

El ambiente abiótico del lago de la Casa de Campo (Madrid, España)

The abiotic environment of Casa de Campo Lake (Madrid, Spain)

Miguel Álvarez Cobelas

Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Serrano 115 dpdo., 28006 Madrid,
malvarez@mncn.csic.es

Recibido: 20 de abril de 2021, Aceptado: 21 de mayo de 2021.
Publicado electrónicamente: 1 de junio de 2021.

Palabras clave: Lagos urbanos, Nutrientes, Eutrofización, Ciclo anual, Largo plazo, Madrid, España.

Keywords: Urban lakes, Nutrients, Eutrophication, Annual cycle, Long-term, Madrid, Spain.

RESUMEN

Dado el imparable crecimiento de la población en las ciudades de todo el mundo, se está prestando cada vez más atención a los lagos de entornos urbanos y periurbanos. En este artículo se describe mensualmente la físico-química del Lago de la Casa de Campo durante un ciclo anual tras su inundación en 2019, comparándola con datos antiguos y con otros lagos de la misma índole existentes en otras zonas del Globo. Paralelamente, se han analizado también las aguas del arroyo Meaques, la principal vía de aporte hídrico al Lago. Este es polimíctico, de baja salinidad, eutrófico y su dinámica nutritiva muestra pautas claramente estacionales para el nitrógeno y menos patentes para el carbono orgánico o el fósforo. La clorofila fitoplanctónica, sin embargo, no siguió dichas pautas porque la recolonización de las algas ocurrió lentamente durante los primeros meses, sin dar tiempo a que tuviera lugar el máximo estival de ese año. La limitación del crecimiento vegetal en este ecosistema se debe fundamentalmente al fósforo. Las concentraciones de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo son similares a las de otros lagos urbanos del mundo. Aparte del enriquecimiento nutritivo, derivado fundamentalmente de la escorrentía en su cuenca hidrográfica y en el entorno de su cubeta y de aportes de aguas residuales no ubicados, el Lago carece de contaminación por metales pesados o productos de síntesis orgánica. Para mejorar la calidad ambiental del mismo sería conveniente identificar y eliminar las fuentes puntuales de contaminación.

ABSTRACT

Arising from the unstoppable growth of cities worldwide, more concern on environmental quality has recently been devoted to urban and periurban lakes. Monthly physico-chemical variables of the Casa de Campo Lake, an artificial basin in Western Madrid city, are reported here for an annual cycle following its reflooding in 2019 and comparing them with those of other similar environments. Nutrient features of the main watercourse draining to the Lake have also been studied. The Lake is a polymictic, low-salinity and eutrophic site and its nutrient dynamics shows a seasonal pattern for nitrogen, but subtle seasonality for organic carbon and phosphorus. Phytoplankton chlorophyll-a, however, does not follow the same patterns because algal recolonization has taken place slowly in the first months, not enabling the summer peak to occur. The Lake is mostly phosphorus-limited. Organic phosphorus, nitrogen and phosphorus concentrations are roughly similar to those of other urban lakes. Nutrient enrichment aside, arising from both the unlocalized setting of wastewater point sources and the catchment and surrounding runoff, the Lake does not experience pollution by heavy metals and organics. The Lake environmental quality could be improved if those point sources were identified and abated.

I. INTRODUCCIÓN

Los lagos artificiales de parques y jardines han tenido una importancia histórica por su utilidad para el recreo de la realeza, primero, y del pueblo llano, mucho después. Hay una tradición muy antigua de estanques artificiales en China y Japón (SHIGEMORI,

1979; LI, 1994; KESWICK, 2003). Los emperadores romanos tampoco fueron inmunes a las propiedades sedantes del agua, como atestiguan los estanques de la Villa Adriana (SAPELLI, 2010). Los árabes, procedentes originariamente de territorios muy áridos, tuvieron mucho interés por el agua como elemento decorativo, aunque asociado fundamentalmente a fuentes ornamentales, *qanats* y albercas de riego (PAVÓN MALDONADO, 1991). La larga y más oscura Edad Media cristiana ocultó todos estos desarrollos de la ingeniería hídrica para hacerlos reaparecer bien entrado el Renacimiento europeo. En concreto, parece probable que uno de los reintroductores occidentales de la necesidad de estanques artificiales fuera Felipe II, asociándolos a un empleo más complejo de los paisajes construidos para su uso y disfrute que el existente hasta su época. Este rey fue el creador de un tipo de paisaje artificial bastante inédito hasta entonces, el cual conjugaba el placer con la utilidad (véase más abajo). Fue el caso de la zona hoy conocida como *Casa de Campo*.

