado, resultado del pisoteo continuo de cientos de visitantes y la instalación de tiendas de campaña. La erosión provocó la desaparición del tapiz vegetal, junto con la parte del suelo más rica en materia orgánica y semillas.



Foto 20. Erosión y compactación del suelo en la zona de la morrena que cierra la laguna de Peñalara.

En determinadas zona de la morrena se produjo una disminución de casi un metro de espesor del suelo en tan sólo un período de menos de 10 años, lo que ha supuesto para esas áreas casi la mitad de la altura de la morrena sobre el nivel del agua de la laguna. En la actualidad aún es posible distinguir a que altura llegaba hace poco tiempo el suelo observando la ausencia de líquenes por debajo de determinado nivel en las piedras que afloran en la morrena. Del mismo modo, la compactación y erosión en la zona del desagüe de la laguna ha originado que éste presente unas dimensiones muy superiores a las existentes con anterioridad. Es importante señalar que, dado que la tasa de formación de suelo en áreas de montaña la podemos estimar en torno a 0,5 – 1 mm/año, la decapitación y pérdida de suelo en la morrena de la laguna ha supuesto la desaparición en tan sólo una década del suelo formado durante siglos. Para poder evaluar la extensión del problema se realizó un mapa de las zonas erosionadas (Figura 59). Como puede verse, el área más afectada se sitúa en la morrena que retiene el agua de la laguna. Además, la margen derecha tiene una zona susceptible menor que la margen izquierda, debido a que en la primera se acumula una gran cantidad de bloques de piedra.

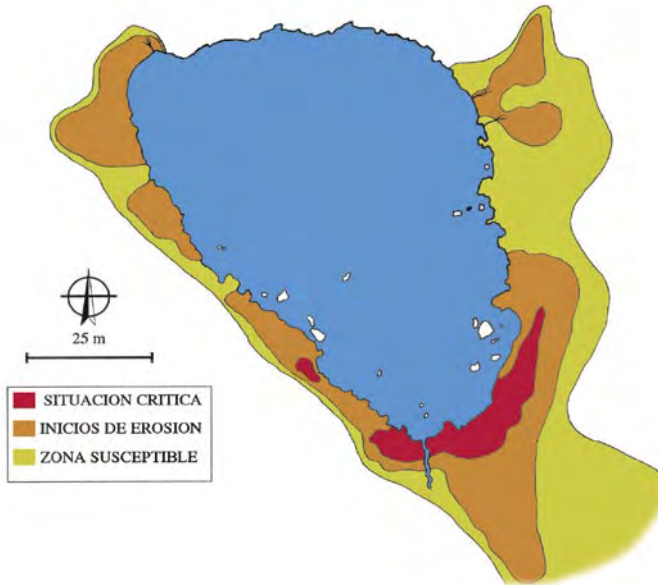


Figura 59. Mapa de los estados erosivos del litoral de la laguna de Peñalara, en 1993

Al igual que en el caso de la eutrofización, lo primero que se planteó fue eliminar el factor de estrés que generó la erosión y compactación del terreno. Así, en 1995 se cercó el perímetro de la laguna para evitar el pisoteo de visitantes. Este cerco consiste en un cable de acero sobre piquetes, en el que se han colocado unos carteles explicativos de la razón de esta limitación de acceso. En la morrena que cierra la laguna, la zona más gravemente afectada, se valló además con un pastor eléctrico para evitar también la entrada del ganado.

En tan sólo unos meses se apreció una notable recuperación de la vegetación pascícola en las zonas que presentaban inicios de erosión (Figura 59), así como una mejora de las condiciones del suelo. En estas zonas la compactación del suelo no era tan elevada y aún perduraban bastantes individuos, a partir de los cuales se recuperó el tapiz vegetal por crecimiento vegetativo. Sin embargo, en la mayor parte de las zonas en situación crítica, la pérdida del suelo fue tal que no hubo recuperación alguna durante el primer año, avanzando el proceso de erosión. Así, desde 1997 se han realizado una serie de trabajos de restauración de la vegetación pascícola de la morrena:

- Se efectuó una siembra artificial con especies pascícolas y se protegió el suelo con tapices biodegradables de fibra vegetal (Foto 21)

- Se instaló un sistema de riego superficial por goteo para mantener durante todo el período de sequía estival unas condiciones de humedad que faciliten la germinación de semillas.
- Se aportó (en las zonas fuera de la cuenca de la laguna) restos de boñigas del ganado, con el objetivo de proporcionar una fuente de materia orgánica al suelo y contribuir a la regeneración del banco de semillas.
- Se aportó tierra procedente de las toperas surgidas en las cercanías, con el fin de disminuir la densidad del suelo compactado y proporcionar lugares donde pudiesen germinar las semillas.



Foto 21. Mantas vegetales para proteger al suelo de la erosión y ayudar a la recolonización vegetal mediante la germinación de semillas.

En la Foto 22 se muestra la recuperación observada en la cobertura de vegetación de la morrena de la laguna, como consecuencia de todos estos trabajos de restauración. Sin embargo, la evaluación objetiva de la eficacia de estas medidas de control de la erosión se realizó mediante la instalación de trampas de sedimento, como se verá a continuación.



Foto 22. Comparación de la cobertura vegetal de la morrena en 1993 y en el año 2004. Obsérvese que a pesar de haber experimentado una notable mejoría, en este intervalo aún se perdió gran cantidad de suelo, como muestra la desaparición de la "cresta" de suelo existente detrás de la piedra situada aproximadamente en el centro de la foto.

7.3.1 Tasa de erosión. Trampas de sedimento

La eficacia de estas actuaciones se está evaluando mensualmente con el seguimiento de la tasa de sedimentación en la laguna del material erosionado, mediante unas trampas de sedimento. Estas trampas, instaladas dentro de la laguna en la zona de máxima profundidad y a dos niveles, son controladas mensualmente durante la época en la que la laguna se halla libre de la cubierta de hielo⁸, Estas trampas (Foto 23) permiten conocer el material erosionado en la cuenca y transportado al interior del vaso lacustre, obteniéndose así un indicador del grado de erosión en la cuenca (Dearing, 1986).

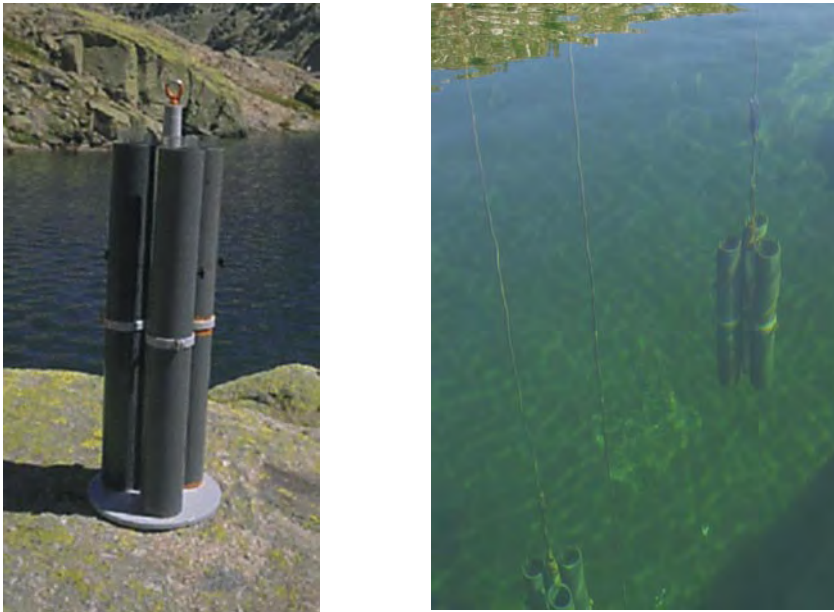


Foto 23. Las trampas de sedimento instaladas en la laguna Grande de Peñalara constan de tres tubos (réplicas), protegidas por un tubo de PVC opaco para evitar crecimientos de perifiton en el interior del tubo de metacrilato. Se instalan en pareja, con una trampa lo más cerca posible del sedimento y otra a media altura en la columna de agua.

La Figura 60 muestra la evolución de la tasa de sedimentación obtenida con las trampas de sedimento, y que como puede verse sigue claramente un patrón anual. Varios son los factores que determinan en mayor o menor medida este patrón anual de la sedimentación:

- Una mayor producción primaria fitoplanctónica en los meses de verano.
- Cambios en la estructura de los suelos de la cuenca como consecuencia del período seco de verano y la degradación del pastizal por estiaje.

8. Habitualmente la presencia de hielo impide localizar la boya donde están situadas las trampas. No obstante, durante algunos muestreos invernales si se ha podido localizar dicha boya, con lo que se ha podido medir la sedimentación también debajo de la cubierta de hielo.

- Concentración máxima de visitantes en los meses de verano.
- Aumento del tiempo de residencia del agua, lo que implica una mayor estabilidad de la columna de agua en este período.

Durante los meses en que la laguna permanece cubierta de hielo, los valores de sedimentación son muy bajos, dado que prácticamente no se produce entrada de materiales procedentes de la cuenca y la producción primaria fotosintética es despreciable. Durante el deshielo hasta la entrada del verano los valores de sedimentación continúan siendo bajos, como consecuencia de la fuerte renovación del agua. En este período, aunque la energía disponible para transportar las partículas (erosión) es más alta que en otros meses, la resistencia del suelo a ser erosionado es mayor (erodabilidad) debido a su mayor contenido en agua y al desarrollo del pastizal durante la primavera. Durante este período de deshielo, la producción primaria fotosintética continúa siendo muy baja dada la alta tasa de renovación, la baja temperatura del agua y la escasa disponibilidad de nutrientes. En los meses estivales (julio, agosto y septiembre), se produce un marcado incremento de la sedimentación, hasta alcanzar los máximos anuales. En esta época estival coinciden diversos factores que favorecen la sedimentación, como son una mayor estabilidad de la columna de agua, una mayor cantidad de visitantes (erosión en la cuenca), un suelo más vulnerable a la erosión hídrica y eólica, y el máximo anual de producción primaria (generación de materia orgánica por fotosíntesis). Además, son características de este periodo las fuertes tormentas de verano, que presentan las mayores intensidades de precipitación de todo el año. Finalmente, la llegada de las lluvias otoñales provoca el incremento de la tasa de renovación del agua, el descenso de la producción primaria y, en consecuencia, el descenso de la tasa de sedimentación.

Además de este claro patrón anual, se puede observar que la tasa de sedimentación ha ido variando en los últimos años, con una tendencia a la disminución de la sedimentación. Obsérvese que en el verano de 1997 la tasa de sedimentación se situó entre los 24,3 y los 29,2 g m⁻² d⁻¹, en 1998 sólo se alcanzó un máximo de 10,9 g m⁻² d⁻¹, y desde entonces los máximos anuales han oscilado entre 2,6 y 8 g m⁻² d⁻¹. Este descenso de la tasa de sedimentación es consecuencia de una menor erosión en la cuenca, como consecuencia de las medidas de gestión adoptadas, que permitieron recuperar en gran medida la cobertura vegetal de las zonas más erosionadas.

Para cumplir el objetivo principal de las trampas de sedimento, es decir, estimar la tasa de erosión en la cuenca, es necesario determinar si el material sedimentado corresponde fundamentalmente al material procedente de la cuenca (materia exógena) o si por el contrario es consecuencia del desarrollo de poblaciones fitoplanctónicas en el interior de la laguna (materia endógena). Para ello, la Figura 61 muestra el porcentaje de materia orgánica del material recogido en las trampas de sedimento.

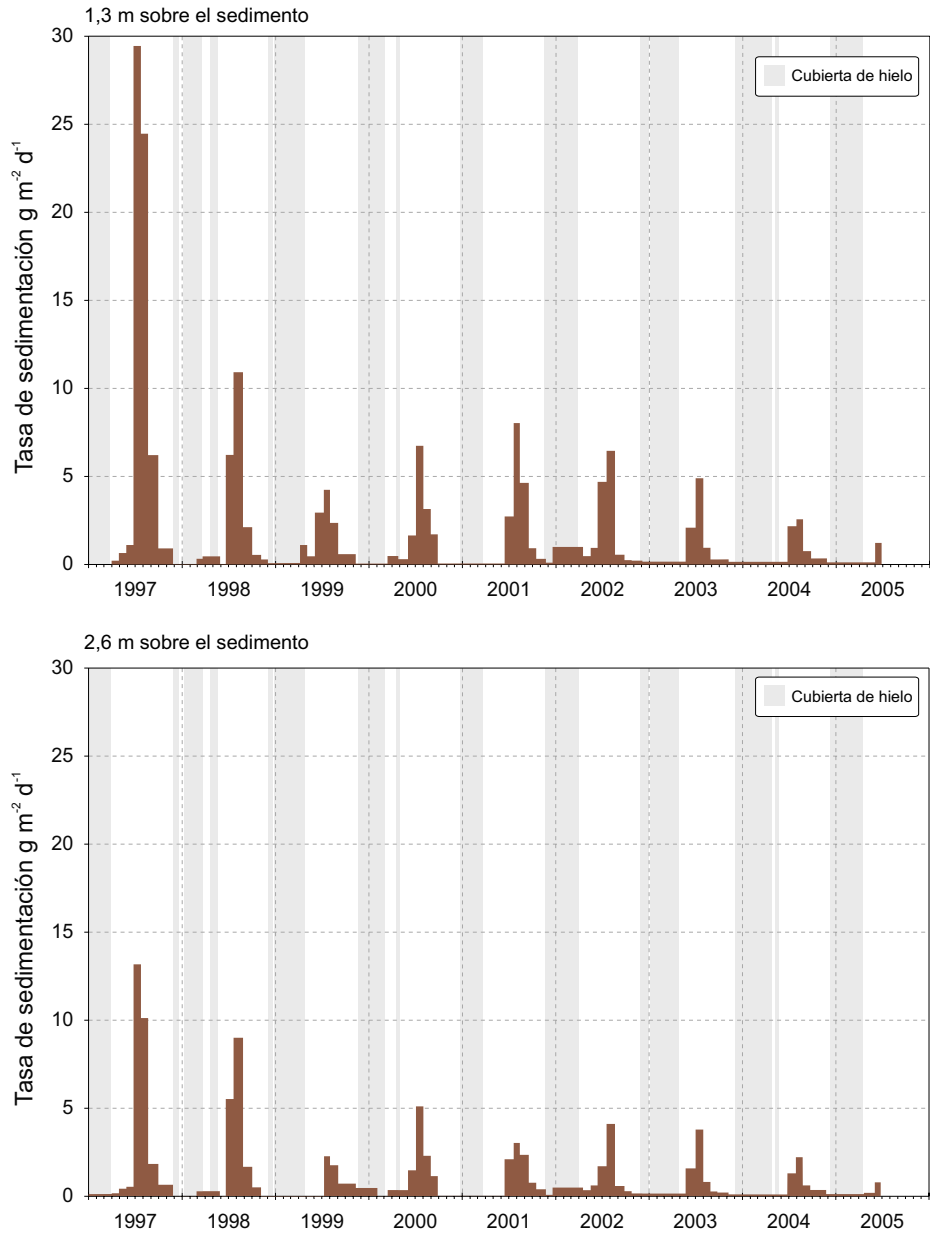


Figura 60. Tasa de sedimentación (peso seco) en la laguna de Peñalara, estimada a partir del sedimento recogido en las trampas de sedimento situadas a 1,3 m y 2,6 m sobre el fondo de la laguna. En 2005 sólo hay datos hasta junio.

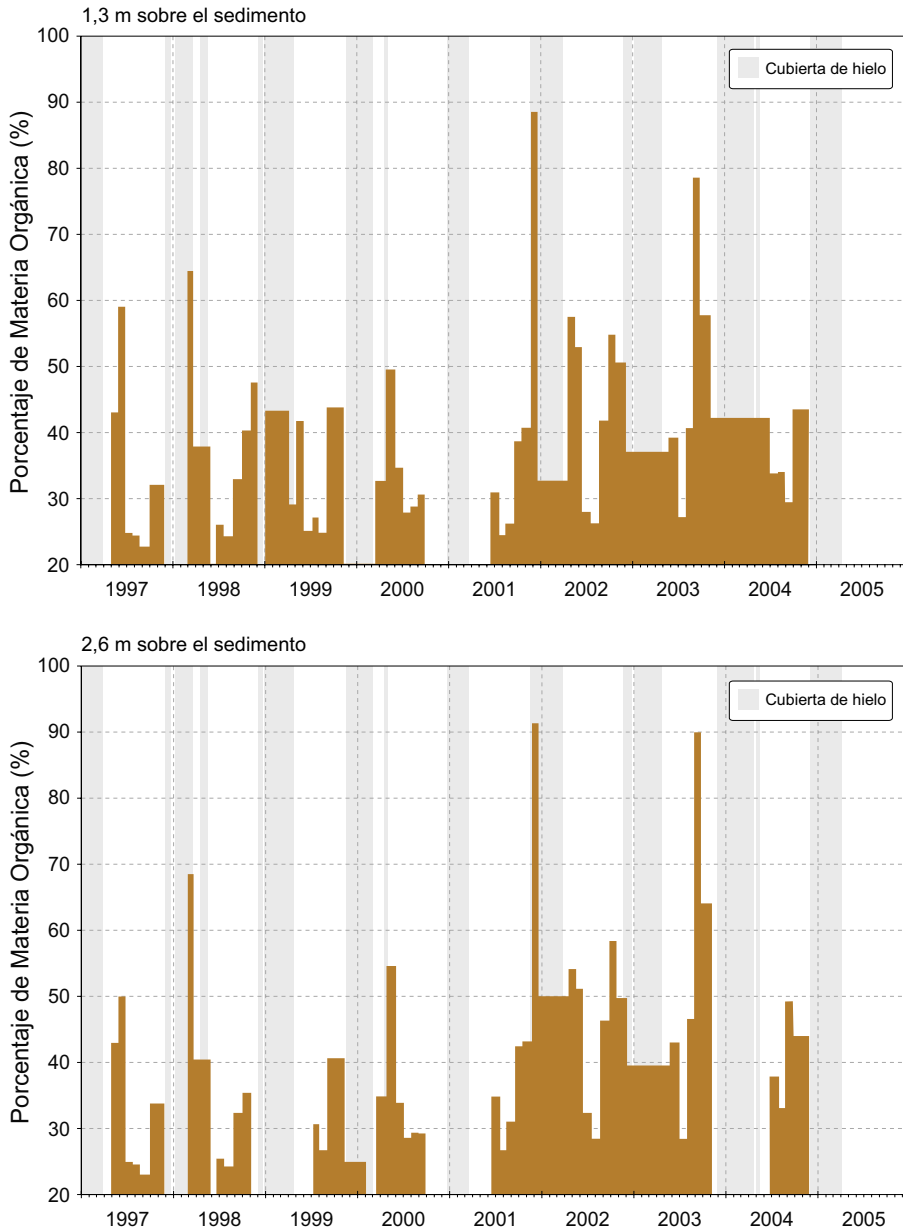


Figura 61. Porcentaje de materia orgánica del peso seco del material recogido en las trampas de sedimento situadas a 1,3 m y 2,6 m sobre el sedimento de la laguna de Peñalara.

En dicha figura se observa que este porcentaje de materia orgánica es muy variable, oscilando entre el 23% y el 89% del peso seco recogido en la trampa. No obstante, como puede apreciarse en la Figura 62, el porcentaje de materia orgánica es sensiblemente menor en los meses de verano que en los meses de invernales. Esto indica que la mayor parte del material sedimentado durante el verano es inorgánico, y por lo tanto procedente de la erosión de la cuenca de drenaje. Es importante resaltar que tanto la Figura 61 como la Figura 62 expresan un porcentaje, es decir, en verano la acumulación de materia orgánica total es bastante mayor que en invierno, pero dado que la deposición de material inorgánico es aún mayor el resultado es que *porcentualmente* desciende la cantidad de materia orgánica. De esta manera, se puede concluir que las trampas de sedimentación son un buen método para estimar la erosión de la cuenca y trazar la evolución del problema detectado en los márgenes de la laguna.

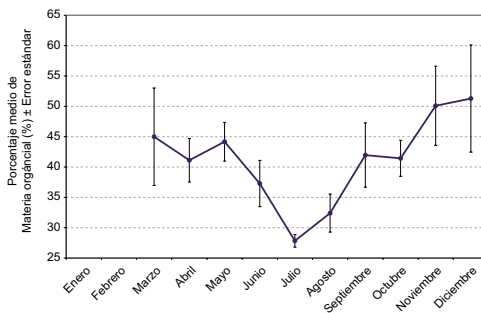


Figura 62. Porcentaje medio de materia orgánica del material sedimentado en cada uno de los meses, con el error estándar. En enero y febrero no hay datos suficientes, ya que en estos meses la laguna suele estar cubierta de hielo y no se puede acceder a las trampas.

Una vez hecha esta consideración, se puede mostrar las diferencias recientes en la tasa de sedimentación mediante la Figura 63, que muestra la acumulación de sedimento en cada uno de los años estudiados. Como puede verse, la tasa de sedimentación aumenta (mayor pendiente) en torno a los meses estivales. Además, la Figura 63 también muestra como la tasa de sedimentación claramente ha disminuido desde la implantación de las medidas de control de la erosión en la cuenca. De los 1,9 Kg/m² de 1997, se pasó a 0,83 Kg/m² en 1998 y entre 0,22 y 0,56 Kg/m² durante el período de 1999 a 2003.