Los estanques artificiales en entornos periurbanos han gozado en las últimas décadas de cierto aprecio por los estudiosos científicos (BIRCH & McCASKIE, 1999; HASSALL, 2014), dando lugar a un buen número de trabajos sobre el tema (OLIVER *et al.*, 2019). La creciente urbanización de la mayor parte de los países del mundo ha revalorizado la importancia de los entornos “naturalizados” y, por tanto, la de los lagos naturales, estanques artificiales y corrientes fluviales en entornos urbanos y periurbanos (HILL *et al.*, 2017). Raro es el parque europeo que no tiene un estanque artificial, de mayor o menor extensión, en parte por los efectos beneficiosos que el agua ejerce sobre el ambiente circundante (NASELLI-FLORES, 2008). Ello ha impulsado muchos trabajos sobre la limnología de esos estanques, entre los que se cuentan desde el histórico de Celso ARÉVALO (1923) en el estanque del Retiro madrileño hasta los más recientes en otras zonas del globo, como los de MARTÍNEZ-ARROYO & JAUREGUI (2000), OLDING *et al.* (2000), MOORE *et al.* (2003), CHEN *et al.* (2020), entre otros (véase también la bibliografía citada por ROMO & BÉCARES, 1998a). Incluso se han llevado a cabo experiencias de restauración ambiental en algunos de ellos (ROSIŃSKA *et al.*, 2017; RULEY & RUSCH, 2004; ZĘBEK & NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE, 2016).

El estanque grande de la Casa de Campo (o Lago de la Casa de Campo) ha sufrido muchas vicisitudes constructivas desde su creación en 1562 (véase más abajo). Con todo, puede considerarse como el mayor ambiente acuático estancado de la Villa de Madrid (ÁLVAREZ COBELAS, 2021), al que se le ha prestado bastante atención, pero de un modo deslavazado y sin atender a la cuenca hidrográfica que lo condiciona. Los únicos estudios hídricos que se han publicado sobre él son los de ROMO & BÉCARES (1994, 1998a, b), impulsados por la preocupación municipal por la falta de transparencia de sus aguas en 1992 y 1993, la cual intentó paliarse tratando los florecimientos de fitoplancton con sulfato de cobre, un alguicida potente, pero de efectos poco duraderos (BENITO IGUALADOR *et al.*, 1998).

Además de las modificaciones históricas sufridas por el estanque, el Lago se ha desecado en 1933, 1971 y 1983 para dragarlo y limpiarlo e, incluso, para localizar un cadáver, el del marqués del Río en 1823 (APARISI LAPORTA, 2003). En 2017 y 2018 el ayuntamiento de Madrid acometió distintas obras de mejora de la obra civil del entorno, vaciando el Lago y aprovechando para reacondicionar la entrada (desde el arroyo Meaques) y la salida de aguas e introducir una población de tencas. El estanque se volvió a inundar hacia enero de 2019, momento que me pareció idóneo para emprender un estudio de la físico-química del mismo, asociado al de su cuenca hidrográfica y al del fitoplancton. El presente trabajo refiere los datos conocidos sobre el ambiente abiótico del Lago de la Casa de Campo, prestando una atención especial a sus cambios físico-químicos ocurridos durante el ciclo anual 2019-2020 a escala mensual. La pandemia del Covid-19 en marzo de 2020 interrumpió los muestreos, pero considero que la información de que dispongo es suficiente para ofrecer una panorámica del ambiente físico-químico de este ecosistema periurbano y relacionarla con sus cambios a largo plazo.

2. LUGAR DE ESTUDIO

2.1. Geografía y morfometría

El Lago se halla en la zona terminal de la cuenca del arroyo Meaques (Figura 1), un territorio complejo y no demasiado grande, pero muy modificado ambientalmente desde el siglo XIX (ROLDÁN CALZADO, 2017). La extensión de la cuenca asciende a unas 2000 ha. El arroyo discurre sobre arcosas, lo cual favorece la infiltración de las aguas

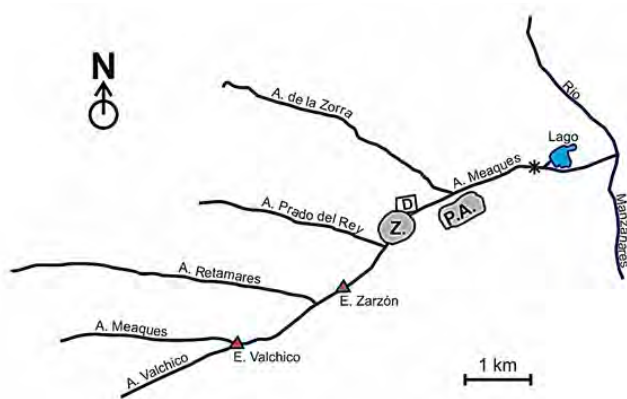


Figura 1. Cuenca del arroyo Meaques (Madrid), con sus principales infraestructuras hidráulicas. D: Depuradora del Zoológico, P.A.: Parque de Atracciones, Z: Zoológico de Madrid. El asterisco antes del Lago simboliza el lugar de los muestreos en el arroyo Meaques durante 2019-2020. La depuradora del Zoológico no está operativa desde hace años.

en el terreno. Tiene dos pequeñas represas en su recorrido (Figura 1), una en la confluencia de los arroyos Valchico y Meaques, construida para laminar avenidas a finales del siglo pasado porque el humilde Meaques se volvía fiero en ocasiones y provocaba riadas y daños. La segunda presa se situó aguas abajo, a la altura del puente de la Culebra (presa del Zarzón) y data de la década de los '80. Hace casi veinte años, se dirigieron hacia ella las aguas freáticas que emergían en las instalaciones del Metro de Madrid en las líneas 10 y del Metro Ligerero, con objeto de aumentar los aportes hídricos al Meaques (BENITO IGUALADOR, 2005).

Aguas abajo de ese último represamiento, está ubicado el Zoológico de la ciudad, construido en 1972, cuyas aguas residuales ya fueron redirigidas hacia el alcantarillado de la ciudad en su día y no se vierten al arroyo Meaques. La antigua depuradora del Zoológico,



Figura 2. Cambios de número y forma de los distintos estanques de la Casa de Campo, basados en la cartografía existente. A: mapa de PEDRO TEIXEIRA (1656; escala original 1:6.300); B: mapa de Charles Marie BENTABOLE (1809; escala original 1:20.000); C: mapa del INSTITUTO GEOGRÁFICO Y ESTADÍSTICO (1870; escala original 1:50.000); D: mapa del INSTITUTO GEOGRÁFICO Y ESTADÍSTICO (1877; escala original 1:50.000); E: mapa de Facundo CAÑADA (1900; escala original 1:7.500); F: mapa del Distrito de Palacio Histórico Dirección General del INSTITUTO GEOGRÁFICO Y ESTADÍSTICO (1910; escala original 1:2.000); G: mapa de la COMISIÓN DE PLANEAMIENTO Y COORDINACIÓN DEL ÁREA METROPOLITANA DE MADRID (1976; escala original 1:5.000). Al igual que el de Teixeira, el plano de Facundo Cañada está cortado en su parte izquierda ya en el original.

pues, es una instalación abandonada en la actualidad.

El paisaje del Meaques resulta bastante variado. Fuera de la Casa de Campo, es un retamar. Dentro del parque, una fresneda en su parte occidental, circundada por un encinar adhesionado. Aguas abajo, lo dominante resulta una sauceda, siempre muy sometida a la degradación por el exhaustivo uso humano del parque.

La morfometría del Lago resulta algo extraña (Figura 2; Tabla I), fruto de la unión artificial de varios estanques en el siglo XIX. En concreto, la esquina nordeste es mucho más somera que el resto y en ella se han instalado unas porterías y unas canastas encima de ellas para practicar *waterpolo* y una especie de *waterbasket*. A excepción de esa zona, la batimetría parece muy homogénea en todas direcciones formando un suave embudo hacia el centro del estanque, donde han colocado un surtidor y una isleta artificial para que críen los patos. Las aguas lacustres se ven alimentadas por el arroyo Meaques, que -además- trae las aguas subterráneas del Metro de Madrid ya citadas. Otros aportes hídricos al Lago son la precipitación directa y los del Canal de Isabel II, dominantes cuando el arroyo discurre seco. El tiempo de retención del agua en el Lago fue corto, de unos 12 días en promedio para el periodo de febrero de 2019 a enero de 2020, pero esta cifra se vio muy afectada por el gran caudal de entrada por el Meaques en diciembre. Si asumiésemos una cifra de caudal menos excepcional para diciembre (el promedio de los once meses restantes, por ejemplo) el tiempo de retención ascendería a 40 días. La ictiofauna del Lago en febrero de 2019 constaba de 2000 tencas, repobladas tras las recientes obras en el mismo; luego se ha observado la presencia de carpas, carpines y gambusias, cuya recolonización ha sido natural. También ha aparecido el cangrejo americano (RODRÍGUEZ GARCÍA, comunicación personal). Entre la avifauna actual se cuentan cormoranes, ánades reales y gaviotas reidoras.