De acuerdo a los datos obtenidos en el estudio paleolimnológico (Toro y Montes, 1993; Granados *et al.*, 2002), en el período entre 1918 y 1970 se alcanzó un máximo de acumulación anual de 1,4 Kg m⁻² a⁻¹, con una media para este período de 1,06 Kg m⁻² a⁻¹. A partir de 1970, con el inicio de los procesos de erosión por impacto turístico, el máximo de acumulación se situó en 2,5 Kg m⁻² a⁻¹, con una media entre 1970 y 1991 de 1,59 Kg m⁻² a⁻¹. Aunque los datos obtenidos con trampas de sedimentación y con técnicas paleolimnológicas no son directamente comparables, podemos observar que ambas técnicas arrojan resultados en el mismo orden de magnitud. Las trampas de sedimento por un lado sobreestiman la cantidad sedimentada, al contener mayor cantidad de materia orgánica que los sedimentos más consolidados, en los que parte de esta materia ya ha sido degradada. Pero por otro lado, subestiman la cantidad sedimentada ya que no recogen el sedimento que alcanza el fondo de la laguna por medio de movimientos laterales realizados por debajo de la altura de la entrada a la trampa (Håkanson, 1977; Crusius y Anderson, 1995). En cualquier caso, y suponiendo una cierta compen-

sación entre ambos factores, el valor obtenido en 1997 con las trampas de sedimento ($1,9 \text{ Kg m}^{-2}$) sería comparable a la media de los años en los que la erosión por impacto turístico era más intensa. Mientras tanto, los valores obtenidos entre 1999 y 2003 (entre $0,22$ y $0,56 \text{ Kg m}^{-2}$) serían comparables con los valores medios de los años anteriores al impacto turístico.

En esta misma gráfica (Figura 63) se observa que entre el 60% y el 85% del material sedimentado a lo largo del año corresponde a junio, julio y agosto, por lo que la señal paleolimnológica almacenada en el sedimento se relaciona fundamentalmente con lo acaecido en estos meses de verano.

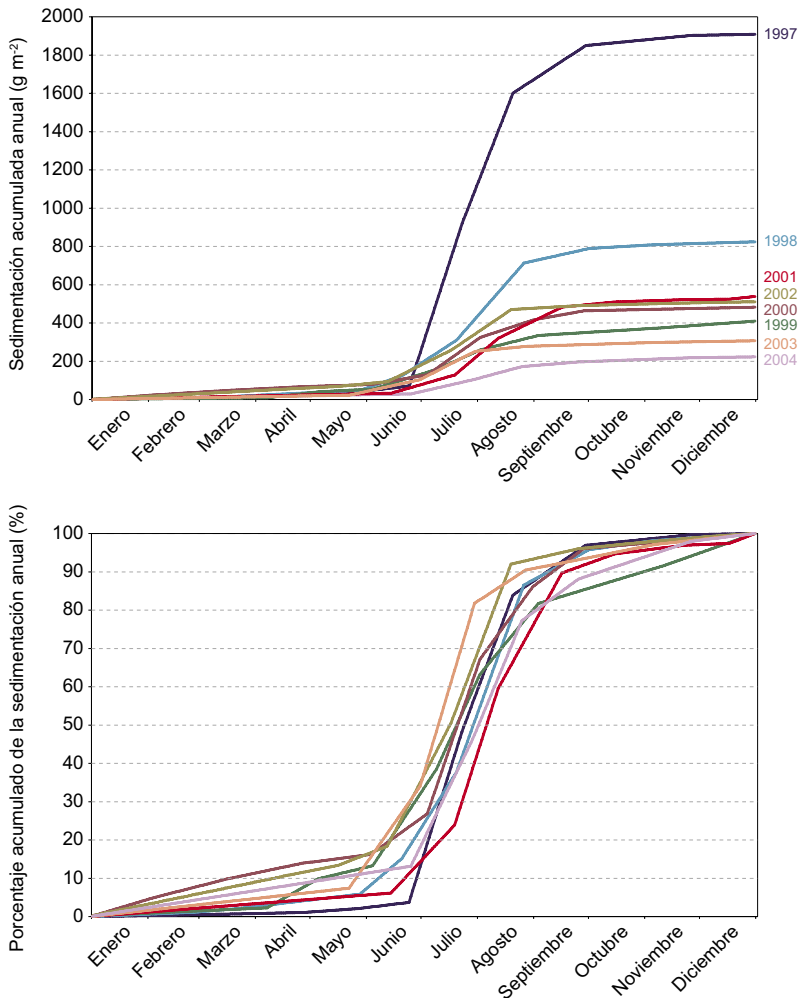


Figura 63. Estimación de la acumulación anual de sedimento en la laguna Grande de Peñalara (izquierda) y porcentaje acumulado de la sedimentación a lo largo del año (derecha).

7.3.2 Situación actual y medidas de restauración adicionales

Como se ha comentado con anterioridad, las trampas de sedimento demuestran que las medidas de gestión adoptadas (vallado perimetral, protección del suelo, semillado, riego, etc.) han sido muy eficaces en la disminución de la tasa de erosión en la cuenca. Las lagunas evolucionan a lo largo de miles de años, relleniéndose de sedimento hasta colmatarse por completo. Sin embargo, ya que parte del material erosionado en los márgenes de la laguna terminaba sedimentando en el fondo de ésta, la erosión acelera fuertemente el proceso natural de envejecimiento del ecosistema lagunar. Con las medidas de gestión puestas en marcha se ha ralentizado este proceso a los niveles que debía presentar de un modo natural.

Sin embargo, las últimas observaciones del estado de la morrena de salida concluyen que el tapiz vegetal de esta zona es aún muy incipiente y frágil, aunque cumple su función como protector del suelo frente a la erosión. Por ello, continúa la limitación de acceso de los visitantes y el ganado.

Además, se ha producido en vivero plantas de cervuno (*Nardus stricta*) procedentes de semilla recogida en la zona. Con estas plantas se ha realizado una plantación en la morrena, en forma de pequeñas "islas" desde las que se espera que el resto de la morrena sea colonizada por crecimiento vegetativo de estas plantas (Foto 24). De este modo se intenta conseguir una cobertura vegetal mucho más densa y resistente.



Foto 24. Plantación de cervuno (*Nardus stricta*) para la restauración de la morrena. Se han plantado en pequeñas "islas", que en la foto aparecen con un color verde intenso, y desde las que se espera la colonización de la morrena por reproducción vegetativa.

7.4 INTRODUCCIÓN DEL SALVELINO

En la década de 1970 se introdujo en la Laguna Grande de Peñalara el salvelino (*Salvelinus fontinalis*), un salmónido procedente del cuadrante noroeste de Norteamérica. Esta especie se empezó a introducir en nuestro país a finales del siglo XIX (Gómez Caruana y Díaz Luna, 1991), aunque fue en la década de los 70 cuando se empleó por el Servicio Nacional de Pesca Fluvial, Caza y Parques Nacionales para poblar ríos y lagos de montaña con fines de pesca deportiva. No se tiene constancia documental de que la laguna Grande de Peñalara fuera escogida como objetivo de uno de estos planes de poblamiento piscícola, por lo que la introducción del salvelino en esta laguna se produjo de forma anónima.

Con anterioridad a la introducción del salvelino no existía ninguna especie piscícola en la laguna. Casiano de Prado, en su Descripción *Física y geológica de la provincia de Madrid* de 1864, al referirse a la laguna indica que "no cría peces" (Toro, en prensa). Por su parte, en el libro *Peñalara* (Bernaldo de Quirós, 1905) se dice que "Entre alguna antigua leyenda o historia, oída la noche anterior en la taberna de Rascafría en boca de unos lugareños de edad avanzada", está la relativa a "un ser devorador que habita en el fondo y no deja criar peces a las aguas". La ausencia de peces también es señalada por los científicos o naturalistas que visitaron la laguna antes de esa introducción (Margalef, 1949; Arévalo, 1921, 1931), o bien no los mencionaban como especies de vertebrados presentes (Vidal Box, 1931).

Además, hay otras razones que apoyan la afirmación de estos autores: 1) el arroyo de la salida de la laguna presenta una pequeña cascada que, al menos en la actualidad, supone una barrera infranqueable para que los peces puedan remontar el arroyo; y 2) el déficit de oxígeno que se puede producir en invierno (ver apartado 6.6) supone una dificultad para el establecimiento de truchas en la laguna, tal y como sugieren Johnson *et al.* (1990) para otros lagos. Hay que señalar que el salvelino es precisamente un salmónido típico de aguas leníticas, por lo que está mejor adaptado a estos déficit de oxígeno.

El salvelino (Foto 25) se distingue claramente de la trucha común por el color verde oliva oscuro de su dorso, sobre el que se disponen manchas agusanadas amarillentas (Gómez Caruana y Díaz Luna, 1991).



Foto 25. *Salvelinus fontinalis*, salmónido introducido en la laguna Grande de Peñalara a principios de la década de 1970.

Se trata de una especie muy voraz y de hábitos alimenticios que incluyen el zooplancton, especialmente crustáceos de gran tamaño, y larvas macrobentónicas (Gómez Caruana y Díaz Luna, 1991; Lozano Cabo, 1964). Gómez Caruana y Díaz Luna (1991) citan una talla entre 20 y 35 cm, con menos del kg de peso, aunque con citas esporádicas de hasta 4 kg. Según Raleigh (1982)

esta especie puede ser separada en dos formas, una forma de vida corta (3 o 4 años), pequeña (200 a 250 mm), típica de pequeños lagos y arroyos de aguas frías, y otra forma de vida larga (8-10 años), grande (4-6 kg) y asociada a grandes lagos, ríos y estuarios.

La introducción de una especie alóctona es uno de los principales problemas que pueden experimentar los ecosistemas leníticos (p.e. Li y Moyle, 1981; Courtenay y Moyle, 1992). En otros lagos se ha demostrado el efecto negativo que puede tener la fauna piscícola sobre la comunidad bentónica y planctónica: Braña *et al.* (1996) encuentran una disminución significativa de la abundancia de larvas de anfibios en lagos de alta montaña de la cordillera Cantábrica respecto a aquellos que carecen de peces; Balvay (1978) constató la casi total desaparición del bentos en tan solo unos años tras la introducción de salmónidos en un lago de los Alpes franceses. Por otra parte, Johnson *et al.* (1996) demuestran una clara disminución del número de invertebrados bentónicos (tricládidos, moluscos, odonatos, ostrácodos) y planctónicos (dáfhnidos de gran tamaño) debido a la predación por peces a través de experimentos en mesocosmos.

Knapp *et al.* (2001) han realizado también un riguroso análisis de la respuesta de los anfibios, los macroinvertebrados bentónicos y el zooplancton a la introducción de peces en lagos de alta montaña, incluyendo también su evolución una vez desaparecidos los peces. Es decir, analizan la resistencia (el grado en el que cambia el sistema frente a la introducción) y la resiliencia (el grado y velocidad en el que el sistema vuelva a la situación anterior a la introducción). Estos investigadores concluyen que estas comunidades faunísticas presentan una resistencia baja a la introducción de peces, pero que en general presentan una alta resiliencia. Es decir, la introducción de peces produce la desaparición o enrarecimiento de los anfibios, grandes crustáceos zooplanctónicos y macroinvertebrados bentónicos, aunque generalmente se recuperan bien una vez desaparecido el impacto (bien por erradicación o por mortalidad natural de la población de peces). No obstante, y a pesar de la inequívoca trayectoria del sistema hacia el estado previo a la introducción, éste no se alcanza por lo menos hasta transcurridos 11-20 años desde la desaparición de los peces.

De todas maneras, y a pesar de la abundante literatura en este sentido, se intentó cuantificar el impacto del salvelino en la laguna Grande de Peñalara y posteriormente se inició un proyecto de erradicación de dicha especie, lo cual constituye una estrategia de restauración pionera a nivel europeo. El éxito de esta experiencia permitirá exportar esta metodología y sistema de gestión a otros ecosistemas acuáticos en los que se quiera restaurar las condiciones originales del medio.

7.4.1 Cuantificación del impacto

Las consecuencias de la introducción del salvelino pueden estudiarse de múltiples formas, entre las que destacaremos fundamentalmente tres:

- En primer lugar, se puede comparar la fauna acuática citada antes de la introducción del salvelino con la encontrada en la década de los años 90. Este enfoque tiene la desventaja de no poder asegurar con rotundidad que las diferencias encontradas sean debidas a la presencia del salvelino, ya que la laguna también experimentó importantes cambios tróficos y de uso (apartados 7.1. a 7.3). Sin embargo, esta comparación puede poner de manifiesto alguno de los cambios experimentados por la comunidad de organismos acuáticos a largo plazo.
- En segundo lugar, el impacto del salvelino se puede determinar mediante la instalación de limnocorales, es decir, unas redes que excluyen los peces en determinadas zonas de la laguna para poder determinar los cambios en la composición y densidad del resto de organismos acuáticos en ausencia de este depredador. Mediante esta última aproximación se puede conocer el efecto del salvelino independientemente de otros procesos, aunque en este caso se pierde la capacidad de hacer análisis a largo plazo.
- Por último, determinados indicadores paleolimnológicos puede aportar información sobre los cambios acontecidos en las poblaciones acuáticas como consecuencia de la introducción de una especie piscícola (e.j. Drake y Naiman, 2000; Jeppesen *et al.*, 2001).

A continuación se comentarán las dos primeras aproximaciones.

Comparación de la fauna acuática antes y después de la introducción

La Figura 64 muestra una red trófica simplificada de la laguna Grande de Peñalara tras la introducción del salvelino. Se trata de un pez carnívoro, oportunista, que se alimenta fundamentalmente de invertebrados acuáticos, pero que depreda sobre una gran variedad de organismos (Massabuau, 1997; Mullen, 1958; Newman y Dubois, 1996). Los juveniles recién emergidos se alimentan de copépodos, cladóceros y, algo más tarde, de dípteros. Los insectos terrestres y las larvas de tricópteros, efemerópteros y plecópteros completarán su alimentación durante el primer año de vida (Miller 1974; Williams 1981). Según va creciendo el salvelino, incorpora a su dieta otros grupos de insectos acuáticos como los coleópteros y heterópteros, e incluso los peces de mayor tamaño depredan sobre otros peces, anfibios e incluso ratones (Scott y Crossman 1973). El *salvelinus fontinalis* es un pez extremadamente voraz, lo que ha llevado a Scott y Crossman (1973) a comentar que "la lista de organismos que son comidos por el salvelino es asombrosa y sugiere que se come cualquier animal que pueda acomodar en su boca".

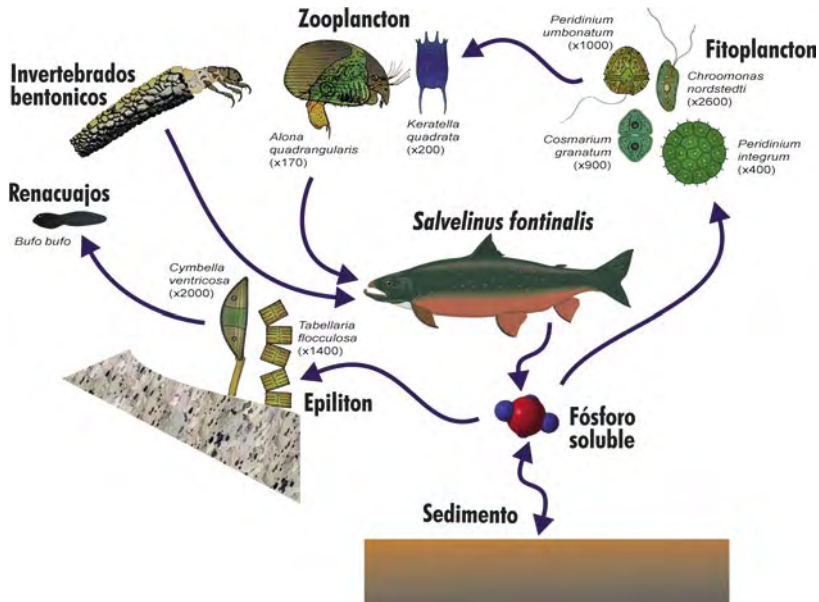


Figura 64. Esquema de la red trófica simplificada de la laguna Grande de Peñalara tras la introducción del salvelino.

La presión depredadora sobre invertebrados bentónicos y planctónicos tiene obviamente consecuencias sobre estas comunidades, pero además la ingestión de grandes cantidades de invertebrados origina un reciclado de nutrientes (fundamentalmente fósforo) al agua de la laguna, y disminuye las poblaciones de los organismos filtradores que se alimentan de las algas microscópicas. Así, la introducción de esta voraz especie piscícola puede reflejarse igualmente en un estímulo de la producción primaria al haber mayor cantidad de nutrientes disponibles, lo que ha sido demostrado experimentalmente por ejemplo por Slusarczyk (1997). Por otra parte, Drake y Naiman (2000) han observado por medio de técnicas paleolimnológicas cambios importantes en la comunidad de diatomeas frente a la introducción de peces en lagos en los que anteriormente no había. Así, la introducción de una especie piscícola en un ecosistema en el que previamente no existía debe reflejarse necesariamente en el listado de especies presentes antes y después de esta introducción. Lamentablemente, la información respecto al zooplancton y zoobentos de la laguna Grande de Peñalara antes de la introducción del salvelino es muy escasa y fragmentaria.

Margalef sólo cita 2 especies de crustáceos planctónicos en la laguna de Peñalara: *Daphnia pulex* y *Eucyclops lilljeborgi*. No obstante, en la más reciente revisión del género *Daphnia* en la Península Ibérica (Alonso, 1996), se alude a la frecuente confusión entre *D. Pulicaria* y *D. pulex*. De momento no se ha podido demostrar la existencia de *D. pulex* en el ámbito ibero-balear (Alonso, 1996), por lo que es extremadamente probable que los ejemplares determinados por Margalef como *D. pulex* correspondan en realidad a *D. pulicaria*. Por otro lado, de acuerdo a la

revisión realizada por Santiago Robles (Toro y Granados, 1998), los ejemplares determinados por Margalef (1949) en la laguna como *E. lilljeborgi* pertenecen en realidad a *E. serrulatus*. Estudiando la descripción y los dibujos realizados por Margalef en el artículo en que aparece la cita y comparándolos con claves específicas de copépodos más modernas (Dussart, 1969), e incluso con el estudio publicado por Margalef posteriormente a su visita (Margalef, 1953) se concluye que en realidad se trataba de *E. serrulatus*.

En la Tabla 14 se comparan las especies de crustáceos zooplanctónicos encontradas por Margalef (1949), es decir, antes de la introducción del salvelino, y las encontradas en la laguna Grande de Peñalara después de la introducción (Toro y Montes, 1995; Toro y Granados, 1997). Se ha incluido una columna con la longitud máxima de la especie, para dar una idea del tamaño relativo de cada una de ellas, dado que éste es un factor esencial en la probabilidad de ser depredado por un salvelino. Como se ha dicho, Margalef sólo cita 2 especies de crustáceos planctónicos en la laguna de Peñalara, frente a las 7 especies citadas en la década de 1990. Hay que recordar que las citas de este autor pertenecen a un solo día (29 de abril de 1949), mientras que las de autores posteriores integran las especies encontradas en 30 muestreos de la laguna, oscilando entre 2 y 4 especies por muestra.

Tabla 14. Crustáceos zooplanctónicos encontrados por Margalef (1949) y las encontradas en la década de 1990 (Toro y Montes, 1993; Toro y Granados, 1998). Para estas últimas, se cita entre paréntesis el porcentaje de muestras en que se ha encontrado cada especie. La longitud máxima se refiere a la de la hembra partenogenética en los cladóceros, según Alonso (1996), mientras que en los copépodos se presenta la longitud máxima para ambos sexos, según Dussart (1969)

	Margalef, 1949 (1 muestreo)	Toro y Montes, 1995 (13 muestreos)	Toro y Granados, 1997 (17 muestreos)	Longitud Máxima
Cladóceros	<i>Daphnia pulicaria</i> ⁹			2,5 mm
			<i>Daphnia longispina</i> (18%)	2,3 mm
			<i>Ceriodaphnia reticulata</i> ¹⁰	1,3 mm
		<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (100%)	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (82%)	0,8 mm
		<i>Alona quadrangularis</i> (23%)	<i>Alona quadrangularis</i> (47%)	0,8 mm
		<i>Chydorus sphaericus</i> (92%)	<i>Chydorus sphaericus</i> (76%)	0,5 mm
Copépodos	<i>Eucyclops serrulatus</i> ¹¹	<i>Eucyclops serrulatus</i> (46%)	<i>Eucyclops serrulatus</i> (12%)	♀: 0,68-0,80 mm ♂: 0,80-1,45 mm
		<i>Tropocyclops prasinus</i> (100%)	<i>Tropocyclops prasinus</i> (94%)	♀: 0,55-0,60 mm ♂: 0,67-0,95 mm
			<i>Cyclops strenuus</i> (6%)	♀: 1,20-1,76 mm ♂: 1,46-2,30 mm

9 Margalef (1949) cita *Daphnia pulex*, pero siguiendo a Alonso (1996) se trataría en realidad de *D. pulicaria* (ver texto).

10 Esta especie sólo se encontró durante la caracterización de las charcas y lagunas del Parque Natural (Toro y Granados, 1998b).

11 Igualmente, la revisión realizada por Santiago Robles (Toro y Granados, 1998) concluye que en realidad se trataba de *E. serrulatus* (ver texto).

Tras la introducción del salvelino, hay dos crustáceos claramente dominantes: *Ceriodaphnia quadrangula* y *Tropocyclops prasinus*. Alguna de estas dos especies aparece siempre en las 30 muestras analizadas, y entre ambas suponen siempre al menos el 50% de los individuos presentes. Estas dos especies están frecuentemente acompañadas por *Chydorus sphaericus* y, en menor medida, por *Alona quadrangularis* y *Eucyclops serrulatus*. Obsérvese, conforme a las longitudes máximas de cada especie, que las especies dominantes son de tamaño mediano o pequeño. Por el contrario, las especies de gran tamaño, el cladócero *Daphnia longispina* y el copépodo *Cyclops strenuus*, sólo aparecen esporádicamente y siempre suponen menos del 5% de los individuos presentes en una muestra.