2.2. Historia de las cubetas lacustres

La Casa de Campo era una propiedad que Felipe II convirtió en gran finca para su disfrute comprando y juntando otras más pequeñas. Tenía usos variopintos: caza mayor y menor, agricultura, ganadería, acuicultura extensiva, recreo, etc. (JORRETO, 1901; APARISI LAPORTA, 2003; ROLDÁN CALZADO, 2017). Parece que, antes de su conversión en propiedad real, hubo una laguna natural allí (APARISI LAPORTA, 2003). En cualquier caso, los estanques artificiales eran inicialmente cinco; fueron diseñados por dos ingenieros flamencos (PIERRE JASEN y ADRIAN VAN DER MÜLLER) por encargo del rey y construidos hacia 1560 (APARISI LAPORTA, 2003). Dos años después ya había dos dedicados a la cría de carpas, traídas de Bayona (LÓPEZ LINAGE, 2015) y del Manzanares (APARISI LAPORTA, 2003). Alguno de los primitivos estanques debía tener mayor profundidad que en la actualidad porque su presa alcanzaba los siete metros de alta (LÓPEZ LINAGE, 2015). Todos estaban unidos por canales (LACASTA, 2020).

El número de estanques ha ido bailando según los planos históricos, empezando por los cinco que menciona TEIXEIRA (1656), aunque él solo ilustra tres y medio (Figura 2). El cartógrafo portugués los llamó de la manera siguiente: Grande, del Medio (o del Niño), del Norte, Longuillo y La Yguera (o La Higuera); a todos les dibujó en el centro algo como un desagüe en forma de pozo o un surtidor (Figura 2).

La alimentación hídrica de todos los estanques, además de la pluvial, provenía del arroyo Meaques. Se dice que durante las riadas del arroyo todas esas cubetas subían de nivel y se convertían en un único lago. Los frecuentes desperfectos de las riadas del

Tabla I. Morfometría del estanque Grande de la Casa de Campo. Fuente de los datos: Ayuntamiento de Madrid (www.madrid.es) y cálculos a partir de HUTCHINSON (1957) y HAKANSON (1981). El tiempo de retención se ha estimado teniendo en cuenta la pluviosidad sobre el lago y las aportaciones de entrada por el arroyo Meaques; dado que esta fue excepcional en diciembre de 2019, se ha calculado también el tiempo de retención suponiendo un caudal de diciembre como si fuese el promedio anual de los caudales sin diciembre, lo cual da lugar al tiempo de retención entre paréntesis.

Área (m ²)	80150
Volumen (m ³)	158637
Desarrollo del volumen	1,37
Perímetro (m)	1370
Desarrollo del perímetro	1,36
Longitud máxima (m)	413
Anchura máxima (m)	360
Profundidad máxima (m)	4,5
Profundidad mínima (m)	1,2
Profundidad media (m)	2,05
Profundidad relativa (%)	0,64
Exposición al viento (m)	245
Tiempo de retención (días)	12 (40)

Meaques sobre la obra civil de los estanques obligaron a desviar su cauce para que no los llenara directamente, decisión que se tomó en el siglo XVIII (APARISI LAPORTA, 2003).

En un documento de 1792 (ARCHIVO GENERAL DE PALACIO, FONDO DE LA CASA DE CAMPO, legajo 13) se habla de cinco estanques, uno de los cuales se denomina *de la Mujer Muerta*, pero ignoro cuál de ellos puede ser. Sin embargo, en la época de la invasión francesa de 1808, los ingenieros militares del mariscal Murat dibujaban ya solo tres polígonos lacustres en sus planos (BENTABOLE, 1809; Figura 2). Algo más al norte se construyó hacia 1839 el llamado *estanque de las Tencas*, el cual sirvió como criadero de estos peces y era alimentado por un canal septentrional (llamado arroyo del Vadillo), procedente del arroyo de la Zarza (Figura 2). Aunque Wikipedia asegure que dicho estanque data del siglo XVIII, es en 1839 cuando hay una petición para repoblarlo con peces (ARCHIVO GENERAL DE PALACIO, FONDO DE LA CASA DE CAMPO, legajo nº 20 del 17 de octubre de 1839), en la cual se habla expresamente del “nuevo” estanque. Deduzco, pues, que estaba recién construido. La solicitud fue de 3000 especímenes para su repoblación. La cubeta quedó seca desde comienzos del siglo XX y a finales de los años de la década de 1960 se ubicaron allí unas canchas de tenis (ROLDÁN CALZADO, 2017).