Por ello, es muy interesante que Margalef encontrase en 1949 *Daphnia pulicaria*⁹, un macrofiltrador zooplanctónico de gran tamaño relativo. La aparición de esta especie (u otra de tamaño parecido), sin estar acompañada al menos por otro cladócero de menor tamaño, no ha sido constatada en ningún momento después de la introducción del salvelino. Este hecho induce a pensar que la presencia de este depredador ha favorecido claramente a las especies de menor tamaño frente a los macrofiltradores. Pero hay más indicios en este sentido: el propio Margalef (1949) comenta que "*es notable la ausencia de rotíferos planctónicos*", mientras que en los muestreos realizados con posterioridad se han encontrado diez especies de este grupo. Por otra parte, Arévalo (1931) publica un artículo de divulgación sobre la ecología de los cladóceros de la laguna de Peñalara, sin llegar a citar especies concretas. No obstante el dibujo que publica, realizado por el especialista Santiago Simón, recuerda claramente a una *Alona*, por lo que es razonable pensar que al menos parte de las especies encontradas en la década 1990 se encontraban con anterioridad en la laguna de Peñalara, aunque probablemente con densidades muy distintas.

Respecto a los macroinvertebrados bentónicos, también Margalef (1949) cita organismos de gran tamaño que no se han vuelto a observar después de la introducción del salvelino, tal como su referencia a un heteróptero (*Velia rivulorum*?). Se trata de una especie depredadora/carroñera de entre 6 y 8 mm, que muy raramente podría haber pasado desapercibida en posteriores muestreos. Es más, la fauna microbentónica se caracterizaba tras la introducción del salvelino precisamente por la ausencia de determinadas especies o grupos de gran tamaño relativo, tales como los coleópteros o los heterópteros. Esta ausencia es más llamativa si se tiene en cuenta que otras charcas y lagunas cercanas sin ictiofauna poseen estas especies no encontradas en la Laguna Grande de Peñalara (Toro y Montes, 1993; Toro y Granados, 1998.).

Además, hay que señalar que Margalef no hizo un muestreo específico de los invertebrados bentónicos, ya que su interés se centraba en los organismos (principalmente algas) planctónicos o epilíticos. Por ello, en realidad cita sólo las especies que encontró durante la prospección de estos compartimentos ecológicos, por lo que es extremadamente probable que en aquel entonces hubiese otras especies de invertebrados bentónicos no citados por este autor. A pesar de ello, además de la cita del heteróptero menciona la presencia de un efemeróptero (un baétido no identificado), un nematodo (*Dorylaimus* sp.) y larvas de dípteros (quironómidos

no identificados), así como abundantes larvas de tricóptero. Estos táxones sí han sido encontrados con posterioridad a la introducción del salvelino.

Por su parte, Arévalo (1921) cita dos larvas de plecópteros, que no identifica al nivel de especie por no conocer el adulto. Una de ellas dice que es un nemúrido, probablemente del género *Nemoura*, mientras que en la otra el propio Arévalo duda de si es un plecóptero, por la ausencia de uñas dobles. Por último, cita al igual que Margalef la presencia de un baétido, que Arévalo considera claramente perteneciente a *Baetis* sp. Con posterioridad no se ha encontrado ningún plecóptero en la laguna, aunque dada la imprecisión de la cita es difícil hacer alguna interpretación al respecto. No obstante, lo interesante de esta cita no son las especies, si no el hecho de que en el artículo se está refiriendo a larvas planctónicas. En los muestreos de la década de 1990 sólo muy raramente se encontró larvas planctónicas de efemerópteros, por lo que se podría pensar nuevamente en un descenso del número de organismos de talla relativamente grande en la columna de agua como consecuencia de la introducción del salvelino.

En cuanto a los anfibios presentes en la laguna, también hay alguna cita histórica anterior a la introducción del salmónido. Según Toro (en prensa), Bernaldo de Quirós y Carandell (1915) y Obermaier y Carandell (1926) mencionan la presencia de la *Rana alpina* (= *R. temporaria*¹²) y la *Salamandra maculosa* (= *S. Salamandra*) en las "tollas" o charcas de la región alpina, o habitando la salamandra "la laguna de Peñalara, bajo la costra de hielo que largos meses cubre su superficie". Años más tarde, en el *Catálogo de los lagos de España* (Pardo, 1948) se menciona la presencia típica de la salamandra y el sapo partero.

Por otra parte, Bosch *et al.* (2000) aseguran que antes de la introducción del salvelino se reproducían en la laguna la salamandra común (*Salamandra salmandra*) y el sapo partero (*Alytes obstetricans*), aunque las observaciones de larvas de salamandra prácticamente cesaron tras la llegada del salvelino (Bosch *et al.*, 2002). En la década de 1990 ninguna de las dos especies se reprodujo en la laguna, a pesar de la gran abundancia del sapo común (*Bufo bufo*). Parece ser que esta especie no es atacada por el salvelino, aunque no se sabe si por consecuencia de la posible toxicidad de esta especie o por un problema de palatabilidad. Además la rana patilarga (*Rana iberica*) habitaba la Hoya de Peñalara hasta los años 80, aunque desde entonces también desapareció de la Hoya de Peñalara (Bosch *et al.*, 2002), donde también había ejemplares de salvelino procedentes de la migración desde la laguna. Parece claro que la desaparición de la salamandra y de la rana patilarga de la laguna (y de la Hoya de Peñalara) es consecuencia esencialmente de la introducción del salvelino. En cuanto al sapo partero, también parece claro que desapareció de la laguna debido a la presión del salvelino, dado que durante los años 90 se reproducía en el arroyo de entrada de la laguna y en las charcas de la Hoya de Peñalara donde no había llegado el salvelino (J. Bosch com.pers.) y todavía no había evidencias de la infección fúngica recientemente detectada en el Parque Natural y que ha causado una gran mortalidad de esta especie en los humedales del macizo (Bosch *et al.*, 2001b).

12 No obstante, casi con toda probabilidad se trataría de una cita de *Rana iberica*.

En resumen, a pesar de la escasa información disponible, es razonable pensar que la introducción del salvelino ha producido un cambio en las poblaciones del resto de organismos acuáticos. El salvelino ha eliminado de la laguna ciertas especies de anfibios e invertebrados de gran talla, presas fáciles de este depredador. Por el contrario, ha favorecido el desarrollo de especies de pequeño tamaño que anteriormente no eran capaces de competir con las especies desaparecidas.

Esta conclusión concuerda con otros trabajos realizados en lagos de alta montaña, en los que el zooplancton de gran tamaño desaparece (o es muy raro) en presencia de peces planctívoros (véase una interesante revisión en Winder *et al.*, 2003), aunque el impacto de los peces en el zooplancton depende en gran medida de la estructura de la red trófica y el estado trófico del lago (si hay suficiente producción fitoplanctónica, pueden coexistir peces y cladóceros de gran tamaño, lo cual no parece ser el caso de Peñalara). Por otra parte, Strayer (1991) defiende que la presión depredadora de peces debe ser menor sobre el zoobentos que sobre el zooplancton, debido a la existencia de refugios físicos y la muy común existencia de adaptaciones morfológicas y de comportamiento para evitar la predación. En este sentido, el zooplancton de gran tamaño no puede buscar refugio en Peñalara en zonas profundas (oscuras), al no haber suficiente profundidad.

Limnocorrales

Como trabajo preliminar al proyecto de erradicación del salvelino, se realizó un estudio utilizando limnocorrales, es decir, la exclusión del salvelino de una parte de la laguna por medio de unas redes, donde las poblaciones acuáticas se podían desarrollar sin la presión depredadora de esta especie. Se emplearon dos tipos de limnocorrales: litoral y pelágico (Foto 26). El limnocorral litoral consiste en una red de aproximadamente 500 μm de poro, de 1 m de alto y 10 m de largo que engloban una parte significativa de hábitat litoral con substratos diversos de rocas, piedras, limos y arenas, donde se pueden desarrollar las poblaciones de macroinvertebrados sin sufrir la presión depredadora del salvelino. Para el zooplancton se empleó un limnocorral pelágico, de forma cilíndrica y construido con una malla muy fina (45 μm de poro). Este limnocorral engloba una sección de la columna de agua desde la superficie hasta el fondo en la zona de máxima profundidad, impidiendo el paso de los peces a su interior. Así, el estudio de la densidad y estructura poblacional dentro y fuera de estos limnocorrales permitió evaluar el impacto del salvelino.

Durante el mes de agosto de 1996 se instaló un limnocorral litoral, mientras que al terminar el deshielo de 1997 se instaló un segundo limnocorral litoral y otro pelágico. Los limnocorrales permanecieron instalados hasta septiembre de 1997, obteniéndose así datos referentes a un período de crecimiento estival completo.

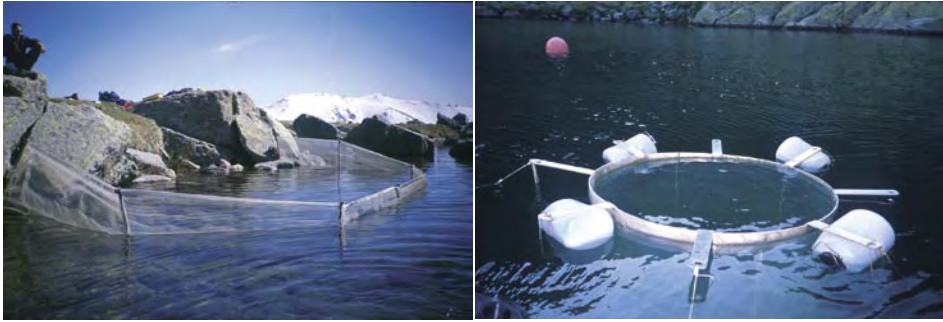


Foto 26. Limnocorrales empleados para la cuantificación del impacto del salvelino. A la izquierda el limnocorral litoral, y a la derecha el limnocorral pelágico.

La Figura 65 muestra la densidad media de invertebrados acuáticos dentro y fuera del limnocorral litoral. En primer lugar, hay que señalar que no han existido prácticamente diferencias en cuanto a las especies encontradas dentro y fuera de los limnocorrales, por lo que en este experimento no se pudo constatar una posible recuperación de determinadas poblaciones de invertebrados acuáticos desplazadas en su momento por el salvelino. Es posible que las dimensiones del limnocorral o el tiempo en que ha estado instalado hayan sido demasiado escasos como para observar una recolonización de organismos acuáticos. Por otra parte, la gran coincidencia en las especies encontradas indica que la superficie englobada por los limnocorrales litorales ha sido suficientemente grande como para ser representativa de la fauna acuática invertebrada de la laguna.

Así, se puede observar que determinados taxones presentan cambios en sus densidades poblacionales en función de que estén expuestos o no a la depredación por parte del salvelino. Los tricópteros y megalópteros tienen una densidad poblacional mayor en el refugio que suponen los limnocorrales, mientras que en los coleópteros esta diferencia es prácticamente inapreciable. En cuanto a los dípteros, representados por las familias de los quironómidos, los ceratopogónidos y los tabánidos, sólo estos últimos muestran una densidad poblacional ligeramente mayor dentro de los limnocorrales (aunque el bajo número de ejemplares colectado debe llevar a tomar con precaución este dato). Por último, entre los invertebrados no insectos los oligoquetos presentan una mayor densidad poblacional fuera de los limnocorrales, mientras que la única especie de bivalvo presente en la laguna sólo muestra una ligera tendencia a una mayor densidad en el interior de los limnocorrales.

Las diferencias de densidad poblacional responden a la diferente probabilidad de ser depredadas por el salvelino de las distintas especies de invertebrados acuáticos. En este sentido, hay dos factores que determina en gran medida esta probabilidad: la talla media del individuo depredado y su ubicación habitual conforme a su modo de vida.

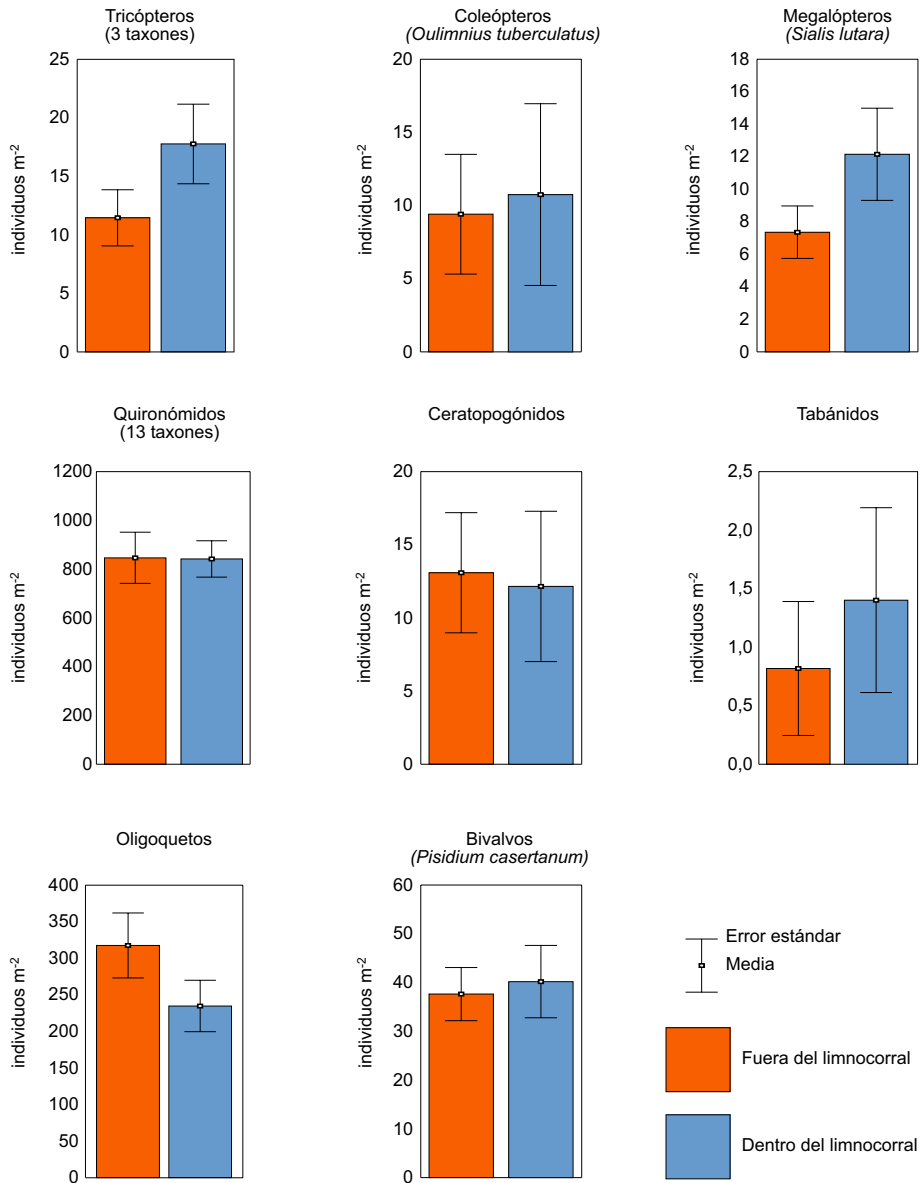


Figura 65. Densidad media de invertebrados bentónicos dentro y fuera del limnocorral litoral.

De la fauna encontrada en los limnocorrales los tricópteros y el megalóptero son los taxones de mayor talla, seguido en menor medida por tabánidos y los oligoquetos. Por otra parte, los taxones que viven sobre el sustrato, tales como los tricópteros, son más susceptibles a la depredación por parte del salvelino que otras especies que viven enterradas en el sedimento. Más vulnerables aún serían los taxones de comportamiento pelágico, es decir, los que habitualmente nadan

libremente en la columna de agua. De hecho, en ningún muestreo tras la introducción del salvelino se ha encontrado una especie de este tipo.

El caso de los tricópteros es bastante ilustrativo del efecto del salvelino. Como puede verse en la Figura 66, en el experimento de los limnocorrales se capturaron tres especies de tricóptero, y todas ellas mostraron una mayor densidad dentro del limnocorral que fuera de éste. Sin embargo, la diferencia relativa de densidad fue mayor en aquellas especies de tricóptero de mayor talla. Por ejemplo, la Foto 27 muestra la diferencia de tamaño entre el tricóptero más abundante, *Athripsodes* sp., y uno de los más escasos, *Allogamus ligonifer*.

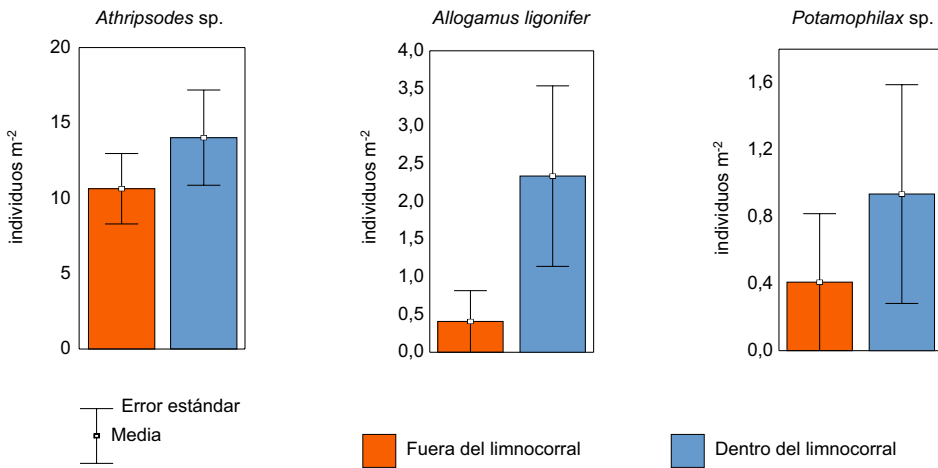


Figura 66. Densidad media de las distintas especies de tricópteros dentro y fuera del limnocorral litoral.

En el caso de los quironómidos, ya se ha visto en la Figura 65 que la densidad de este grupo es aproximadamente la misma dentro y fuera de los limnocorrales litorales. No obstante, cuando se baja a un nivel taxonómico más detallado, aparecen nuevamente diferencias en las densidades poblacionales (Figura 67). Dos taxones presentan mayores densidades en el interior de los limnocorrales, *Cladotanytarsus* sp. y *Procladius choreus*, al contrario que otros dos taxones, *Hetrotrissocladius marcidus* y *Prodiamesa olivacea*. Cuatro taxones presentan densidades similares independientemente del efecto del limnocorral (*Tanytarsus* sp., *Micropsectra* spp., *Macropelopia nebulosa*, y varias especies de la tribu de los pentaneurini). Por último, hay dos taxones que sólo aparecen en el exterior del limnocorral (*Parakiefferiella bathophyla* y *Dicrotendipes* sp.) y una sólo en el interior (*Microtendipes chloris*), aunque estas tres taxones siempre con densidades extremadamente pequeñas en comparación con otras especies de quironómidos.

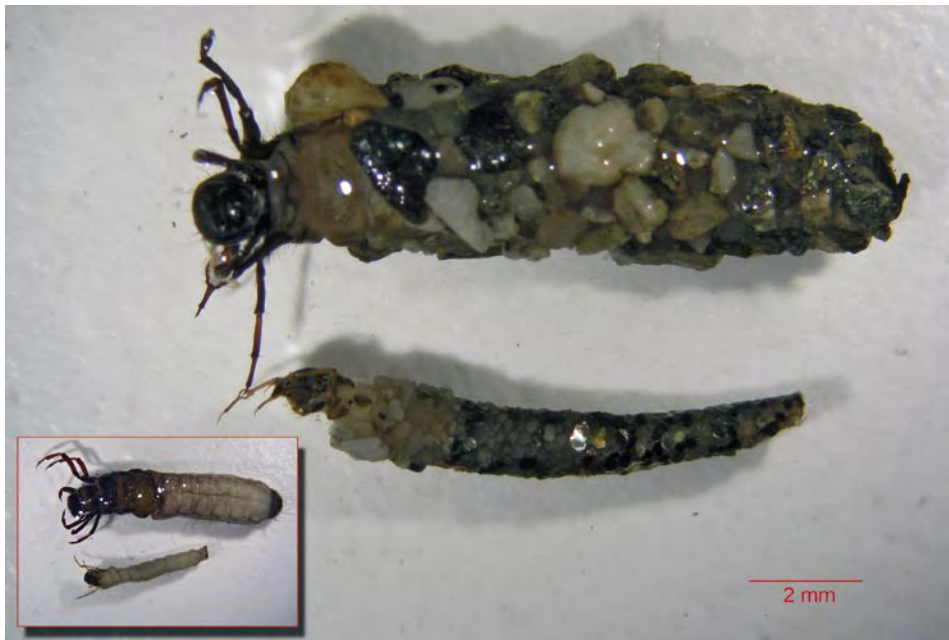


Foto 27. Diferencia de talla entre los tricópteros *Allogamus ligonifer* (arriba) y *Athripsodes* sp. (abajo). La diferencia de talla es más evidente sin su estuche característico (recuadro de la esquina inferior izquierda), aunque a efectos de la depredación por el salvelino ha de contabilizarse el tamaño con estuche.