El estanque más occidental (quizá llamado *de la Yguera* y citado, pero no dibujado, en el plano de TEIXEIRA) posiblemente habría sido el más tarde denominado *Lago de Patinar*, pues se congelaba en invierno durante algún tiempo, y fue desecado finalmente en 1968 para construir unos campos de fútbol primero y luego un aparcamiento. De todos modos, no queda muy claro si ese estanque fue de nueva creación en el último tercio del siglo XIX, o si ya existía y se amplió dándole una forma aproximadamente cuadrada. En cualquier caso, en su época del patinaje sobre hielo se trataba de una cubeta alargada, de inferior tamaño a la que había habido allí anteriormente, el resto de la cual parece un humedal en el plano de FACUNDO CAÑADA (1900; Figura 2) y fue convirtiéndose en una ciénaga con el tiempo (DÍEZ PONCE DE LEÓN & SÁEZ ROYUELA, 1955). Hay una litografía de Alfonso XII patinando en él y se dice que Felipe III también lo hacía a comienzos del XVII, en caso de que ambos estanques (La Yguera y el de Patinar) sean el mismo.

El estanque más oriental del plano de TEIXEIRA (o Grande) fue fusionado con el del Medio y el del Norte en algún momento entre 1809 y 1865, pues ya aparece así en el plano de MANUEL VIERGE, en el cual también se representa el estanque de las Tencas. Los planos posteriores del INSTITUTO GEOGRÁFICO Y ESTADÍSTICO también lo atestiguan (Figura 2).

Aunque el estanque Grande sea eutrófico en la actualidad, como señalo más abajo, inicialmente no lo era. El propio Felipe II se bañaba en él por sus aguas claras, cosa que también refrenda Lope de Vega (ÁLVAREZ COBELAS, 2021). Parece ser que tenía carpas, tencas y carpines y la densidad piscícola debía ser alta, pues con frecuencia se repoblaban otros sitios con pescado de allí e incluso se extraían en masa para prevenir epizootias. También había sanguijuelas y obviamente muchas aves acuáticas, introducidas (como los cisnes) o no. La congelación de las distintas cubetas lacustres debía ser frecuente en invierno porque el hielo se arrendó al menos desde 1798 hasta 1898 (APARISI LAPORTA, 2003), aunque ignoro de cuál estanque se extraía. La avifauna original de ese estanque y de la ciénaga en que, con el abandono, se había convertido el antiguo lago de Patinar se refiere en DÍEZ PONCE DE LEÓN & SÁEZ ROYUELA (1955), en cuyo estudio también se menciona la presencia de eneas (*Typha* spp.) en el litoral lacustre, actualmente desaparecidas.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

La toma de muestras se realizó desde febrero de 2019 a febrero de 2020. Recordando que el Lago estaba recién inundado tras las obras de reacondicionamiento de la cubeta realizadas por el AYUNTAMIENTO DE MADRID en 2018, era mi intención continuar los muestreos hasta el verano, por confirmar si las pautas estivales de 2019 se repetían en 2020. El confinamiento debido a la pandemia del covid-19 lo impidió.

Los lugares de muestreo fueron: el arroyo Meaques en su parte naturalizada, a unos 50 metros aguas arriba del dispositivo hidráulico que divierte sus aguas hacia el Lago o hacia el Manzanares (Figura 1); y el embarcadero del propio Lago. En octubre de 2019 se tomó también una muestra de agua en el Meaques, antes del Parque Zoológico. La gran mezcla vertical, la relativamente escasa profundidad (Tabla I) y los vientos que soplan sobre el estanque hacen que el ecosistema tenga siempre unas condiciones físico-químicas homogéneas en su columna vertical, lo cual justifica la elección de ese lugar de muestreo. En ambos casos, las muestras se tomaron en las superficies fluvial

y lacustre. De todos modos, a finales de julio de 2019 recogí muestras en el centro del Lago, haciendo uso de una barca y de una botella oceanográfica, a fin de analizar muestras lacustres a distintas profundidades. Las diferencias entre las condiciones de superficie y fondo fueron irrelevantes ($p > 0,05$), tanto para la temperatura (medida con un equipo ODO YELLOW SPRINGS) como para los nutrientes y el oxígeno disuelto.