Goyke y Hershey (1992) han analizado la comunidad de quironómidos en distintos lagos con presencia o ausencia de peces, llegando a la conclusión de que donde hay peces, la biomasa, densidad, riqueza y diversidad de esta familia de insectos es significativamente mayor, probablemente debido a la mayor complejidad del régimen predador. Este hecho no ha podido ser confirmado para la laguna de Peñalara. Estos autores añaden que en lagos sin peces, el porcentaje de quironómidos depredadores es significativamente mayor. Este hecho si es apreciable en la mayor densidad de *Procladius choreus* en el interior de los limnocorales. No obstante, a pesar de que esta especie es el quironómido depredador más abundante, otras especies depredadores (*Macropelopia nebulosa* y las pertenecientes a la tribu de los pentaneurini) no muestran esta diferencia de densidad poblacional dentro y fuera de los limnocorales. En resumen, la comunidad de quironómidos ha experimentado cambios en las densidades relativas de las distintas especies como respuesta a la introducción del salvelino, aunque no es fácil realizar una interpretación de estos cambios. Varios autores (ej. Klemetsen *et al.*, 2003) sugieren que la dieta principal de los salmónidos durante el periodo con cubierta de hielo consiste básicamente en quironómidos, a la vez que la presencia de un gran número de pupas de esta familia de dípteros tras el deshielo también supone un importante recurso trófico. Por ello, no debe sorprender que la presencia de un salmónido condicione al menos en cierta medida la población de quironómidos.

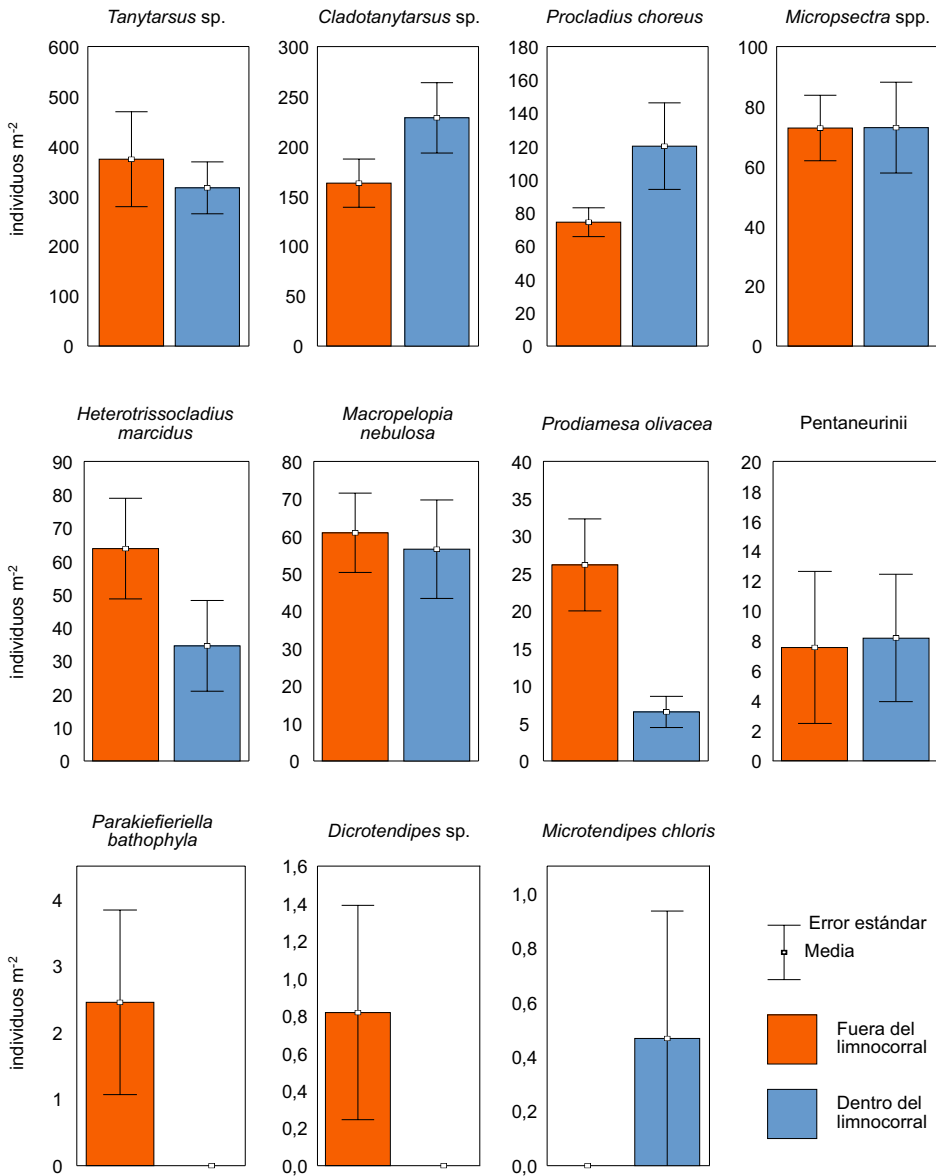
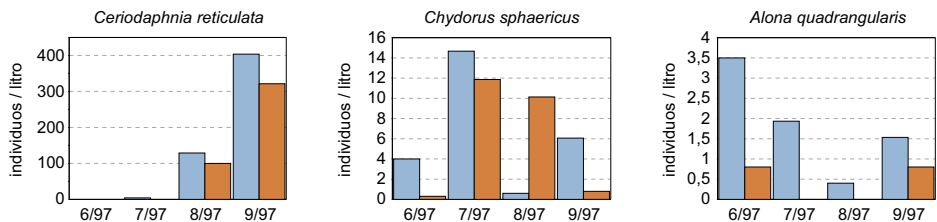


Figura 67. Densidad media de las distintas especies de quironómidos dentro y fuera del limnocorral litoral.

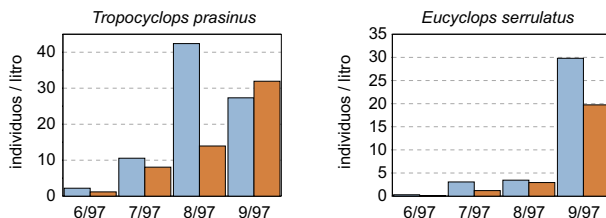
Respecto a los resultados del limnocorral pelágico, la Figura 68 muestra la densidad poblacional de las distintas especies de crustáceos y rotíferos zooplancónicos encontrados. En primer lugar, hay que señalar que las densidades de organismos encontrados tanto en el interior como en el exterior del limnocorral pelágico fueron relativamente pequeñas, y que las especies encontradas fueron las mismas en los dos ambientes muestreados. El componente más abundante

del zooplancton resultó ser el cladócer *Ceriodaphnia reticulata*, citado sólo esporádicamente (ver Tabla 14) y bastante mayor que las *Ceriodaphnia* citadas con anterioridad (longitud máxima: 1,3 mm). Pues bien, esta especie apareció con antelación dentro del limnocorral y alcanzó densidades mayores en ausencia de la presión del salvelino. La segunda especie de cladócer de mayor tamaño, *Alona quadrangularis*, sólo apareció esporádicamente en el exterior del limnocorral pelágico, y siempre en menor número de organismos por litro que en el interior del limnocorral. No obstante, hay que tener en cuenta que la densidad poblacional de esta especie ha sido muy pequeña, tanto en el interior como en el exterior del limnocorral. El tercer cladócer encontrado, *Chydorus sphaericus*, el más pequeño y también con una densidad poblacional baja, ha mostrado un comportamiento algo irregular, aunque en general también se puede decir que ha prosperado mejor bajo la protección del limnocorral.

Cladoceros:



Copepodos:



Rotíferos:

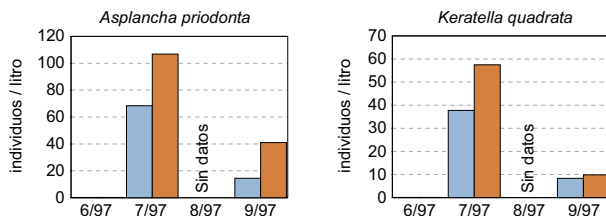


Figura 68. Densidad media de crustáceos y rotíferos zooplanctónicos dentro y fuera del limnocorral pelágico.

Respecto a los copépodos, las dos especies encontradas (*Tropocyclops prasinus* y *Eucyclops serrulatus*) mostraron densidades poblacionales similares, sin que dominase claramente una sobre otra. No obstante, las dos poblaciones también mostraron diferencias dentro y fuera del limnocorral: en ambas, de similar tamaño medio, tendió a ser mayor la densidad dentro del limnocorral que fuera de éste. Por último, la Figura 68 muestra también la densidad de dos especies de rotíferos (*Asplancha priodonta* y *Keratella quadrata*) que también fueron recolectadas. En este caso, la tendencia se invierte y la densidad poblacional fue mayor en el exterior del limnocorral, es decir, en presencia del salvelino. Los cambios en la estructura de la comunidad de rotíferos frente a diferencias en la densidad de poblaciones piscícolas ha sido constatada experimentalmente en otros lagos (p.e. Stenson, 1982).

En conclusión, en el zooplancton no sometido a la presión del salvelino tienden a dominar las especies de mayor talla. Es decir, la densidad de copépodos y cladóceros se ve incrementada en relación a la densidad de esas mismas especies en el exterior del limnocorral. Por el contrario, fuera del limnocorral la densidad de rotíferos aumenta respecto al interior del limnocorral. Las fases juveniles del salvelino tienen unos hábitos predominantemente planctívoros, aunque su incidencia es mayor cuanto mayor sea el tamaño de la especie zooplanctónica. Los rotíferos, de tamaño microscópico, se ven de este modo beneficiados por la presencia del salvelino, al quedar a su disposición los recursos tróficos que de otro modo serían consumidos por las especies de mayor talla dentro del zooplancton.

Para terminar de comentar los resultados del limnocorral pelágico, es interesante mencionar que en el mes de agosto de 1997 se capturó, sin que se hiciese un muestreo específico al respecto, un ejemplar de un corixido heteróptero de gran tamaño, y que nunca había sido visto en la laguna. La colonización por parte de este individuo, teniendo en cuenta que la superficie del limnocorral pelágico expuesta a la entrada de macroinvertebrados supone tan sólo el 0,03% de la superficie total de la laguna, permite ser muy optimistas en cuanto a la capacidad de recuperación y recolonización de la comunidad macroinvertebrada en ausencia de la presión depredadora del salvelino.

Como se ha visto, la comparación de la comunidad de organismos acuáticos antes y después de la introducción del salvelino, al igual que los experimentos realizados con limnocorrales litorales y pelágicos, inducen a pensar que esta comunidad de organismos acuáticos ha experimentado notables cambios en su estructura como consecuencia de la actividad depredadora del salvelino. A esto hay que añadir además que la fauna macroinvertebrada de la laguna Grande de Peñalara encontrada en la década de 1990 es considerablemente distinta a la de otras lagunas o charcas del Parque (Toro y Granados, 1998) que no tienen ictiofauna. Por todo ello, se planteó la erradicación de esta especie de la laguna con el fin de recuperar el estado previo a la introducción de las poblaciones acuáticas.

7.4.2 Erradicación

En 1999 se decidió acometer la eliminación del salvelino de la laguna de Peñalara. Para la erradicación de esta especie se ha optado por el método de pesca intensiva con red de agalla múltiple, que en lugares semejantes ha demostrado ser altamente eficaz (Knapp y Matthews, 1998). La red de agalla utilizada para asegurar la captura simultánea de todas las clases de edad ha sido la *Nordic Survey Net*, una red considerada como estándar en diversos estudios sobre ictioecología en los últimos años (Appelberg *et al.*, 1995).

La metodología empleada para la erradicación del salvelino se explica con detalle en el apartado 4.4, aunque se puede separar en tres fases:

- La primera fase se orientó a una *pesca activa* del salvelino, con especial énfasis en las clases de edad reproductoras. Esta pesca activa consistía en la colocación, revisión y reubicación de las distintas redes de agalla con intervalos relativamente cortos (2-48 horas). Este trabajo se realizó durante todo el período estival de 1999.
- La segunda fase se orientó a una pesca activa de la clase de edad 0+ (los jóvenes del año), con el fin de evitar que alcanzasen la madurez reproductora, complementada con una *pesca pasiva* de los ejemplares de mayor tamaño que hubiesen quedado de la fase anterior. La realización de pesca pasiva se refiere a la colocación de las redes de agalla en lugares estratégicos, dejándolas durante largos períodos (como por ejemplo durante toda la duración de la cubierta de hielo de la laguna). La pesca activa de juveniles se realizó durante el período estival del año 2000, mientras que la pesca pasiva abarcó también el período invernal.
- La tercera y última fase consistió en la repetición de la pesca pasiva, al objeto de asegurar la completa erradicación, a la vez que se iniciaba el seguimiento de la comunidad de organismos acuáticos, con el fin de poder documentar los cambios experimentados una vez erradicada la ictiofauna. Así las redes de agalla se dejaron realizando pesca pasiva desde agosto del 2001 hasta julio del 2004 (aunque se retiraron en diversas ocasiones para realizar tareas de mantenimiento y limpieza).

Desde 2003 se está realizando también la erradicación del salvelino de los arroyos de la Hoya de Peñalara (Rincón *et al.*, 2003), una vez confinada esta población gracias a la construcción de un dique en la estación de aforos de la salida de la Cuenca Experimental de Arroyo de Peñalara (CEAP, apartado 3.3).

Durante la primera fase de la erradicación (1999) se capturó un total de 239 ejemplares de salvelino y durante la segunda (2000) se capturaron 318 individuos. La Figura 69 muestra el histograma de la longitud furcal de los ejemplares capturados en cada una de estas dos campañas.

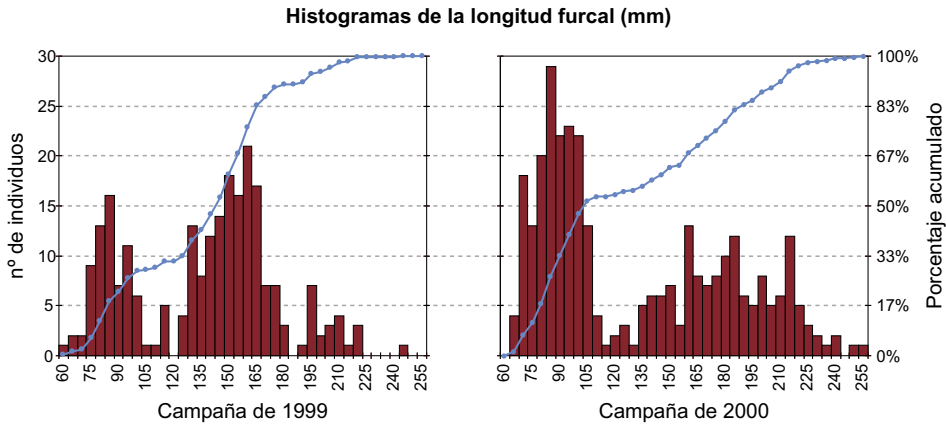


Figura 69. Histogramas de la longitud furcal de los ejemplares de salvelino capturados en las dos primeras campañas de la erradicación.

A pesar de que la talla media de los ejemplares capturados en las dos campañas es similar (134 mm en 1999 y 128 mm en 2000), en el segundo año se observa claramente que las capturas entre los ejemplares juveniles fueron mucho más abundantes. Así, mientras que en 1999 el 50% de las capturas tenía menos de 145 mm, en el año 2000 el 50% de las capturas tenía menos de 105 mm. Esta distinta eficacia en la captura de juveniles se debió a los cambios metodológicos que se pusieron en práctica en el año 2000 (apartado 4.4). En términos de biomasa en 1999 se retiró 8,9 Kg de salvelino, y 11,9 Kg en 2000.

La mayor atención que se prestó en el año 2000 a la captura de ejemplares 0+ tenía por objetivo reducir al máximo posible el reclutamiento de nuevos individuos reproductores. Según Becker (1983), los machos pueden alcanzar la madurez sexual en su primer año de vida (clase 0+, con un tamaño mínimo de hasta 89 mm), mientras que el 80% de las hembras pueden alcanzar esta madurez sexual al año de vida (clase 1+, con un tamaño mínimo de 127 mm). Dado que las puestas pueden tener entre 450 y 2000 huevos, era fundamental para la erradicación minimizar el reclutamiento de nuevos individuos reproductores.

Ya que el objetivo principal era la erradicación, y no el estudio de la población de salvelinos, no se empleó ningún método de captura-recaptura para estimar el tamaño poblacional. En su lugar se realizó una estimación basada en el decaimiento del número de capturas entre dos capturas sucesivas (Bohlin *et al.*, 1989), según la cual en la laguna Grande de Peñalara nada más iniciar la erradicación habría 228 ± 54 salvelinos. Esta estimación parece subestimar la población existente, ya que pese a ser muy similar al número total de capturas realizadas en 1999 (239 ejemplares), en el año 2000 aún se capturaron 148 ejemplares que por su tamaño deberían estar ya presentes en 1999 (pertenecientes a las clases 1+ y superior del año 2000). Teniendo en cuenta estos datos, una estimación bastante razonable del tamaño poblacional del salvelino en la laguna Grande de Peñalara estaría entre 400 y 500 individuos en el año 1999.

Durante el verano del año 2001, en el que se realizó fundamentalmente pesca pasiva, se encontraron restos de salvelinos durante las tareas de limpieza y mantenimiento de las redes. Sin embargo, dado su estado tras permanecer varios días/semanas en las redes, no se pudo contabilizar con fiabilidad el número de ejemplares, aunque podría situarse en torno a las pocas decenas de individuos. Por supuesto, tampoco pudo obtenerse la longitud furcal de estos ejemplares. Durante la época de deshielo del año 2002 se retiraron las redes que habían permanecido debajo de la cubierta de hielo durante todo el invierno, encontrándose restos de 3 salvelinos. Esta fue la última vez en la que aparecieron restos de salvelino en las redes, a pesar de haber estado colocadas casi sin interrupción hasta el verano del 2004. Desde esa misma fecha tampoco se ha podido observar ninguna evidencia de la presencia del salvelino en la laguna, ni desde la orilla de la misma ni mediante transectos realizados por buceadores. Así pues, se puede afirmar que el salvelino ha sido completamente erradicado de la laguna de Peñalara, probablemente desde el invierno de 2002. A continuación se detalla la información de la población de salvelino erradicada, basada en las capturas realizadas.

La Población de salvelinos

La Figura 70 muestra un histograma de frecuencia de tallas de los ejemplares capturados en las dos primeras campañas de muestreo (años 1999 y 2000), que son los que se encontraban en buen estado de conservación para caracterizar la población de salvelinos.

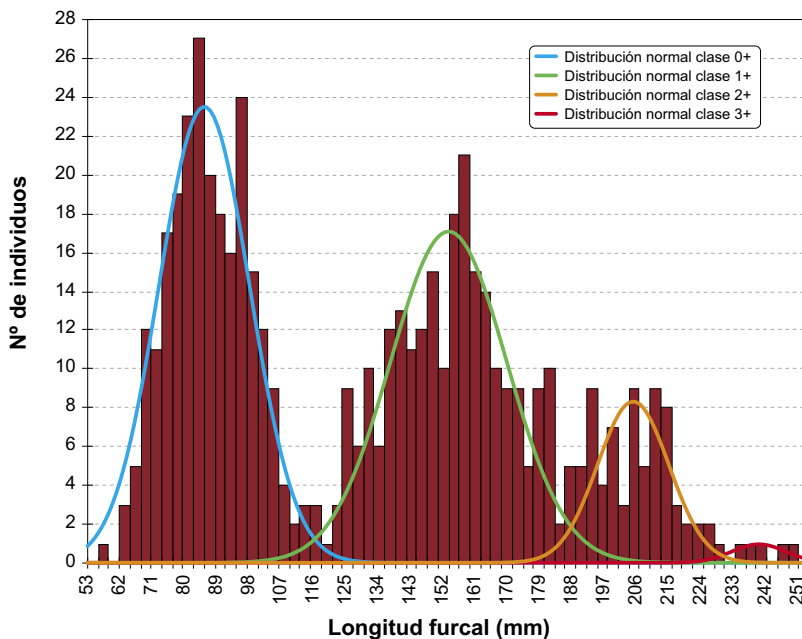


Figura 70. Histograma de la longitud furcal de la población de salvelinos capturados en la laguna de Peñalara.

El histograma de la longitud furcal muestra las clases de edad en la población de salvelinos, dado que los ejemplares nacidos en el mismo año, es decir, pertenecientes a cada una de las clases o cohortes tienen una talla similar con normalización alrededor de la media (Granado, 1996). Así, sobre el histograma de longitudes se han superpuesto las curvas de distribución normal calculadas para las distintas clases de edad del salvelino. Nótese que para el cálculo de los tamaños de cada clase de edad se ha empleado todo el conjunto de peces capturados en buen estado, por lo que los peces que aparecen como de la misma clase pertenecen a dos años distintos, aunque efectivamente tenían la misma edad en el momento de la captura. De este modo, se habrían capturado ejemplares correspondientes a 4 clases de edad, cuyas medidas esperables se muestran en la Tabla 15. Estas medidas están referidas a la media del período estival (entre junio y septiembre), aunque los datos están claramente sesgados hacia el mes de agosto, en el que se realizó el 68% del total de capturas.

Tabla 15. Tamaño medio y desviación estándar de las distintas clases de edad del salvelino en la laguna Grande de Peñalara

Clase de edad	Longitud furcal media	Desviación estándar	Nº de individuos
0+	85,5 mm	12,6 mm	248
1+	153,5 mm	16,2 mm	231
2+	204,9 mm	9,9 mm	69
3+	239,8 mm	7,5 mm	6

Así, los individuos del año (nacidos tras el deshielo, entre abril y mayo) alcanzarían a lo largo del verano una talla media de 86 mm, que pasaría a 154 mm durante el segundo verano, 205 mm durante el tercer verano y 240 mm durante el cuarto verano. La asignación de las clases de edad está de acuerdo con la lectura de los anillos de crecimiento realizados en algunos de los ejemplares capturados. Estos datos son similares a los encontrados en la población de salvelino de la Hoya de Peñalara, aguas abajo de la laguna (Bosch *et al.*, 2002; Rincón *et al.*, 2003), obtenidos mediante pesca eléctrica. Dado que esta técnica permite capturar ejemplares de cualquier tamaño, estos autores obtienen una longitud entre 21 y 31 mm para los jóvenes del año a finales de mayo (de hecho, aquellos menores de 23 mm mostraron restos de la vesícula vitelina). En cualquier caso, en septiembre de 2001 obtienen una talla media de 76 mm para la clase 0+, 139 mm para la clase 1+, y 199 mm para la clase 2+. Posteriormente, a principios de agosto de 2002, obtienen tallas para las distintas clases de edad compatibles con las que aparecen en la Tabla 15, aunque también ligeramente menores. Así, parece ser que el crecimiento del salvelino en la laguna era ligeramente mayor al encontrado en los arroyos de la Hoya de Peñalara.