Los muestreos se realizaron mensualmente, siempre hacia las 9:30 de la mañana, cuando todavía no se había puesto en marcha el surtidor central del Lago. *In situ*, se midieron la temperatura del agua, la concentración de oxígeno disuelto, el pH y la conductividad eléctrica, usando sensores estandarizados EXTECH y CRISON, los cuales fueron recalibrados antes de cada muestreo; todas estas medidas se realizaron en el agua libre fluvial y lacustre. Solo una vez registré la transparencia del agua del Lago, empleando un disco de Secchi de 20 cm de diámetro. Un medidor de velocidad de corriente FLOWPROBE sirvió para determinarla en el arroyo Meaques, lo cual –unido a la estimación de la sección de la misma– permitió calcular el caudal aportado por el arroyo al Lago. También se midió la fluorescencia natural debida a la clorofila *a* del fitoplancton lacustre, empleando un fluorímetro AQUAFUOR, calibrado con estándares para averiguar la concentración de dicha variable. Las muestras para análisis químicos se llevaron en frío inmediatamente al SERVICIO DE BIOGEOQUÍMICA DEL MUSEO NACIONAL DE CIENCIAS NATURALES (CSIC), donde los análisis comenzaron en el mismo día. Usando las técnicas de APHA (2005), se midieron todas las formas de nitrógeno inorgánico (nitrito, nitrato y amonio), así como el ortofosfato y el fósforo total, mediante un analizador de flujo segmentado Seal-3 QuAAtro AQ2; en una ocasión se cuantificó la sílice con el mismo analizador. Aparte, se midieron el nitrógeno total y el carbono orgánico total y disuelto en un equipo Shimadzu TOC-VCSH. Con los valores de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo totales, se estimó el cociente C:N:P (en átomos) para cada fecha de muestreo lacustre. En la primavera de 2021, se midió la concentración de los principales aniones y cationes del arroyo y el Lago, con objeto de caracterizar el tipo de agua.

Los análisis químicos, en conjunción con el caudal del arroyo Meaques, permitieron estimar la carga de nutrientes que llega al Lago en los distintos meses del ciclo anual 2019-2020, usando las fórmulas descritas en QUILBÉ *et al.* (2006). En cuanto a otros cálculos, se han buscado relaciones entre variables usando el test no paramétrico de Spearman (SIEGEL & CASTELLAN, 1988).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. El arroyo Meaques

Se trata de un cauce estacional, cuya corriente aguas arriba del Lago desaparece a finales de la primavera para volver a presentarse en otoño. Si ocurre una precipitación súbita y excepcional, el cauce la experimenta, como sucedió en diciembre de 2019 (Figura 3). En general, el caudal varió entre 27 y 126 L/seg, aunque el máximo excepcional de dicho mes superó el m³/seg (Figura 3). En cualquier caso, las principales fuentes hídricas del arroyo son las entradas de aguas subterráneas bombeadas desde las instalaciones del Metro de Madrid, además de la pluviosidad.

La concentración de oxígeno de sus aguas osciló entre 6,6 y 9,7 mg/L, mientras que su salinidad (medida como conductividad) lo hizo entre 205 y 849 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El pH varió entre 7,22 y 7,95. El único dato de concentración de sílice de que dispongo asciende a 15,46 mg Si/L. Las aguas del Meaques son del tipo sulfatadas-cálcicas (Tabla II), probablemente

Tabla II. Análisis de los principales aniones y cationes (meq/L) presentes en las aguas de la cuenca del Lago de la Casa de Campo. Muestras recogidas en la primavera de 2021.

	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ H ⁻	CO ₃ ⁼	Cl ⁻	SO ₄ ⁼
Embalse del Valchico	3,82	0,73	2,54	0,20	2,19	0,00	4,88	2,43
Embalse del Zarcón	4,96	1,21	1,86	0,07	3,03	0,00	1,25	4,05
Arroyo Meaques	5,04	1,24	2,52	0,10	3,41	0,00	2,20	4,17
Lago de la Casa de Campo	1,99	0,93	2,32	0,13	0,49	0,53	2,36	3,44

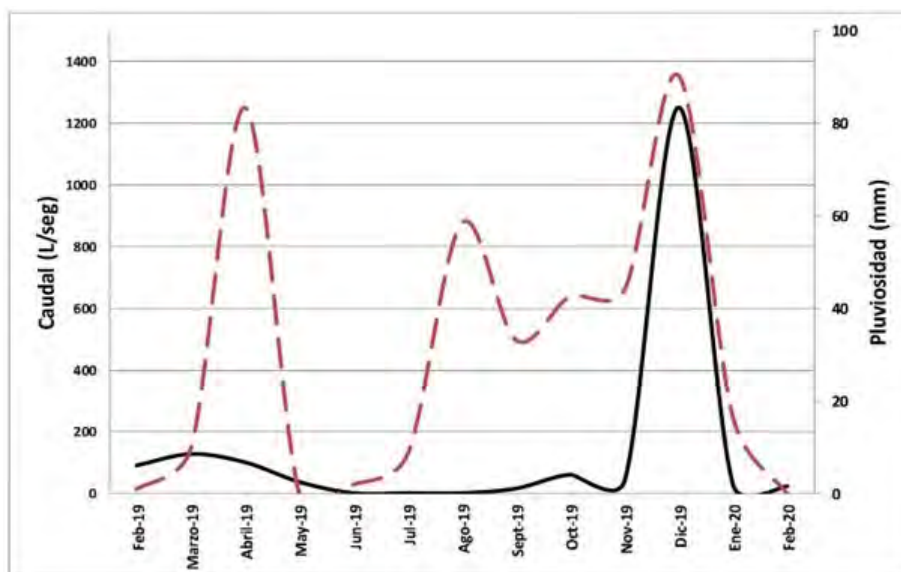


Figura 3. Caudal del arroyo Meaques a la entrada del Lago de la Casa de Campo durante el ciclo anual 2019-2020. Se incluye la pluviosidad mensual (línea de trazos) medida en la estación del Retiro por la AEMET.