Según Lozano Cabo (1964), en las aguas continentales españolas el salvelino alcanza poca edad, de 3 a 4 años normalmente, siendo excepcionales los casos de 6-7 años. Esta longevidad también ha sido apuntada para esta especie en los territorios de origen (Newman y Dubois, 1996), aunque excepcionalmente se han citado ejemplares de hasta 19 años. Lozano Cabo (1964) señala en los hábitats más adecuados del territorio de origen una longitud de unos 285, 367, 445, 524 y 571 mm respecti-

vamente para las clases 1+ a 5+. Como puede verse, el tamaño de los salvelino de la laguna Grande de Peñalara es sensiblemente menor que en los hábitats óptimos originales de la especie. De hecho, varios autores (Maitland y Linsell, 1980; García de Jalón *et al.*, 1989; Gómez Caruana y Díaz luna, 1991) mantienen una longitud habitual de unos 250-300 mm para las poblaciones europeas.

Por el contrario, la longevidad del salvelino en la laguna Grande de Peñalara sería muy similar a la que habitualmente se encuentra en otras poblaciones de esta especie, aunque faltarían los individuos más longevos. En este sentido hay que destacar que al menos hasta 1999 se ha estado pescando furtivamente en la laguna, como demuestra el hecho de haber sido capturados algunos ejemplares con anzuelos clavados en la boca. El efecto de la pesca habría sido mayor sobre los ejemplares de mayor talla, lo que además de la propia mortalidad natural podría explicar la ausencia de ejemplares más longevos.

Conviene recordar que ni la Figura 69 ni la Figura 70 debe entenderse como una representación de la estructura de edades del salvelino en la laguna de Peñalara. Para que esto fuera cierto, la probabilidad de captura de cada uno de los individuos debería ser la misma, independientemente de su tamaño. Sin embargo, la probabilidad de captura no es la misma debido fundamentalmente a tres razones: 1) A pesar de que la *Nordic Suvey Net* está específicamente diseñada para minimizar las diferencias en la eficacia de captura respecto al tamaño, deja de ser eficaz por debajo de unos 50 mm de longitud furcal (Appelberg *et al.*, 1995); 2) la disposición de las redes dentro de la laguna también influye en el tamaño de los ejemplares capturados, ya que el salvelino no se distribuye homogéneamente por la laguna; y 3) el empleo o no de buceadores también influye en el tamaño de los ejemplares capturados (apartado 4.4).

A partir del peso de los ejemplares capturados que presentaban un buen estado de conservación, se ajustó un modelo que relacionaba esta variable con la longitud furcal (Figura 71).

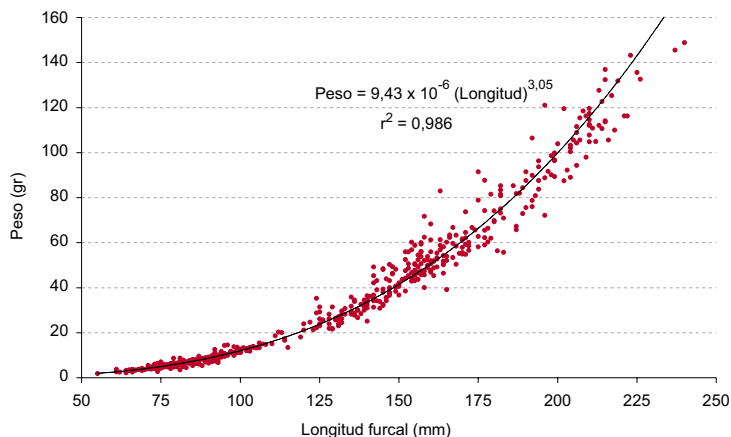


Figura 71. Relación entre la longitud furcal y el peso de los salvelinos capturados en la laguna de Peñalara.

Se observa claramente que en los juveniles aumenta más rápidamente la talla que el peso, inversamente a lo que ocurre con los ejemplares de más edad (relación alométrica). Este hecho explicaría también la mayor igualdad de pesos entre individuos de la clase I que en los de clases mayores. Obsérvese que la dispersión de los datos frente a la curva modelizada es mayor en los intervalos mayores que en los menores. Esta mayor dispersión probablemente refleje diferencias de sexo, fisiológicas o del contenido estomacal entre distintos ejemplares.

A lo largo de la vida del pez, el peso corporal varía alométricamente como una potencia de la longitud (Granado, 1996). El modelo general sería del tipo:

$$P = a \times L^b$$

donde P es el peso estimado y L la longitud furcal del ejemplar (aunque se puede emplear la longitud estándar o la total). El cálculo para la población de salvelinos en buen estado de la laguna Grande de Peñalara ofrece un coeficiente de correlación $r^2 = 0,986$, siendo $a = 9,43e-06$ y $b = 3,05$. Debido a que la talla es una magnitud lineal y el peso proporcional al cubo de la talla, si el pez mantiene la forma al crecer (crecimiento isométrico), b debería ser igual a 3 (Granado, 1996). Nuestra estimación de 3,05 para este parámetro es bastante próxima a este valor, aunque refleja ligeras modificaciones en la forma del pez a lo largo de su crecimiento.

7.4.3 La comunidad de organismos acuáticos tras la erradicación

Una vez que se consideró erradicado el salvelino de la laguna (desde el invierno del año 2002), se realizó un seguimiento de la fauna acuática con el fin de documentar su recuperación una vez eliminado el estrés que suponía la presencia del salvelino. A continuación se describen los cambios observados en el plancton, en los macroinvertebrados bentónicos y en los anfibios.

Plancton

Hasta el momento no se ha observado una clara respuesta de la comunidad zooplanctónica a la erradicación del salvelino, aunque hay ciertos indicios que podrían indicar que se están produciendo cambios en este grupo ecológico. Así, continúan apareciendo entre los cladóceros especies de pequeño tamaño como *Chydorus sphaericus* y *Ceriodaphnia quadrangula*. Sin embargo, durante el verano de 2004 se encontró una importante población de *Ceriodaphnia reticulata*, llegando a constituir hasta el 75% de los individuos del macrozooplankton (cladóceros y copépodos). Como puede verse en la Tabla 14, esta especie de tamaño medio era relativamente poco habitual en la laguna (se encontró una sola vez en los últimos años), aunque apareció en cantidades importantes (38% de los individuos del macrozooplankton). Además continúan apareciendo ejemplares de *Daphnia* sp., aunque en cantidades siempre muy minoritarias.

En cuanto a los copépodos y rotíferos, no se han observado diferencias significativas respecto a la composición y abundancia encontrada en años anteriores. En resumen, durante 2004 se apreció un aumento de la talla media de los cladóce-

ros, aunque es difícil asegurar que se deba exclusivamente a la erradicación del salvelino dado que la especie responsable ya había sido detectada en cantidades apreciables cuando el salvelino aún se encontraba presente en la laguna.

Es importante señalar que la recolonización de la laguna por parte de cladóceros y copépodos es más difícil que en el caso de los invertebrados bentónicos, que en la mayoría de los casos pasan por una fase adulta voladora que les permite la colonización de nuevos hábitats rápidamente. Por otra parte, es posible que el sedimento de la laguna, que debería constituir un importante reservorio de estas especies en forma de huevos resistentes, no pueda cumplir con esta función al haber pasado varias décadas sin la entrada de nuevos huevos por la ausencia de estas especies y por la acelerada tasa de sedimentación debida a la erosión en la cuenca. En definitiva, es previsible que los cambios en la comunidad zooplanctónica ocurran en períodos de tiempo más amplios que en caso de los macroinvertebrados bentónicos o en el de los anfibios.

En este sentido, existe la experiencia de un lago en el que también se observó que la introducción de trucha provocó la sustitución de crustáceos de gran tamaño por rotíferos y copépodos ciclopoideos de pequeño tamaño, dominando estos últimos incluso después de la desaparición de la trucha introducida (McNaught *et al.*, 1999.). Estos autores tuvieron que recurrir a la reintroducción de el copépodo calanoide de gran tamaño *Hesperodiantomus articus* desde lagos cercanos para restaurar la población original de esta especie.

Además, aunque no ha sido estudiado en el caso de la laguna Grande de Peñalara, hay razones para pensar que la composición del fitoplancton también ha cambiado a raíz de la introducción del salvelino al igual que ha ocurrido en otros lagos de alta montaña (Drake y Naiman, 2000). De hecho, estos autores han encontrado diferencias en el fitoplancton de lagos en los que se han erradicado los peces introducidos incluso 20 o 30 años después de la eliminación de los peces.

Macroinvertebrados bentónicos

En la Figura 72 aparece el número de familias de macroinvertebrados acuáticos capturados en distintos años del seguimiento limnológico realizado. Se ha utilizado el nivel taxonómico de familia, que es el nivel mínimo en el que se ha llegado en las determinaciones biológicas, dado que algunos de los grupos de organismos acuáticos sólo pueden ser determinados con fiabilidad por especialistas, o incluso no pueden ser determinados con mayor resolución taxonómica en las fases larvarias en las que han aparecido.

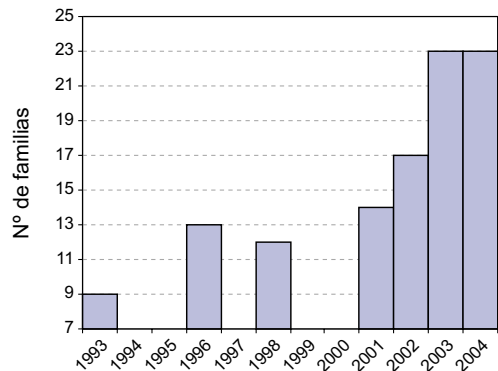


Figura 72. Nº de familias de invertebrados acuáticos capturados en la laguna de Peñalara.

Antes de la erradicación del salvelino se encontraron entre 9 y 13 familias de macroinvertebrados acuáticos en los muestreos realizados a lo largo de la época estival de cada año. Esta riqueza taxonómica pasa a 14 familias en 2001, cuando la población de salvelinos estaba ya muy reducida. Una vez erradicada la ictiofauna, durante la época libre de hielo de 2002 se encontraron 17 familias, y los dos años siguientes 23 familias (aunque difieren en 4 de ellas). Por lo tanto, es evidente que la erradicación del salvelino ha supuesto un incremento de la riqueza taxonómica de la fauna de macroinvertebrados.

En esta fauna acuática, hay una serie de táxones que se han encontrado en la laguna tanto antes como después de la erradicación del salvelino. Estos son:

- *Pisidium casertanum* (Eulamellibranchios, Sphaeriidae)
- *Stylodrilus heringianus* (Oligochaeta, Lumbriculidae)
- *Halobdella stagnalis* (Hirudinea, Glossiphoniidae)
- *Oulimnius tuberculatus*. (Coleoptera, Elmidae)
- *Habrophlebia fusca* (Ephemeroptera, Leptophlebiidae)
- *Sialis lutaria* (Megaloptera, Sialidae)
- *Athripsodes* sp. (Tricoptera, Leptoceridae)
- *Allogamus ligonifer* (Tricoptera, Limnephilidae)
- *Plectronemia geniculata* (Tricoptera, Polycentropodidae).

Todos estos táxones son bastante abundantes, aunque *Halobdella stagnalis* y *Plectronemia geniculata* son algo más raros que el resto de táxones.

No se ha incluido en este listado las numerosas especies de la familia de los quironómidos (dípteros), que en la actualidad están siendo determinadas. En cualquier caso, cabe señalar que este grupo continúa siendo el más abundante tras la erradicación. Por otro lado, las hidracnelas y los tabánidos también aparecen antes y después de la erradicación, aunque esporádicamente y en bajo número.

Pero más interesante que el listado de taxones que se mantienen es el listado de taxones que han aparecido una vez erradicados los salvelinos. Por ejemplo, antes de la erradicación sólo se había encontrado una especie de coleóptero en la laguna, *Oulimnius tuberculatus*, una especie de pequeño tamaño para ser un coleóptero acuático (Foto 28).



Foto 28. Una larva y dos adultos del coleóptero *Oulimnius tuberculatus*, la única especie de este grupo que habitaba la laguna Grande de Peñalara tras la llegada del salvelino, gracias a que su pequeño tamaño le permitía escapar con relativa facilidad a la depredación por parte de este pez.

Sin embargo, a partir del año 2001 se encontraron otras siete especies de coleópteros acuáticos (Foto 29). Cuatro de estas especies, una del género *Dytiscus*, otra del género *Colymbetes* y dos del género *Agabus*, se caracterizan por un tamaño mediano-grande. Además han aparecido otras tres especies sólo un poco mayores que el *Oulimnius tuberculatus*, un *Helophorus*, un *Gyrinus* y un coleóptero perteneciente a la subfamilia de los hydroporinae y que en la actualidad está siendo determinado por un especialista en este grupo. Es importante recalcar que sólo se han encontrado individuos adultos de estos siete taxones, por lo que es muy posible que los ejemplares capturados hayan llegado a la laguna en esta fase y aún no se hayan establecido poblaciones de estas especies que se reproduzcan en la laguna.

En cuanto a los heterópteros, antes de la erradicación no se había encontrado ningún ejemplar perteneciente a este grupo taxonómico¹³. Sin embargo a partir del año 2001 empiezan a aparecer entre los ejemplares muestreados numerosos individuos pertenecientes a distintas especies de heterópteros (Foto 29).

13 Salvo la cita de *Velia* sp. de Margalef (1949), una especie de heteróptero de tamaño medio (6-8 mm), y que en cualquier caso sería anterior a la introducción del salmónido en la laguna.

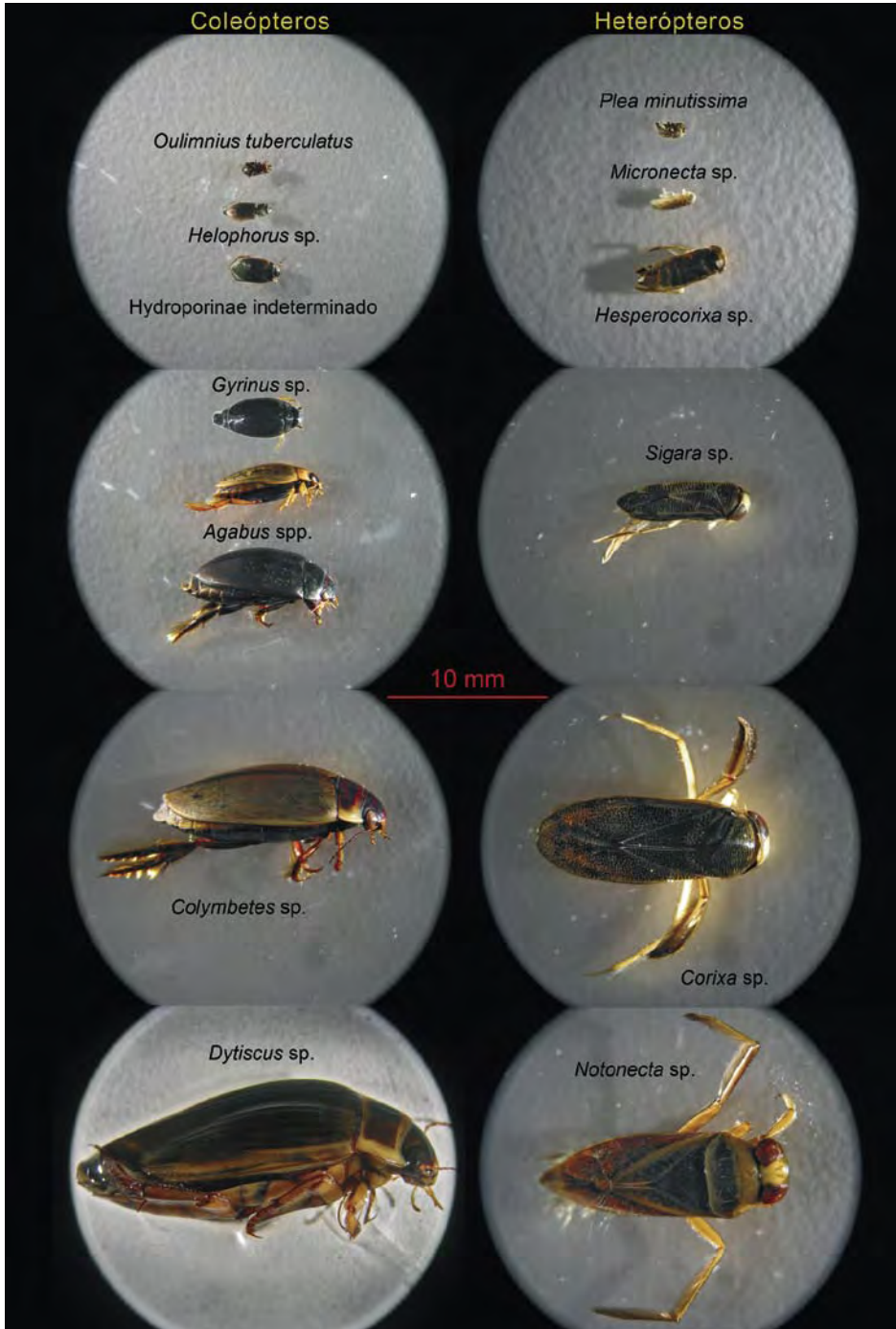


Foto 29. Coleópteros y heterópteros acuáticos encontrados tras la erradicación del salvelino. Sólo una de las especies de menor tamaño, el coleóptero *Oulimnius tuberculatus*, también se encontraba en la laguna antes de la erradicación.

Entre estas especies de heterópteros que han colonizado la laguna Grande de Peñalara se encuentran *Micronecta* sp. y *Plea minutissima*, ambas de pequeño tamaño. Sin embargo, el resto de taxones de heterópteros presentan tamaños corporales mucho mayores y en el rango de los coleópteros descritos con anterioridad. Todos estos taxones, tanto coleópteros como heterópteros, comparten un modo de vida libre en la columna de agua, lo que unido a su tamaño relativamente grande les hace tremendamente vulnerables a la presencia de un pez depredador. Esto es igualmente cierto para otro taxón de heteróptero encontrado en la laguna Grande de Peñalara tras la erradicación, *Gerris* sp. (Foto 30), al que se puede hallar flotando sobre la superficie aprovechando la tensión superficial de la lámina de agua.



Foto 30. *Cordulegaster boltoni* (izquierda) y *Gerris* sp. (derecha).

Entre las especies de insectos de gran tamaño capturadas se encuentra también una especie de odonato perteneciente al género *Cordulegaster* (Foto 30), encontrado en el año 2002 y 2003. Los odonatos son típicos de ambientes más o menos someros y con vegetación abundante, por lo que no es previsible que este grupo alcance una densidad muy notable en la laguna de Peñalara. Otro taxón que ha aparecido con cierta frecuencia tras la erradicación (2001-2004) es un plecóptero perteneciente a la familia de los leuctridae, aunque dado que este taxón es típico de aguas corrientes podría ser que hubiese aparecido en la laguna procedente de la deriva de poblaciones presentes en el arroyo de entrada.

Por último, hay una serie de taxones que también han sido encontradas únicamente tras la erradicación, aunque sólo de modo esporádico. Estos taxones pertenecen a distintas familias de dípteros, tal como ceratopogónidae, limonidae, y psychodidae. Por el contrario, otro díptero, un stratiomyidae, no ha vuelto a ser encontrado después de la erradicación.

En conclusión, la fauna macroinvertebrada de la laguna Grande de Peñalara ha cambiado significativamente tras la erradicación del salvelino. Prácticamente todas las especies que habitaban la laguna mantienen su población, pero a éstas se ha sumado un importante número de taxones entre los que se cuentan fundamentalmente insectos acuáticos de gran talla. Estos taxones han sido encontrados en otras charcas y lagunas del Parque Natural (Toro y Granados, 1998), desde donde han podido recolonizar rápidamente la laguna una vez eliminado el depredador que lo impedía.

Anfibios

Como se ha dicho anteriormente (apartado 7.4.1), tras la introducción del salvelino dejó de reproducirse en la laguna la salamandra común y el sapo partero, aunque en el caso de esta última especie también se debe tener en cuenta la enorme mortalidad ocasionadas por una enfermedad causada por un quitridiomiceto (Bosch *et al.*, 2001b). Igualmente, la rana patilarga desapareció de la hoya de Peñalara, que también fue rápidamente colonizada por el salvelino tras migrar aguas abajo de la laguna. Por el contrario, el sapo común (*Bufo bufo*) siguió presentando densidades altísimas en determinados momentos del año, tal y como ya describió Arévalo (1931).

Durante las tareas de seguimiento de la recuperación de las especies acuáticas no se han muestreado específicamente los anfibios, ya que hay un grupo de herpetólogos que viene realizando desde hace años el seguimiento de estas poblaciones en el Parque Natural (Bosch *et al.*, 2000, 2001, 2002, 2003 y 2004). No obstante, durante los muestreos de invertebrados acuáticos del año 2003 se constató la presencia de alguna larva de salamandra en las aguas de la laguna. Al año siguiente, en el verano de 2004, la recuperación de las poblaciones de anfibios se hizo muchísimo más evidente. Así, se observaron numerosas larvas y adultos de salamandra, junto con algunos individuos adultos de rana común (*Rana perezi*). Además, el equipo de herpetólogos (Bosch *et al.*, 2004) encontró ese mismo año ejemplares en celo de tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*) y al año siguiente, en 2005, encontró también esta especie junto con larvas invernantes de sapo partero (*Alytes obstetricans*; J. Bosch, com.pers.).