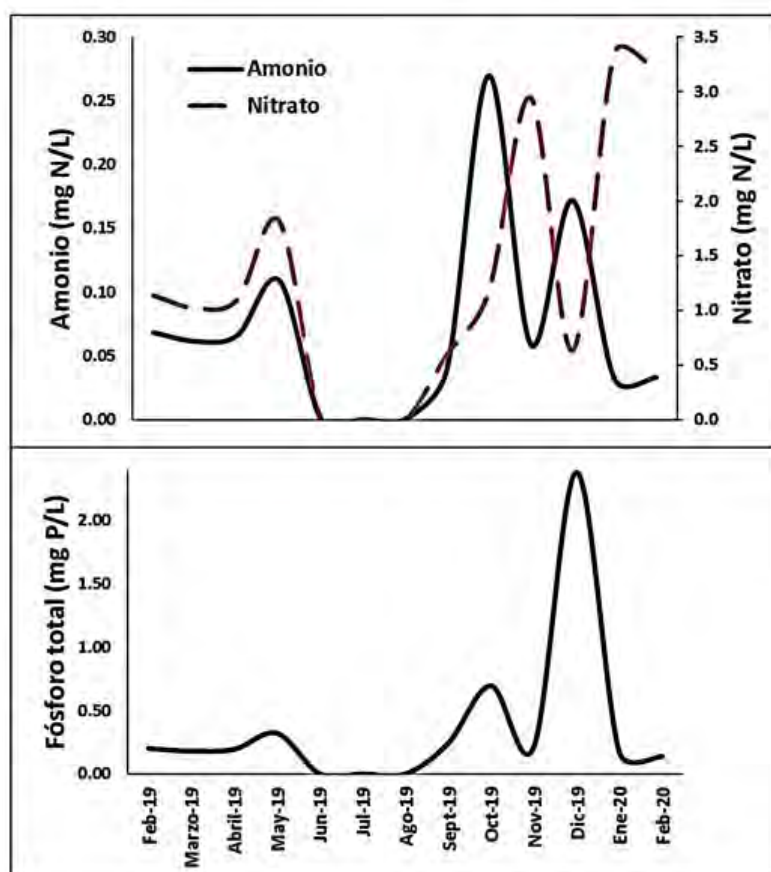


Figura 4. Concentraciones de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo totales en el arroyo Meaques antes de su entrada en el Lago de la Casa de Campo durante el ciclo anual 2019-2020.

porque una facies con ese predominio sea la drenada por el Metro de Madrid en su zona de bombeo hacia el arroyo (véase más arriba).

El carbono orgánico disuelto fue la principal fuente de carbono orgánico en las aguas, entre un 92 y un 99% del total, con máximos en el otoño de 2019 y un rango de 1,52-5,62 mg C/L. El ión dominante del nitrógeno inorgánico en el agua fue el nitrato, mostrando un curso temporal covariante con el amonio durante la primavera de 2019 y un desfase en el otoño e invierno subsiguientes (Figura 4). El nitrato,

además, covarió inversamente con el carbono orgánico disuelto, hecho que también constatan GOODALE *et al.* (2005) en ambientes fluviales de bosques norteamericanos, lo cual podría significar que la desnitrificación en el arroyo (y la consiguiente reducción de la concentración de nitrato, por lo tanto) se ve incentivada por el carbono orgánico disuelto cuando este es abundante, ya que es un factor de control de dicho proceso.

En cuanto al fósforo, su concentración mostró un máximo en diciembre de 2019, coincidente con las lluvias torrenciales de ese mes, estando su rango anual entre 0,14 y 2,38 mg P/L (Figura 4). La contribución del ortofosfato al fósforo total fue muy variable (8-94%).

Las cargas anuales de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo totales debidas al arroyo ascienden a 19,16, 5,84 y 8,06 kg, respectivamente, lo cual significa unos flujos de 0,96, 0,29 y 0,40 kg/km²/año de cada elemento. Esos valores se hallan en la zona inferior del rango registrado para las cuencas hidrográficas de todo el mundo (ÁLVAREZ COBELAS *et al.*, 2008, 2009, 2012), pero debe tenerse en cuenta que el Lago —que recibe dichos flujos por el arroyo Meaques— es de pequeño volumen (Tabla I) y, por tanto, el impacto de la entrada de nutrientes

por el arroyo sobre el ambiente estancado será notable.