Esta clara recolonización de la salamandra y la presencia de otras especies de anfibios vienen a confirmar la recuperación de las poblaciones acuáticas previas a la introducción del salvelino. De hecho, la laguna de Peñalara y la Hoya de Peñalara podrán servir como hábitat de reproducción de dos de las especies de anfibios más interesantes y amenazados del Parque, el sapo partero (*Alytes obstetricans*) y la rana patilarga (*Rana iberica*).



...Ganamos el fatigoso repecho, y en la hondanada apareció, por fin, la laguna. No era la joya azul cantada por Gautier.

Estaba helada y había nevado sobre la superficie. Un paisaje glacial aparecía a nuestra vista. A la izquierda teníamos las gigantes Cabezas de Hierro reluciendo, heridas por el sol, en un cielo blanquecino. La vista se apartaba del brillo deslumbrador de los neveros y volvía a caer en la laguna congelada.

Constancio Bernaldo de Quirós
Aguas Quietas (1902) en Peñalara (1905)

8. PALEOLIMNOLOGÍA

8.1 LOS LAGOS DE ALTA MONTAÑA COMO SENSORES DE CAMBIOS AMBIENTALES

La Paleolimnología es la ciencia encargada de reconstruir la historia de los ecosistemas acuáticos mediante el análisis de sus sedimentos. Su objeto de estudio son los cambios en el funcionamiento ecológico como consecuencia del proceso de ontogénesis o como consecuencia de diversos cambios ambientales. El fundamento de esta disciplina está basado en dos procesos esenciales de estos sistemas: 1) la acumulación de un sedimento cuya composición físico-química y de restos bióticos depende del estado del ecosistema en el momento en que se produce dicha sedimentación; 2) la estructuración cronológica del sedimento, es decir, la disposición de los sedimentos más recientes sobre los sedimentos de mayor antigüedad.

La información relevante para el paleolimnólogo se almacena en el sedimento de múltiples maneras. Así, esta información queda registrada en forma de señales físicas (mineralogía, magnetismo, densidad, contenido en partículas carbonáceas, etc.), químicas (contenido en materia orgánica, nutrientes, iones mayoritarios, metales pesados, contaminantes orgánicos, pigmentos fotosintéticos, etc.) o biológicas (restos de polen, semillas, cladóceros, quironómidos, frústulas de diatomeas, quistes de crisófitos, endosporas de bacterias, etc.). Cada uno de estos indicadores suele proporcionar información sobre un aspecto más o menos concreto del ecosistema, por lo que las reconstrucciones paleolimnológicas intentan abordar simultáneamente el estudio de varios de estos indicadores. Además, el paleolimnólogo emplea diversos métodos para conocer la fecha aproximada en que se produjo la entrada de dicha información en el sedimento. Entre ellos podemos destacar la datación radiométrica con isótopos (^{210}Pb , ^{137}Cs , ^{241}Am o ^{14}C , en función de la antigüedad del sedimento a estudiar). También se pueden delimitar diversos niveles por medio de marcadores conocidos por otras fuentes, como puede ser la aparición de capas de cenizas volcánicas pertenecientes a erupciones cuya fecha es conocida. En algunas ocasiones, que no suele ser el caso de los lagos de alta montaña, el sedimento ofrece una laminación anual visible a simple vista que permite establecer una cronología simplemente contando el número de estas laminaciones. En último término, siempre se puede ofrecer una cronología relativa, es decir, la información más antigua pertenece a los estratos de sedimentos más profundos.

Así pues, para descifrar la información almacenada en el sedimento lo primero que se realiza es la extracción de una muestra inalterada de éste, que abarque al menos el período de interés. En el caso de los sedimentos de alta montaña, los primeros 40-50 centímetros suelen ser suficientes para conocer los dos últimos siglos de la evolución del ecosistema. El testigo de sedimento se suele obtener de la zona más profunda de la laguna, ya que ahí es donde se producen las

condiciones más estables de sedimentación y los sedimentos permanecen inalterados durante largos períodos de tiempo.

A continuación se lamina el sedimento, siendo el espesor de estas láminas el que determine la resolución temporal que se podrá conseguir. Actualmente se puede lograr con facilidad y sin alterar las características del sedimento submuestras de 2 o 3 mm de espesor, que ofrecen una buena resolución temporal. Finalmente, cada una de estas submuestras o láminas será analizada con una metodología específica para la determinación del indicador de interés. Por ejemplo, la determinación de la densidad, peso seco y materia orgánica requiere un análisis gravimétrico del sedimento expuesto secuencialmente a temperaturas cada vez mayores, o la determinación de determinados restos biológicos requiere su extracción e identificación con ayuda de una lupa binocular o un microscopio.

Los resultados obtenidos por medio de la paleolimnología tienen un evidente interés en la investigación básica de los ecosistemas acuáticos. Es el único método disponible para comprender procesos a largo plazo como la ontogénesis de estos sistemas. Para la inmensa mayoría de los lagos y lagunas existe información limnológica referente a unos pocos años como mucho, siendo muy escasos los que cuentan con datos que abarquen varias décadas. Sin embargo, los métodos paleolimnológicos permiten obtener información de toda la vida del lago, ya que desde su mismo momento de formación empezó a acumular sedimentos ricos en información.

La paleolimnología también tiene una enorme utilidad en la gestión de lagos y lagunas. Sus resultados permiten conocer el estado ecológico previo a la degradación de ciertos ecosistemas, fijando unas condiciones de referencia en cuanto a su funcionamiento a largo plazo y la fluctuación natural que presentan. De esta manera, se pueden fijar objetivos de restauración realistas para aquellos sistemas alterados, o demostrar el efecto que determinadas actuaciones han tenido sobre sus características ecológicas.

Pero además los lagos de alta montaña, por sus características ecológicas, resultan especialmente sensibles ante numerosas alteraciones ambientales, lo que les hace ser candidatos idóneos como centinelas u observatorios de estos procesos de cambios ambientales. Las características ecológicas que determinan esta sensibilidad se pueden resumir de la siguiente manera:

- La mayoría de ellos, por su baja alcalinidad y mineralización, muestran una escasa capacidad de neutralizar la precipitación ácida y otros procesos contaminantes.
- Sus cuencas, con una muy reducida cubierta vegetal y escasa presencia de suelos, apenas impiden el arrastre de contaminantes a sus aguas procedentes de la deposición atmosférica.

- La escasa alcalinidad de las aguas facilita la acumulación de metales pesados tóxicos y compuestos orgánicos en sus cadenas tróficas.
- La composición química de sus aguas y la naturaleza de sus sedimentos, permite una óptima conservación del registro biológico sedimentario.
- Algunos contaminantes (ej. mercurio, compuestos orgánicos volátiles) se acumulan preferentemente en ambientes con bajas temperaturas.
- El cambio climático en Europa, en forma de calentamiento global, se prevé que se manifestará más drásticamente en las regiones alpinas.
- Su localización remota, lejos de los principales focos de emisiones contaminantes, permiten determinar flujos regionales o transfronterizos de contaminantes atmosféricos.

A continuación se exponen los principales resultados de las investigaciones paleolimnológicas realizadas en la laguna Grande de Peñalara.

8.2 ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN RECIENTE DE LA TASA DE SEDIMENTACIÓN

La evolución de los problemas de erosión en la laguna Grande de Peñalara se ha reconstruido con técnicas paleolimnológicas, ya que en los primeros estudios limnológicos realizados (Toro y Montes, 1993) se observó la existencia de fuertes procesos erosivos. En este caso se estudia la tasa de sedimentación, como un indicador de la tasa de erosión en la cuenca. Para ello, el testigo de sedimento se analiza para determinar como cambia su densidad en profundidad, y se data por técnicas radiométricas (Appleby *et al.*, 1986) con el fin de obtener una tasa de sedimentación (en gramos por año) y una tasa de acumulación (en centímetros por año).

Una de las primeras pruebas de las alteraciones sufridas se obtuvo al realizar la datación del testigo de sedimento obtenido en la zona de máxima profundidad de la laguna. El perfil radiométrico resultó algo disperso e irregular, lo que reflejaría una posible alteración reciente en los centímetros superficiales del sedimento, debido probablemente a la resuspensión del mismo por los numerosos bañistas y ganado que frecuentaban la laguna en los meses de verano.

La morrena que cierra esta laguna presentaba en 1993 un suelo totalmente decapitado y compactado por el continuo pisoteo de los visitantes. La comparación de fotos antiguas con el estado por aquel entonces, permitió estimar una pérdida de suelo entre los 20 y 50 centímetros, llegando en algunos sitios a un metro (Foto 20).

En la Figura 73 se muestra la evolución de la tasa de sedimentación desde principios del siglo XX en la laguna de Peñalara. Se aprecia un período de mayor acumulación desde la década de los 70 en adelante. Esta década marca el inicio de un progresivo aumento de visitantes a la laguna, gracias entre otras razones a la construcción de la estación de esquí de Valcotos. De este modo coincidía un aumento de los visitantes de la Sierra con una mayor facilidad de acceso a la laguna gracias a los remotes de dicha estación, que funcionaban también en épocas libres de nieve.

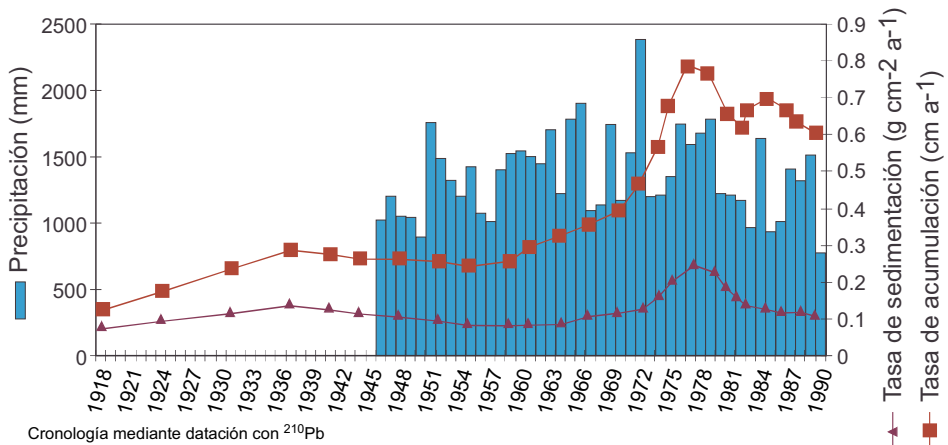


Figura 73. Tasa de sedimentación ($\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) y de acumulación (cm/año) en la laguna de Peñalara. Se ha incluido la precipitación anual de la estación meteorológica del puerto de Navacerrada.

Los años 70 marcan un punto de inflexión en la relación entre la tasa de sedimentación y la precipitación anual. Como puede verse en la Figura 74, con anterioridad a 1970 la tasa de sedimentación está inversamente correlacionada con la precipitación anual. Sin embargo, después de esta fecha se inicia una correlación positiva entre ambas variables.

La Figura 75 muestra un modelo teórico que explica este comportamiento. La precipitación en la cuenca ocasiona la erosión de materiales que son arrastrados hacia la laguna suspendidos en el agua del arroyo de salida (exportación) y otra parte se termina acumulando en el fondo (sedimentación). El porcentaje de material erosionado que es exportado o sedimentado depende en gran medida de la tasa de renovación del agua, que a su vez depende del volumen

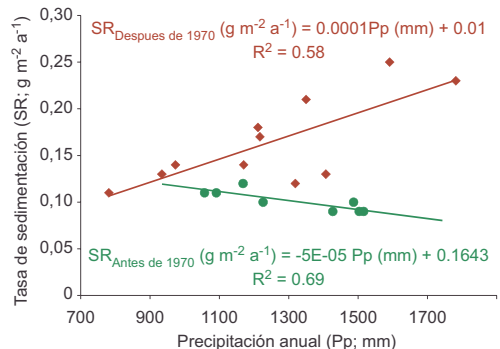


Figura 74. Correlación entre la precipitación anual y la tasa de sedimentación, antes y después de 1970.

de precipitación. Es decir, un menor tiempo de residencia del agua en la laguna (mayor precipitación) implica que sedimentará una menor proporción de material. Antes de 1970 (cuadros 1 y 2, Figura 75), los márgenes de la laguna estaban protegidos por una cubierta vegetal que protegía el suelo de la erosión. Al aumentar la precipitación, a pesar de ser algo mayor la cantidad de material erosionado en la cuenca, domina la exportación sobre la sedimentación. De este modo, se produce la relación inversa entre precipitación anual y la acumulación de material sedimentado (Figura 74). A partir de 1970 (cuadros 3 y 4, Figura 75), esta cubierta vegetal desaparece progresivamente por efecto del pisoteo de los visitantes. Así, la erosión del suelo se incrementa espectacularmente y una cantidad mucho mayor de material es arrastrada hacia la laguna. Obsérvese que, en la Figura 74, los valores de material sedimentado son casi siempre mayores después de 1970 que antes de esta fecha, independientemente de la precipitación registrada. Además, en estas condiciones de suelo desnudo, los años con mayores precipitaciones originan un arrastre de materiales mucho mayor que los de menor precipitación. De este modo, aunque en estos años de intensas precipitaciones siga dominando proporcionalmente la exportación sobre la sedimentación, el aporte neto de sedimento es mayor en años lluviosos que en años secos. Es decir, se obtiene una correlación positiva entre sedimentación y precipitación (Figura 74).

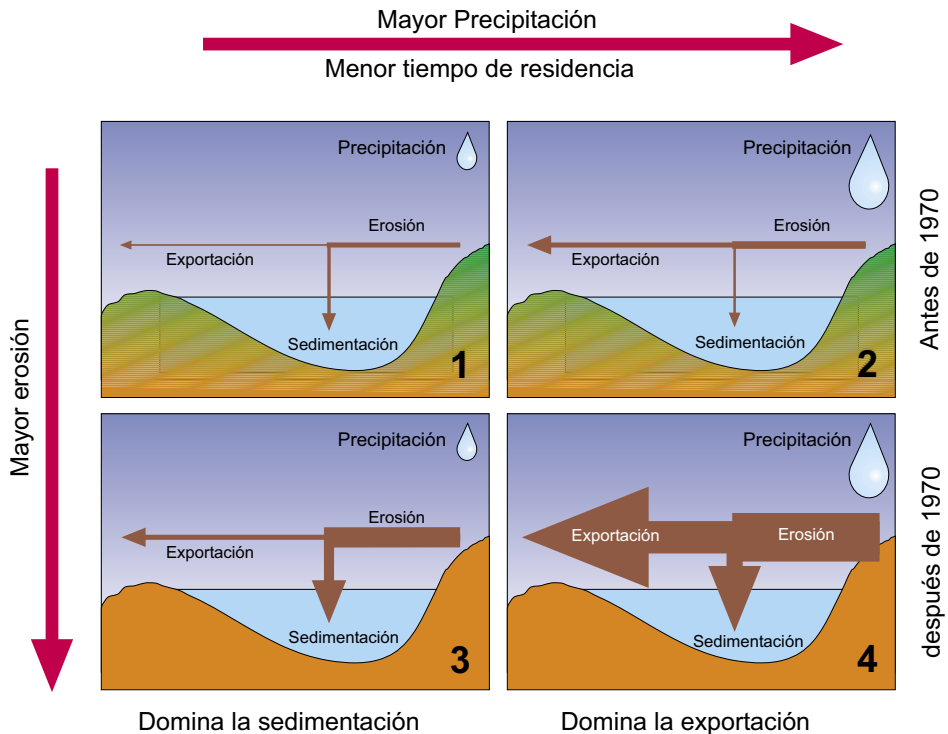


Figura 75. Modelo teórico que explica las diferencias observadas en la relación entre la tasa de sedimentación y la precipitación anual antes y después de 1970. Ver explicación detallada en el texto.

8.3 ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN RECIENTE DEL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN

Las diatomeas (Bacillariophyceae) es un grupo de algas caracterizadas por poseer una envoltura silíceica que perdura en el sedimento de la laguna si las condiciones de preservación son adecuadas (Foto 11). A pesar de que no es un grupo mayoritario en el fitoplancton de la laguna (apartado 6.13.2.3), su presencia en el sedimento y su capacidad de reflejar los cambios en el estado trófico de los ecosistemas acuáticos (Battarbee, 1991; Wunsam y Schmidt, 1995; Lotter *et al.*, 1998) las convierte en un excelente candidato para estudiar dichos cambios en la laguna Grande de Peñalara. Así, con el fin de trazar la historia reciente de la eutrofización en la laguna, se estudió la estratigrafía de los restos subfósiles de diatomeas en un testigo de sedimento recogido en 1991.

La Figura 76 presenta algunos de los resultados de este estudio: la estratigrafía del total de diatomeas subfósiles y la estratigrafía de algunas de las especies más relevantes. El periodo analizado, una vez realizada la datación con ^{210}Pb , abarca desde principios de los años 20 del siglo pasado.

Como puede verse, la concentración de diatomeas subfósiles permanece más o menos constante hasta la década de los 70, cuando se observa un claro incremento de la concentración de diatomeas subfósiles. En una primera fase, hasta aproximadamente mediados de los años 80, la concentración de éstas se duplica. Por último, durante la segunda mitad de esta década la presencia de diatomeas subfósiles se dispara, alcanzado valores aproximadamente cinco veces superiores a los registrados en la primera mitad del siglo XX.

La concentración del total de diatomeas subfósiles, si se asume una tasa de sedimentación anual constante, reflejaría de un modo fiel la densidad de diatomeas en la laguna (fitoplancton y epilíton). Es decir, una mayor concentración de diatomeas indica una mayor disponibilidad de nutrientes y por tanto un proceso de eutrofización. Sin embargo, como se vio en el apartado anterior la tasa de sedimentación no ha sido constante a lo largo del siglo pasado. De hecho si se tiene en cuenta que en los últimos años aumentó la entrada de sedimento inorgánico (procedente de la elevación de la tasa de erosión en la cuenca), el aumento de concentración de diatomeas sería aún más patente de no haberse producido este efecto de la erosión en la cuenca.

Este aumento de la concentración de diatomeas en los últimos años refleja fundamentalmente el aumento del número de individuos pertenecientes a determinadas especies de diatomeas indicadoras de mayor presencia de nutrientes: *Eunotia* sp., *Navicula pseudoscutiformis*, *Nitzschia* sp., *Aulacoseira italica* y *Fragilaria* sp.

El índice A/C (Araphidinae/Centrales) expresa, la relación entre dos importantes grupos de diatomeas. Las diatomeas pertenecientes al orden Centrales presentan células circulares (vistas por la cara de las valvas) y frecuentemente pueden for-

mar largos filamentos. Por el contrario, las diatomeas pertenecientes al suborden Araphidinae (orden Pennales) presentan células alargadas, con numerosos cloroplastos en forma de disco. El índice A/C (Stockner y Benson, 1967), toma distintos valores dependiendo del nivel trófico, basándose en la hipótesis de que las diatomeas centrales indican condiciones de oligotrofia, mientras que las Araphidineae indican eutrofia. Los valores entre 0 y 1 corresponderían a ambientes oligotróficos, valores entre 1 y 2 corresponderían a condiciones mesotróficas, mientras que valores mayores de 2 indicarían eutrofización. De acuerdo a esta clasificación, la laguna de Peñalara habría estado siempre en el rango de de la oligotrofia durante las últimas décadas. Sin embargo, ya se ha comentado en el apartado 7.2 que los niveles eutróficos detectados en la laguna se producían exclusivamente en los veranos, ya que las fuertes precipitaciones de otoño y la época de deshielo favorecerían una alta exportación de nutrientes asociada a la alta tasa de renovación. Así, más interesante que el valor absoluto de este índice es la tendencia claramente ascendente que muestra en los últimos años.

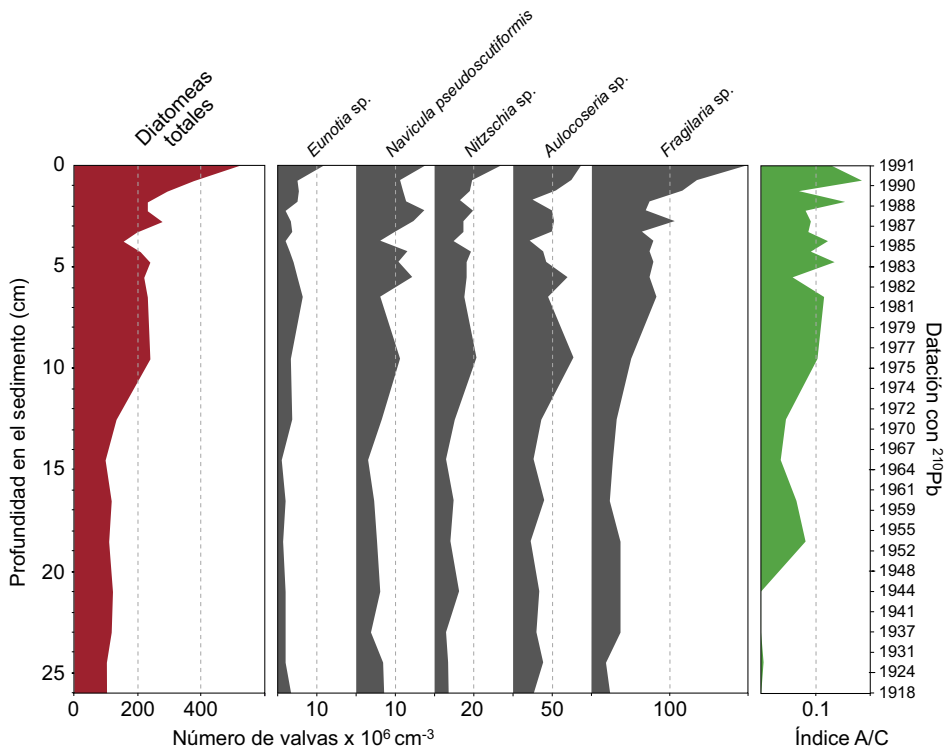


Figura 76. Perfil estratigráfico de diatomeas subfósiles en los primeros centímetros del sedimento de la laguna de Peñalara.



9. BIBLIOGRAFÍA

- ALONSO, M. 1996. Crustacea, Branchiopoda. En: *Fauna Ibérica*, vol. 7. Ramos, M.A. et al. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 486 pp.
- APHA. 1992. *Métodos Normalizados Para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos S.A.
- APPELBERG, M., H.M. BERGER, T. HESTHAGEN, E. KLEIVEN, M. KURKILAHTI, J. RAITANIEMI y M. RASK. 1995. Development and intercalibration of methods in nordic freshwater fish monitoring. *Water Air Soil Pollut.*, 85: 401-406.
- APPLEBY, P.G., P. NOLAN, D.W.GIFFORD, M.J. GODFREY, F. OLDFIELD, N.J. ANDERSON y R.W. BATTARBEE. 1986. ^{210}Pb dating by low background gamma counting. *Hydrobiologia*, 141, 21-27.
- AREVALO, C. 1921. Larvas planktónicas de arquípteros de la Laguna de Peñalara. *Mem.Real Soc.Esp. Hist.Nat.*, Tomo 50º aniv.: 169-172.
- AREVALO, C. 1931. Los monstruos de la laguna de Peñalara. *Cultura Segoviana*, 1: 19-22.
- BALVAY, G. 1978. Un lac oligotrophe de haute montagne: le lac cornu (Haute-Savoie). *Revue de géographie alpine*, 66: 31-41.
- BATTARBEE, R.W. 1986. Diatom analysis. En: *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. B.E. Berglund (ed.): 527-570. J.Wiley & Sons, Chichester.
- BATTARBEE, R.W. 1991. Recent paleolimnology and diatom-based environmental reconstruction. In L.C. Shane & E.J. Cushing (eds), *Quaternary landscapes*. University of Minnesota Press, Minneapolis: 129-174.
- BAZARQUE, M.F., H. LAVILLE e Y. BROUQUET. 1989. Biological quality assessment in two rivers of the northern plain of France (Picardie) with special reference to chironomid and diatom indices. *Acta biol.Debr.Oecol.Hung.*, 3: 29-39.
- BECKER, G.C. 1983. *Fishes of Wisconsin*. University of Wisconsin Press. 1052 pp.
- BERNALDO DE QUIRÓS, C. 1905. Peñalara. Viuda de Rodríguez Serra, Madrid.
- BOHLIN, T., S. HAMRIN, T.G. HEGGBERGET, G. RASMUSSEN y S.J. SALTVEIT. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43.
- BOSCH, J., I. MARTÍNEZ-SOLANO y M. GARCÍA-PARÍS. 2000. *Anfibios de Peñalara*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- BOSCH, J., I. MARTÍNEZ-SOLANO y M. GARCÍA-PARÍS. 2001a. *Estado de Conocimiento de la Fauna de Peñalara. Anfibios*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- BOSCH, J., I. MARTÍNEZ-SOLANO y M. GARCÍA-PARÍS. 2001b. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain., *Biological conservation*, 97: 331-337.
- BOSCH, J, P.A. RINCÓN, I. MARTÍNEZ-SOLANO y L. BOYERO. 2002. *Estado de Conocimiento de la Fauna de Peñalara. Anfibios*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.

- BOSCH, J., P.A. RINCÓN, I. MARTÍNEZ-SOLANO, L. BOYERO, A. MACHORDOM, M.C.FISHER y L. BERGER. 2003. *Estado de Conocimiento de la Fauna de Peñalara. Anfibios*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- BOSCH, J., P.A. RINCÓN, S. WALKER, M.C.FISHER, A. CUNNINGHAM y T. GARNER. 2004. *Estado de Conocimiento de la Fauna de Peñalara. Anfibios*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- BRAÑA, F., L. FRECHILLA y G. ORIZAOLA. 1996. Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal*, 6: 145-148.
- BRINKHURST, R.O. 1971. *A Guide For The Identification Of British Aquatic Oligochaeta*. Freshwater Biological Association Scientific Publication N° 22
- CAMARERO, L. y CATALÁN, J. 1993. Chemistry of bulk precipitation in the central and eastern Pyrenees, northeast Spain. *Atmospheric Environment*, 27A, 83-94.
- CAPBLANCO, J. 1972. Phytoplankton et productivité primaire de quelques lacs d'altitude dans les Pyrénées. *Annls. Limnol.* 8(3): 231-321.
- CASTAGNOLO, L., D. FRANCHINI, F. GIUSTI. 1980. *Bivalvi*. Consiglio Nazionale Delle Ricerche AQ/1/49. Guide Per il Riconoscimento delle Specie Animali Deece Acque Interne Italiane N°10.
- CATALÁN, J. 1988. Physical properties of the environment relevant to the pelagic ecosystem of a deep high-mountain lake (Estany Redó, Central Pyrenees). *Oecologia aquatica*, 9: 89-123.
- CATALAN, J., E. BALLESTEROS, L. CAMARERO, M. FELIP y E. GACIA. 1992. Limnology in the Pyrenean lakes. *Limnetica*, 8: 27-38.
- CATALÁN, J. y LL. CAMARERO. 1988. Determinación de los componentes del sistema carbónico-carbonatos de las aguas dulces mediante la titulación de Gran. *Tecnología del agua*, 51: 66-75.
- COBELAS, M.A. y J. GARCÍA-AVILÉS. 2003. Ecología acuática de los humedales de la Comunidad de Madrid. *Observatorio Medioambiental*, 6: 99-120.
- COURTENAY, W.R. y P.B. MOYLE. 1992. Crimes against biodiversity: the lasting legacy of fish introductions. *Trans. 57th N. Am. Wildl. Nat. Res. Conf.*, 365-372.
- CRASTON, P.S. 1982. *A Key to the Larvae of the British Orthoclaadiinae (Chironomidae)*. Freshwater Biological Association Scientific Publication N° 51
- CRUSIUS, J. y R.F. ANDERSON. 1995. Sediment focusing in six small lakes inferred from radionuclide profiles. *J.Paleolim.*, 13, 143-155.
- D'ELIA, C.F., P.A. STENDLER y N. CORWIN. 1977. Determination of total nitrogen in aqueous samples using persulfate digestion. *Limnol.Oceanogr.*, 22: 760-764.
- DE CASTRO, M., J. MARTÍN-VIDE y S. ALONSO. 2005. El Clima de España: Pasado, Presente y Escenarios de Clima para el Siglo XXI. En: *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. J.M. Moreno (coor.). Ministerio de Medio Ambiente.
- DE HOYOS, C. 1996. *Limnología del lago de Sanabria: variabilidad interanual del fitoplancton*. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca.
- DEARING, J. 1986. Core correlation and total sediment influx. En: *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. B.E. Berglund (ed.): 247-272. J.Wiley & Sons, Chichester.
- DRAKE, D.C. y R.J. NAIMAN. 2000. An evaluation of restoration efforts in fishless lakes stocked with exotic trout. *Conservation Biology* 14: 1807-1820.

- DURÁN MONTEJANO, L. 2003. *Implantación de una Red Meteorológica de Alta Montaña para la Obtención de Campos Meteorológicos de Alta Resolución*. Trabajo de Investigación de Tercer Ciclo. Departamento de Física de la Tierra, Astronomía y Astrofísica I (Geofísica y Meteorología). Universidad Complutense de Madrid.
- DUSSART, B. 1969. *Les copépodes des eaux continentales, vol. I y II*. París.
- GARCÍA DE JALÓN, D., G. PRIETO y F. HERVELLA. 1989. *Peces ibéricos de agua dulce*. Ed. Mundi-Prensa.
- GOMEZ CARUANA, F. y J.L. DÍAZ LUNA. 1991. *Guía de los peces continentales de la Península Ibérica*. Ed. Acción Divulgativa.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1992. Introducción a la ecología del Guadarrama. En: *La Sierra de Guadarrama. Naturaleza, Paisaje y Aire de Madrid*. Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- GOYKE, A.P. y A.E. HERSHEY. 1992. Effects of fish predation on larval chironomid (Diptera: Chironomidae) communities in an arctic ecosystem. *Hydrobiologia*, 240, 203-211.
- GRANADO, C. 1996. *Ecología de Peces*. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla.
- GRANADOS, I. y M. TORO. 2000a. Limnología en el Parque Natural de Peñalara: Nuevas aportaciones y perspectivas de futuro. En: *Actas de los Segundos Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y Valle del Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid.
- GRANADOS, I. y M. TORO. 2000b. Recent Warming in a High Mountain Lake (Laguna Cimera, Central Spain) Inferred by Means of Fossil Chironomids. *Journal of Limnology*, 59 (Suppl. 1): 109-119.
- GRANADOS, I., M. TORO y L. NAVALÓN. 2000. Control de Impactos Ambientales y Restauración del Medio en la Laguna de Peñalara y su Cuenca (Sierra de Guadarrama, Madrid). En *Conservación de Lagos y Humedales de Alta Montaña de la Península Ibérica*. I. Granados y M. Toro. (eds.). Servicio de Publicaciones de la Universidad Autónoma de Madrid.
- GRANADOS, I., M. TORO, S. ROBLES, J.M. RODRÍGUEZ, M.C. GUERRERO y C. MONTES. 2002. La paleolimnología como fuente de información ambiental: ejemplos de las lagunas de alta montaña del Sistema Central. En: *Actas de los Terceros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid.
- HÅKANSON, L. 1977. The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. *Can. J. Earth Sci.*, 14, 397-412.
- HÅKANSON, L. 1981. *A Manual of Lake Morphometry*. Springer Verlag. Berlin.
- HEM, J.D. 1989. *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. United States Geological Survey Water-Supply Paper 2254.
- HESSEN, D.O. 1993. DNA-damage and pigmentation in alpine and arctic zooplankton as bioindicators of UV-radiation. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 25: 482-486.
- ILLMAVIRTA, V. 1975. Diel periodicity in the phytoplankton community of the oligotrophic lake Pääjärvi, southern Finland. II. Late summer phytoplanktonic biomass. *Ann. Bot. Fenn.*, 12: 37-44.
- ILLMAVIRTA, V. 1980. Phytoplankton in 35 finnish brown-water lakes of different trophic status. En: *Developments in Hydrobiology* 3. M. Dokuli, H. Metz y D. Jewson. The Hague: Dr. W. Junk Publish.
- ILLMAVIRTA, V. 1983. The role of flagellated phytoplankton in chains of small brown-water lakes in southern Finland. *Ann. Bot. Fenn.*, 20: 187-195.

- JEFFREY, S.W. y G.F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in algal phytoplankton and higher plants. *Biochem. Physiol. Pflanzen*, 1967: 191-194.
- JEPPESEN, E., P. LEAVITT, L. DE MEESTER y J.P. JENSEN. 2001. Functional ecology and palaeolimnology: using cladoceran remains to reconstruct anthropogenic impact. *Trends in Ecology and Evolution*, 16[4], 191-198.
- JOHNSON, M.G., J.R. KELSO, O.C. Mc NEILL y W.B. MORTON. 1990. Fossil midge associations and the historical status of fish in acidified lakes. *Journal of palaeolimnology*, 3: 113-127.
- JOHNSON, D.M., T.H. MARTIN, P.H. CROWLEY y L.B. CROWDER. 1996. Link strength in lake littoral food webs: Net effects of small sunfish and larval dragonflies. *J N Amer Benthol Soc.*, 15: 271-288.
- KLEMETSEN, A., R. KNUDSEN, F.J. STALDVIK y P.A. AMUNDSEN. 2003. Habitat, diet and food assimilation of Arctic charr under the winter ice in two subarctic lakes. *Journal of Fish Biology*, 62: 1082-1098.
- KNAPP, R.A. y K.R. MATTHEWS. 1998. Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. *Restor.Ecol.*, 6: 207-213.
- KNAPP, R.A., K.R. MATTHEWS y O. SARNELLE. 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71(3): 401-421.
- KOPACEK, J., E. STUCHLIK, V. VYHNALEK y D. ZAVODSKY. 1996. Concentration of nutrients in selected lakes in the high Tatra mountains, Slovakia: Effect of season and watershed. *Hydrobiologia*, 319: 47-55.
- KROL, J., M. BENVENUTI y J. ROMANO. 1997. *Ion Analysis Methods for IC and CIA and Practical Aspects of Capillary Ion Analysis Theory*. Waters Corporation.
- LAGNTON, P.H. 1991. *A Key to Pupal Exuviae of west Palaearctic Chironomidae*. Publicación Particular del Autor.
- LAURION, I., M. VENTURA, J. CATALÁN, R. PSENNER y R. SOMMARUGA. 2000. Attenuation of ultraviolet radiation in mountain lakes: factors controlling the among- and within-lake variability. *Limnology and Oceanography* 45(6): 1274-1288.
- LI, H.W. y P.B. MOYLE. 1981. Ecological analysis of species introductions into aquatic systems. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 110: 772-782.
- LIKENS, G.E. 1985. *An ecosystem approach to aquatic ecology: Mirror lake and its environment*. New York: Springer Verlag.
- LINDEGAARD, C. 1995. Chironomidae (Diptera) of european cold springs and factors influencing their distribution. *Journal of The Kansas Entomological Society*, 68(2): 108-131.
- LOS LOBOS. 1930. Sondeos en la Laguna de Peñalara. *Peñalara*, 201: 249.
- LOTTER, A.F., H.J. BIRKS, W. HOFMANN y A. MARCHETTO. 1998. Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *Journal of Paleolimnology* 19: 443-463.
- LOZANO CABO, F. 1964. *Los peces de las aguas continentales españolas*. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza.
- MAITLAND, P.S. y K. LINSELL. 1980. *Guía de los peces de agua dulce de Europa*. Ed. Omega.

- MARGALEF, R. 1949. Datos para la hidrobiología de la Sierra de Guadarrama. *P. Inst. Biol. Apl.*, Tomo VI: 5-21.
- MARGALEF, R. 1953. *Los crustáceos de las aguas continentales ibéricas*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Ministerio de Agricultura. Madrid. 300 pp.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Barcelona. Ed. Omega.
- MASSABUAU, J.C. 1997. *Looking for arctic charr in remote mountain lakes*. Centre National de la Recherche Scientifique. Formato Video VHS. 13 minutos.
- McNAUGHT, A.S., D.W. SCHINDLER, B.R. PARKER, A.J. PAUL, R.S. ANDERSON y D.B. DONALD. 1999. Restoration of the food web of an alpine lake following fish stocking. *Limnology and Oceanography* 44(1): 127-136.
- MEDINA SANCHEZ, J.M., M. VILLAR ARGAIZ y P. CARRILLO. 2002. Modulation of the bacterial response to spectral solar radiation by algae and limiting nutrients. *Freshwater Biology* 47: 2191-2204.
- MERRIT, R.W. y K.W. CUMMINS. 1984. *An introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company. 2nd Edition.
- MILLER, J.M. 1974. The food of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) (Mitchill) fry from different subsections of Lawrence Creek, Wisconsin. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 103: 130-34.
- MOORE, P.D., J.A. WEBB y M.E. COLLINSON. 1991. *Pollen Analysis*. Blackwell, Oxford.
- MOSELLO, R, M. BIANCHI, H. GEISS, W. LEYENDECKER, A. MARCHETTO, G. SERRINI, G. SERRINI-LANZA, G.A. TARTARI y H. MUNTAU. 1998. AQUACON-MedBas-Subproject n°6. *Acid Rain Analysis. Intercomparison 1/97*. Joint Research Centre EUR 18135 EN.
- MOSELLO, R, M. BIANCHI, H. GEISS, A. MARCHETTO, G. SERRINI, G. SERRINI-LANZA, G.A. TARTARI y H. MUNTAU. 1995. AQUACON-MedBas-Subproject n°6. *Acid Rain Analysis. Intercomparison 1/94*. Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. Volume 54.
- MULLEN, J.W. 1958. A compendium of the life history and ecology of the eastern brook trout, *Salvelinus fontinalis* Mitchell. Mass Div, Fish.Game, Fish Bull.23. 37 p.
- NEWMAN L.E. y R.B. DUBOIS (eds.). 1996. *Status of brook trout in Lake Superior*. Lake Superior Technical Committee.
- OBERMAIER, H. y J. CARANDELL. 1917. Los glaciares cuaternarios de la Sierra de Guadarrama. *Trab. Museo Nac.Cienc.Nat. (Ser. Geológica)*, 19: 1-75.
- OECD. 1982. *Eutrophisation des eaux. Methodes de surveillance d'evaluation et de lutte*. Paris.
- PALACIOS, D., N. DE ANDRÉS y E. LUENGO. 2003. Distribution and effectiveness of nivation in Mediterranean mountains: Peñalara (Spain), *Geomorphology* 54: 157-178.
- PARDO, L. 1948. *Catálogo de los lagos de España*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, M° de Agricultura, Madrid. 1-522.
- PEDRAZA, J., R.M. CARRASCO, J.F. MARTÍN-DUQUE y M.A. SANZ SANTOS. 2004. El Macizo de Peñalara (Sistema Central Español). Morfoestructura y modelado. *Bol.R.Soc.Esp.Hist.Nat.(Sec. Geol.)*, 99(1-4): 185-196.
- PETROV, M.P., A. YU. TERZHEVIK, N.I. PALSHIN, R.E. ZDOROVENNOV y G.E. ZDOROVENNOVA. 2005. Absorption of Solar Radiation by Snow-and-Ice Cover of Lakes. *Water Resources* 32: 496-504.

- PLANAS, D. 1991. Factors controlling phytoplankton community structure in an alkaline versus a softwater lake. *Oecologia Aquatica*, 1: 3-106.
- PREMAZZI, G. y G. CHIAUDANI. 1992. *Ecological Quality of Surface Waters*. Environment Quality of Life series. Joint Research Centre. Commission of the European Communities.
- PSENNER, R. 1988. Alkalinity generation in a soft-water lake: Watershed and in-lake processes. *Limnol. Oceanogr.*, 33(6 Part.2): 1463-1475.
- PSENNER, R. 1989. Chemistry of high mountain lakes in siliceous catchments of the Central Eastern Alps. *Aquatic sciences*, 51/2: 108-128.
- PSENNER R y J. CATALÁN. 1994. Chemical composition of lakes in crystalline basins: a combination of atmospheric deposition, geologic background, biological activity and human action. En: *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. R. Margalef (ed.). Elsevier Science B.V., pp 255-314.
- RALEIGH, R.F. 1982. *Habitat suitability index models: Brook Trout*. U.S. Dept. Int. Fish. Wildl. Ser. FWS/OBS/10.24. 42 p.
- REYNOLDS, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge. University Press.
- RINCÓN, P.A., J. BOSCH y L. BOYERO. 2003. Seguimiento y biomanipulación de la población de salvelino en el arroyo de la laguna Grande. En: *Estado de Conocimiento de la Fauna de Peñalara. Anfibios. Año 2003*. J. Bosch, P.A. Rincón, I. Martínez-Solano, L. Boyero, A. Machordom, M.C. Fisher y L. Berger. Informe para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- ROMO, S. 1991. *Estudio del fitoplancton de la Albufera de Valencia, una laguna hipereutrófica y somera, entre 1980 y 1988*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- ROSE, N. 1990. A method for the extraction of carbonaceous particles from lake sediment. *J. Palaeolimnol.*, 3: 345-353.
- ROSEN, G. 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica*, 13(2): 263-290.
- ROSSARO, B. 1982. *Chironomidii*, 2. Consiglio Nazionale Delle Ricerche AQ/1/171. Guide Per il Riconoscimento delle Specie Animali Deelee Acque Interne Italiane N°16
- SÁENZ DE MIERA, A. 1992. En: *La Sierra de Guadarrama. Naturaleza, Paisaje y Aire de Madrid*. Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, 1992
- SANDGREN, C.D. 1988. The ecology of chrysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. En: *Growth and reproductives strategies of freshwater phytoplankton*. C.D. Sandgren (ed.). Cambridge University Press.
- SANZ-ELORZA, M., E.D. DANA, A. GONZÁLEZ y E. SOBRINO. 2003. Changes in the High-mountain Vegetation of the Central Iberian Peninsula as a Probable Sign of Global Warming. *Annals of Botany*, 92: 273-280.
- SANZ-HERRAIZ, C. 1977. Morfología glaciar en la Sierra de Guadarrama. El modelado de las áreas glaciares y periglaciares (Peñalara-Los Pelados). *V Coloquio de Geografía, Granada*, 49-55.
- SANZ-HERRAIZ, C. 1988. *El relieve del Guadarrama Oriental*. Consejería de Política Territorial, Comunidad de Madrid. 547 pp.
- SANZ-HERRAIZ, C. 1999. Geomorfología glaciar del Parque Natural de Peñalara. En: *Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Consejería de medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.