Unos análisis puntuales realizados en octubre de 2019 sugieren que debe haber fuentes de contaminantes entre las instalaciones del Zoológico y la entrada del arroyo Meaques al Lago. Los datos indican que en la última estación han aumentado la conductividad, el carbono orgánico, el amonio y las dos formas de fósforo medidas, mientras que la concentración de nitrato ha disminuido (Tabla III), esto último probablemente por desnitrificación fluvial. Sabiendo que ya no existe la depuradora del Zoológico y que las aguas residuales de este no son vertidas al Meaques, no cabe sino concluir que entre ambas estaciones hay aportes de aguas enriquecidas en carbono orgánico, amonio y fósforo, indicadores de contaminación por aguas residuales urbanas no ubicadas hasta ahora. El aumento de carbono orgánico entre ambas estaciones también

podría deberse en parte a la escorrentía difusa en una cuenca forestal, como es la del Meaques, donde los restos de vegetación y de carbono edáfico aumentan dicha concentración.

En conjunto, el arroyo es un cauce fluvial temporal muy alterado, con gran infiltración debida a su sustrato arcóscico, cuyo régimen de caudales se ve bastante modificado por dos estructuras hidráulicas (presas del Valchico y del Zarzón) y los aportes de aguas subterráneas del Metro de Madrid y de aguas residuales de procedencia desconocida. Ambientes como este son muy comunes en toda la geografía madrileña, especialmente en el entorno de las grandes ciudades (ÁLVAREZ COBELAS *et al.*, 2003; VICENTE SÁNCHEZ, 2011).

4.2. El Lago

El único dato de transparencia del agua, analizado a finales de julio de 2019 en el centro del mismo, ascendió a 2 m. Los datos anteriores existentes, medidos en 2012-2014 por una empresa que trabajaba para el AYUNTAMIENTO madrileño, se hallaban en el rango 0,4-1,3 m, mientras que los más antiguos registrados eran aún menos transparentes (0,27-0,83 m; ROMO & BÉCARES, 1998a). Obviamente, mi dato no es comparable con los restantes porque es único y porque no se registró en los momentos de mayor concentración de clorofila fitoplanctónica, que ocurrió a comienzos del invierno durante el ciclo anual analizado aquí.

El Lago quizá muestre una mezcla vertical total casi permanente durante todo el año. A finales de julio de 2019, por ejemplo, la temperatura del agua en la superficie y el fondo, medida a las 9 de la mañana, era la misma (25,5 °C). Es posible, sin embargo, que pueda haber cierta estratificación térmica durante algunos días de verano, pero habría que medirla con muestreos mucho más frecuentes de los existentes, es decir, a distintas horas del día y en varios días consecutivos. El Lago, pues, continúa siendo polimíctico, como ya señalaran ROMO & BÉCARES (1998a); lo que no es posible determinar con los datos actuales es si se trata de un ambiente polimíctico cálido continuo o discontinuo (LEWIS, 1983).

En cuanto al oxígeno disuelto, las observaciones se registraron casi siempre en la capa superficial, mostrando cifras muy altas (9,0-14,9 mg/L), con evidente

Tabla III. Comparación de los análisis físico-químicos realizados en la cuenca del arroyo Meaques en octubre de 2019 en sendas estaciones, situadas aguas arriba del Zoológico y aguas arriba del Lago. La segunda, que está aguas abajo de la primera, dista de esta unos 3,5 km. Los caudales fueron similares en ambos casos.

Variable	Unidad	Antes del Zoo	Antes del Lago
Temperatura	°C	13,9	11,2
Oxígeno disuelto	mg/L	8,46	8,90
pH		7,37	7,64
Conductividad	µS/cm	388	426
Carbono orgánico total	mg C/L	1,288	5,758
Carbono orgánico disuelto	mg C/L	1,286	5,257
Nitrito	mg N/L	0,029	0,059
Nitrato	mg N/L	2,290	1,171
Amonio	mg N/L	0,046	0,270
Nitrógeno inorgánico	mg N/L	2,365	1,500
Nitrógeno total disuelto	mg N/L	2,380	1,756
Nitrógeno total	mg N/L	2,402	1,852
Nitrógeno orgánico total	mg N/L	0,037	0,352
Nitrógeno orgánico disuelto	mg N/L	0,015	0,256
Ortofosfato	mg P/L	0,068	0,226
Fósforo total	mg P/L	0,114	0,696