- SCHINDLER, D.W. 1971. A hypothesis to explain differences and similarities among lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *J.Fish.Res.Board Can.*, 28(2): 295-301.
- SCOTT, W.B. y E.J. CROSSMAN. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Fish. Res. Bd. Can. Bull. 184. Ottawa.
- SLUSARCZYK, M. 1997. Impact of fish predation on a small-bodied cladoceran: limitation or stimulation?. *Hydrobiologia*, 342/343, 215-221.
- SORIANO, O. 1995. *Los quironómidos (Diptera, Chironomidae) de Madrid : efecto de la regulación ejercida por el embalse del Vado (Guadalajara, España) sobre una comunidad de quironómidos*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Edición electrónica en 2002.
- STANFORD, LL., J.E. REUTER y C.R. GOLDMAN. 1983. Littoral zone production of oligotrophic lakes. En: *Periphyton of freshwater ecosystems*. R.G. Wetzel (ed.). The Hague, Dr. W. Junk Publishers, pp. 161-167.
- STENSON, J.A. 1982. Fish impact on rotifer community structure. *Hydrobiologia*, 87, 57-64.
- STOCKNER, J.G. y W.W. BENSON. 1967. The succession of diatom assemblages in the recent sediments of Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 513-532.
- STRAYER, D.L. 1991. Perspectives on the size structure of lacustrine zoobenthos, its causes, and its consequences., *J.N.Am.Benthol.Soc.* 10(2): 210-221.
- TAIT, D. y B. THALER. 2000. Atmospheric deposition and lake chemistry trends at a high mountain site in the eastern Alps. *Journal of Limnology*, 59(1): 61-71.
- TORO, M. En Prensa. Las lagunas del Macizo de Peñalara (Sierra de Guadarrama): de los primeros naturalistas y científicos a los problemas de conservación a comienzos del siglo XXI. *Bol. Real Soc. Esp. Hist. Nat. (Secc. Biol)*.
- TORO, M. e I. GRANADOS (coord). 2001. *Las lagunas de la Sierra de Gredos*. Monografías de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León. Ed. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- TORO, M. e I. GRANADOS. 1997. *Laguna de Peñalara. Seguimiento Limnológico y Control de las Medidas Adoptadas en la Gestión del Parque Natural. (julio 1995 - diciembre 1996)*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid. 130 pp.
- TORO, M. e I. GRANADOS. 1998a. *Laguna de Peñalara. Seguimiento Limnológico y Control de las Medidas Adoptadas en la Gestión del Parque Natural. (Año 1997)*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid. 52 pp.
- TORO, M. e I. GRANADOS. 1998b. *Inventario, Cartografía y Caracterización de las Charcas y Lagunas del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid. 100 pp.
- TORO, M. e I. GRANADOS. 1999a. *Laguna de Peñalara. Seguimiento Limnológico y Control de las Medidas Adoptadas en la Gestión del Parque Natural. (Año 1998)*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid. 48 pp.
- TORO, M. e I. GRANADOS. 1999b. Los Humedales del Parque Natural de Peñalara. En: *Actas de los Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y Valle del Paular*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. 226 pp.
- TORO, M. e I. GRANADOS. 2000. *Laguna de Peñalara. Seguimiento Limnológico y Control de las Medidas Adoptadas en la Gestión del Parque Natural. (Año 1999)*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid. 48 pp + CD-ROM.

- TORO, M. e I. GRANADOS. 2002. Restoration of a small high mountain lake after recent tourist impact: the importance of limnological monitoring and paleolimnology. *Water, Air & Soil Pollution.*, Focus 2: 295-310
- TORO, M., I. GRANADOS y L. NAVALÓN. 2000. Las lagunas del macizo de Peñalara (Sierra de Guadarrama, Madrid). En: *Conservación de Lagos y Humedales de Alta Montaña de la Península Ibérica*. I. Granados y M. Toro (eds.). Servicio de Publicaciones de la Universidad Autónoma de Madrid.
- TORO, M. y C. MONTES. 1993. *Bases Limnológicas para la Gestión del Sistema Lagunar del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*. Informe del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid para la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- VALLEDOR DE LOZOYA, A. 1980. Fauna malacológica de los lagos montanos del Pirineo y Sistema Central. *Bol.R.Soc.Esp.Hist.Nat.(Biol.)*. 78:403-415
- VIDAL BOX, C. 1931. Macizo de Peñalara. Descripción Geográfico-Geológica e Itinerarios. En: Hernández-Pacheco, E. (Dir.). *Guías de los Sitios Naturales de Interés Nacional. Nº 1*. Junta de Parques Nacionales y Patronato Nacional de Turismo [edición facsimile, 2000].
- VINEBROOKE, R.D. y P.R. LEAVITT. 1996. Effects of ultraviolet radiation on periphyton in an alpine lake. *Limnology and Oceanography* 41(5): 1035-1040.
- VINEBROOKE, R.D. y P.R. LEAVITT. 1999. Differential Responses of Littoral Communities to Ultraviolet Radiation in an Alpine Lake. *Ecology* 80(1): 223-237.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem.Ist.Ital.Idrobiol.*, 33: 53-88.
- WATHNE, B.M. y H.H. HANSEN. 1997. *MOLAR. Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake ecosystem to environmental change: A program of Mountain lake Research. MOLAR Project Manual*. NIVA Report 0-96061, Oslo.
- WELCH, P.S. 1935. *Limnology*. New York. Mc.Graw-Hill Co. 481 pp.
- WILLEN, T. 1961. Lake Södra Vixen. S. Sweden and its phytoplankton. *Botaniska Notiser.*, 114(4): 371-388.
- WILLIAMS, D.D. 1981. The first diets of post-emergent brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) alevins in a Quebec river. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 765-71.
- WINDER, M., H.R. BURGI y P. SPAAK. 2003. Mechanisms regulating zooplankton populations in a high-mountain lake. *Freshwater-Biology* 48: 795-809.
- WUNSAM, S. y R. SCHMIDT. 1995. A diatom-phosphorus transfer function for Alpine and pre-alpine lakes. *Mem.Ist.Ital.idrobiol.* 53: 85-99.



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del Parque Natural de Peñalara en la Comunidad de Madrid.....	5
Figura 2. Límites del Sitio Ramsar de los Humedales del Macizo de Peñalara, junto con los principales sectores de humedales y lagunas del Parque Natural.....	7
Figura 3. Cuencas hidroclógicas del Parque Natural de Peñalara.....	9
Figura 4. Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara (CEAP), junto con las diferentes subcuencas que comprende.....	11
Figura 5. Ortofoto de la Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara (arriba), donde se han señalado las dos subcuencas más importantes: la de la laguna de Peñalara y la del arroyo de las Hoyas/Dos Hermanas. En la parte inferior se muestran los diferentes h.....	12
Figura 6. Histogramas de la altitud y la pendiente de la cuenca de la laguna Grande de Peñalara (izquierda). Porcentaje de la superficie orientado a los distintos puntos cardinales (derecha).....	13
Figura 7. Localización de las estaciones meteorológicas de la RMPNP.....	24
Figura 8. Evolución de la temperatura media anual en el puerto de Navacerrada.....	25
Figura 9. Evolución de la temperatura mensual en el Puerto de Navacerrada. Se muestra la diferencia entre las temperaturas registradas antes de 1980 y después de esa fecha.....	28
Figura 10. Evolución de la precipitación anual desde mediados de siglo en el puerto de Navacerrada.....	29
Figura 11. Evolución de las temperaturas máximas y mínimas en el puerto de Navacerrada desde 1990.....	32
Figura 12. Comparación de las temperaturas medias mensuales en el puerto de Navacerrada desde 1990.....	33
Figura 13. Evolución de la precipitación diaria y mensual en el puerto de Navacerrada desde 1990.....	36
Figura 14. Horas de Sol diarias en el puerto de Navacerrada.....	38
Figura 15. Velocidad media y máxima mensual en el Refugio Zabala.....	40
Figura 16. Correlación entre la temperatura media diaria en la estación meteorológica del puerto de Navacerrada y la del Refugio Zabala.....	41
Figura 17. Batimetría de la laguna de Peñalara. Se muestra el perfil batimétrico del eje máximo (AB) y de la anchura máxima (CD).....	44
Figura 18. Relación entre la profundidad, el área y el volumen de la laguna de Peñalara.....	46
Figura 19. Evolución del nivel del agua de la laguna de Peñalara, respecto a la precipitación diaria.....	49
Figura 20. Porcentaje de cambio volumétrico de la laguna de Peñalara.....	50
Figura 21. Porcentaje de renovación de la laguna de Peñalara.....	51
Figura 22. Caudal medio diario del arroyo de la laguna Grande de Peñalara en la estación de aforos de la CEAP.....	53
Figura 23. Respuesta del caudal al incremento de temperatura ambiental durante los meses de deshielo (arriba), y como repuesta a la precipitación estival (abajo).....	54
Figura 24. Profundidad de visión del disco de Secchi en la laguna de Peñalara. En rojo aparece la zona de la columna de agua que queda por debajo de la profundidad de visión del disco de Secchi.....	55
Figura 25. Radiación media que llega a la parte superior de la columna de agua en contacto con el hielo. Se ha incluido la estructura de la cubierta de hielo, conforme a la Figura 33, para señalar el efecto que el espesor y estructura de ésta tiene en la t.....	57
Figura 26. Radiación fotosintéticamente activa (PAR) integrada en períodos de 5 minutos. La radiación incidente es la que recibe la lámina de agua, mientras que la transmitida es la radiación que ha alcanzado los 3,5 metros de profundidad.....	58
Figura 27. Modelo de extinción lumínica en la columna de agua de la Laguna Grande de Peñalara (izquierda), y relación entre la radiación incidente y la transmitida a 3,5 m de profundidad.....	58
Figura 28. Evolución de la temperatura del agua en la laguna Grande de Peñalara.....	61
Figura 29. Perfiles de temperatura y del cuadrado de la frecuencia de Brunt-Väisälä, como indicador de la resistencia mecánica de una capa de agua a la mezcla vertical.....	63
Figura 30. Temperatura máxima y mínima diaria del agua de la laguna Grande de Peñalara a 0,5 m de profundidad.....	65
Figura 31. Relación de la temperatura del agua de la laguna Grande de Peñalara con las condiciones meteorológicas.....	67
Figura 32. Temperatura del agua a 0,5 y 3,5 metros de profundidad en la laguna Grande de Peñalara durante el seguimiento del ciclo diario.....	68
Figura 33. Evolución y estratigrafía de las diferentes cubiertas de hielo invernal.....	70
Figura 34. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua de la Laguna de Peñalara.....	74
Figura 35. Evolución de la saturación de oxígeno disuelto en la columna de agua de la Laguna de Peñalara.....	75
Figura 36. Evolución del oxígeno disuelto (concentración y saturación) en el agua de superficie y de fondo en la laguna de Peñalara.....	76
Figura 37. Concentración de oxígeno disuelto a lo largo de un ciclo diario en la laguna Grande de Peñalara (arriba), y porcentaje de saturación de oxígeno (abajo).....	77
Figura 38. Evolución de los cationes mayoritarios en la laguna de Peñalara.....	79
Figura 39. Evolución de los aniones mayoritarios en la laguna de Peñalara.....	79

Figura 40. Diagramas temarios de la concentración porcentual de los distintos iones en el agua de la laguna de Peñalara.	81
Figura 41. Evolución de la concentración de sílice en la laguna Grande de Peñalara.	83
Figura 42. Evolución de la conductividad en la laguna de Peñalara.	84
Figura 43. Ejemplo de perfil de conductividad y temperatura bajo la cubierta de hielo (izquierda) y durante el período estival (derecha). El primer caso es muy frecuente, pero el segundo sólo ocurre en contadas ocasiones. en las que predominan condiciones.	86
Figura 44. Conductividad del agua superficial de la laguna Grande de Peñalara a lo largo de un ciclo diario.	87
Figura 45. Evolución del pH en la laguna de Peñalara.	89
Figura 46. Ejemplo de perfil vertical de temperatura, conductividad y pH bajo la cubierta de hielo.	91
Figura 47. Evolución del Fósforo Total y Nitrógeno Total en la laguna de Peñalara.	92
Figura 48. Relación NT/PT en la laguna de Peñalara.	93
Figura 49. Evolución de la concentración de clorofila <i>a</i> en la laguna de Peñalara.	95
Figura 50. Abundancia y biomasa bacteriana en la laguna de Peñalara.	96
Figura 51. Evolución del fitoplancton (n° células/ml) en la laguna de Peñalara (jul-95/nov-96).	98
Figura 52. Evolución del biovolumen celular del fitoplancton ($\times 10^3 \mu\text{m}^3/\text{ml}$) en la laguna de Peñalara (jul-95/nov-96).	99
Figura 53. Evolución de las principales especies (n° células/ml) de Chlorophyta en la laguna Grande de Peñalara (jul-95/nov-96).	101
Figura 54. Evolución de las principales especies (n° células/ml) de Cyanophyta en la laguna Grande de Peñalara (jul-95/nov-96).	103
Figura 55. Evolución de las especies zooplanctónicas (% individuos) en la Laguna de Peñalara (jul-95/nov-96).	109
Figura 56. Concentración media y máxima anual de fósforo total en la Laguna de Peñalara.	120
Figura 57. Concentración media y máxima anual de nitrato y amonio en la Laguna Grande de Peñalara.	121
Figura 58. Concentración media y máxima anual de clorofila <i>a</i> en la Laguna de Peñalara.	121
Figura 59. Mapa de los estados erosivos del litoral de la laguna de Peñalara, en 1993.	127
Figura 60. Tasa de sedimentación (peso seco) en la laguna de Peñalara, estimada a partir del sedimento recogido en las trampas de sedimento situadas a 1,3 m y 2,6 m sobre el fondo de la laguna. En 2005 sólo hay datos hasta junio.	132
Figura 61. Porcentaje de materia orgánica del peso seco del material recogido en las trampas de sedimento situadas a 1,3 m y 2,6 m sobre el sedimento de la laguna de Peñalara.	133
Figura 62. Porcentaje medio de materia orgánica del material sedimentado en cada uno de los meses, con el error estándar. En enero y febrero no hay datos suficientes, ya que en estos meses la laguna suele estar cubierta de hielo y no se puede acceder a las.	134
Figura 63. Estimación de la acumulación anual de sedimento en la laguna Grande de Peñalara (izquierda) y porcentaje acumulado de la sedimentación a lo largo del año (derecha).	135
Figura 64. Esquema de la red trófica simplificada de la laguna Grande de Peñalara tras la introducción del salvelino.	140
Figura 65. Densidad media de invertebrados bentónicos dentro y fuera del limnocorral litoral.	146
Figura 66. Densidad media de las distintas especies de tricópteros dentro y fuera del limnocorral litoral.	147
Figura 67. Densidad media de las distintas especies de quironómidos dentro y fuera del limnocorral litoral.	149
Figura 68. Densidad media de crustáceos y rotíferos zooplanctónicos dentro y fuera del limnocorral pelágico.	150
Figura 69. Histogramas de la longitud furcal de los ejemplares de salvelino capturados en las dos primeras campañas de la erradicación.	153
Figura 70. Histograma de la longitud furcal de la población de salvelinos capturados en la laguna de Peñalara.	154
Figura 71. Relación entre la longitud furcal y el peso de los salvelinos capturados en la laguna de Peñalara.	156
Figura 72. Nº de familias de invertebrados acuáticos capturados en la laguna de Peñalara.	158
Figura 74. Correlación entre la precipitación anual y la tasa de sedimentación, antes y después de 1970.	168
Figura 73. Tasa de sedimentación ($\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) y de acumulación (cm/año) en la laguna de Peñalara. Se ha incluido la precipitación anual de la estación meteorológica del puerto de Navacerrada.	168
Figura 75. Modelo teórico que explica las diferencias observadas en la relación entre la tasa de sedimentación y la precipitación anual antes y después de 1970. Ver explicación detallada en el texto.	169
Figura 76. Perfil estratigráfico de diatomeas subfósiles en los primeros centímetros del sedimento de la laguna de Peñalara.	171

ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

Foto 1. Laguna Grande de Peñalara.....	6
Foto 2. Algunas de las estaciones principales y balizas meteorológicas de la Red Meteorológica del Parque Natural de Peñalara.....	22
Foto 3. Nevero en el circo de la laguna Grande de Peñalara.....	27
Foto 4. Laguna de Peñalara. Obsérvese la presencia de numerosos bloques de piedra dispersos por la cubeta.....	45
Foto 5. Laguna Grande de Peñalara durante el deshielo, cuando presenta su máximo nivel de agua.....	47
Foto 6. Instalación de la cadena de termistores en la columna de agua de la laguna.....	64
Foto 7. Cubierta de hielo invernal de la laguna de Peñalara.....	69
Foto 8. Deshielo en la laguna de Peñalara.....	71
Foto 9. Muestreo invernal en la laguna de Peñalara.....	71
Foto 10. La laguna Grande de Peñalara en invierno.....	82
Foto 11. Ejemplos de frústulos o esqueletos silíceos de las diatomeas, vistos al microscopio electrónico de barrido.....	105
Foto 12. Único ejemplar de macrofito, <i>Callitriche brutia</i> , encontrado en la laguna Grande de Peñalara.....	113
Foto 13. Masificación de visitantes en la laguna de Peñalara, durante la travesía de la laguna que se celebraba el primer domingo de agosto.....	115
Foto 14. Visión subacuática del fondo de la laguna de Peñalara.....	116
Foto 15. Campaña de limpieza de residuos sólidos acumulados en el fondo de la Laguna Grande, realizada el 23 de septiembre de 1990. A la derecha se puede observar la cantidad de residuos retirados.....	117
Foto 16. Retirada de residuos de la laguna de Peñalara, coincidiendo con la realización de los muestreos del seguimiento limnológico.....	117
Foto 17. Bidón recuperado del fondo de la laguna, en agosto de 2000. Obsérvese también la gran cantidad de residuos recuperados.....	118
Foto 18. Estudios de tricópteros leptocécridos de la laguna de Peñalara, que han incorporado durante su construcción diminutos fragmentos de plástico acumulados en el sedimento de la laguna.....	118
Foto 19. Ganado vacuno en la laguna Grande de Peñalara. Obsérvese (derecha) que la presencia de ganado tiene como consecuencia la acumulación de numerosas boñigas en la orilla de la laguna e, incluso, en el interior de ésta.....	125
Foto 20. Erosión y compactación del suelo en la zona de la morrena que cierra la laguna de Peñalara.....	126
Foto 21. Mantas vegetales para proteger al suelo de la erosión y ayudar a la recolonización vegetal mediante la germinación de semillas.....	128
Foto 22. Comparación de la cobertura vegetal de la morrena en 1993 y en el año 2004. Obsérvese que a pesar de haber experimentado una notable mejoría, en este intervalo aún se perdió gran cantidad de suelo, como muestra la desaparición de la "cresta" de su.....	129
Foto 23. Las trampas de sedimento instaladas en la laguna Grande de Peñalara constan de tres tubos (réplicas), protegidas por un tubo de PVC opaco para evitar crecimientos de perifiton en el interior del tubo de metacrilato. Se instalan en pareja, con una.....	130
Foto 24. Plantación de cervuno (<i>Nardus stricta</i>) para la restauración de la morrena. Se han plantado en pequeñas "islas", que en la foto aparecen con un color verde intenso, y desde las que se espera la colonización de la morrena por reproducción vegetativa.....	136
Foto 25. <i>Salvelinus fontinalis</i> , salmónido introducido en la laguna Grande de Peñalara a principios de la década de 1970.....	137
Foto 26. Limnocorales empleados para la cuantificación del impacto del salvelino. A la Izquierda el limnocorral litoral, y a la derecha el limnocorral pelágico.....	145
Foto 27. Diferencia de talla entre los tricópteros <i>Allogamus ligonifer</i> (arriba) y <i>Athripsodes</i> sp. (abajo). La diferencia de talla es más evidente sin su estuche característico (recuadro de la esquina inferior izquierda), aunque a efectos de la depredación.....	148
Foto 28. Una larva y dos adultos del coleóptero <i>Oulimnius tuberculatus</i> , la única especie de este grupo que habitaba la laguna Grande de Peñalara tras la llegada del salvelino, gracias a que su pequeño tamaño le permitía escapar con relativa facilidad a la.....	160
Foto 29. Coleópteros y heterópteros acuáticos encontrados tras la erradicación del salvelino. Sólo una de las especies de menor tamaño, el coleóptero <i>Oulimnius tuberculatus</i> , también se encontraba en la laguna antes de la erradicación.....	161
Foto 30. <i>Cordulegaster boltoni</i> (izquierda) y <i>Gerris</i> sp. (derecha).....	162

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Superficies de las cuencas de captación de los diferentes arroyos que nacen en el interior del Parque Natural de Peñalara	8
Tabla 2. Clasificación jerarquizada de las superficies hidrológicas de la <i>Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara</i> , incluyendo dos cuencas endorreicas contiguas.....	10
Tabla 3. Superficie y porcentaje de los distintos hábitats de la Cuenca Experimental del Arroyo de Peñalara	10
Tabla 4. Características de la cuenca de captación de la laguna Grande de Peñalara	13
Tabla 5. Superficie y porcentaje de los distintos hábitats de la cuenca de la laguna de Peñalara	14
Tabla 6. Metodologías empleadas en los análisis físico-químicos.....	16
Tabla 7. Ubicación y características de las estaciones de la RMPNP	23
Tabla 8 Media de las temperaturas mensuales antes de 1980 y después de esa fecha. Se señalan con un asterisco aquellos meses en los que esta diferencia es significativa (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).....	27
Tabla 9. Principales parámetros morfométricos de la laguna de Peñalara.....	43
Tabla 10. Variabilidad de los porcentajes de las concentraciones iónicas en el agua de la laguna de Peñalara	81
Tabla 11. Macroinvertebrados bentónicos encontrados en la laguna Grande de Peñalara	111
Tabla 12. Delimitación del estado trófico según el sistema cerrado propuesto por la OCDE (1982)	122
Tabla 13. Delimitación del estado trófico según el sistema abierto propuesto por la OCDE (1982).....	124
Tabla 14. Crustáceos zooplandónicos encontrados por Margalef (1949) y las encontradas en la década de 1990 (Toro y Montes, 1993; Toro y Granados, 1998). Para estas últimas, se cita entre paréntesis el porcentaje de muestras en que se ha encontrado cada es	141
Tabla 15. Tamaño medio y desviación estándar de las distintas clases de edad del salvelino en la laguna Grande de Peñalara.....	155



Comunidad de Madrid

CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO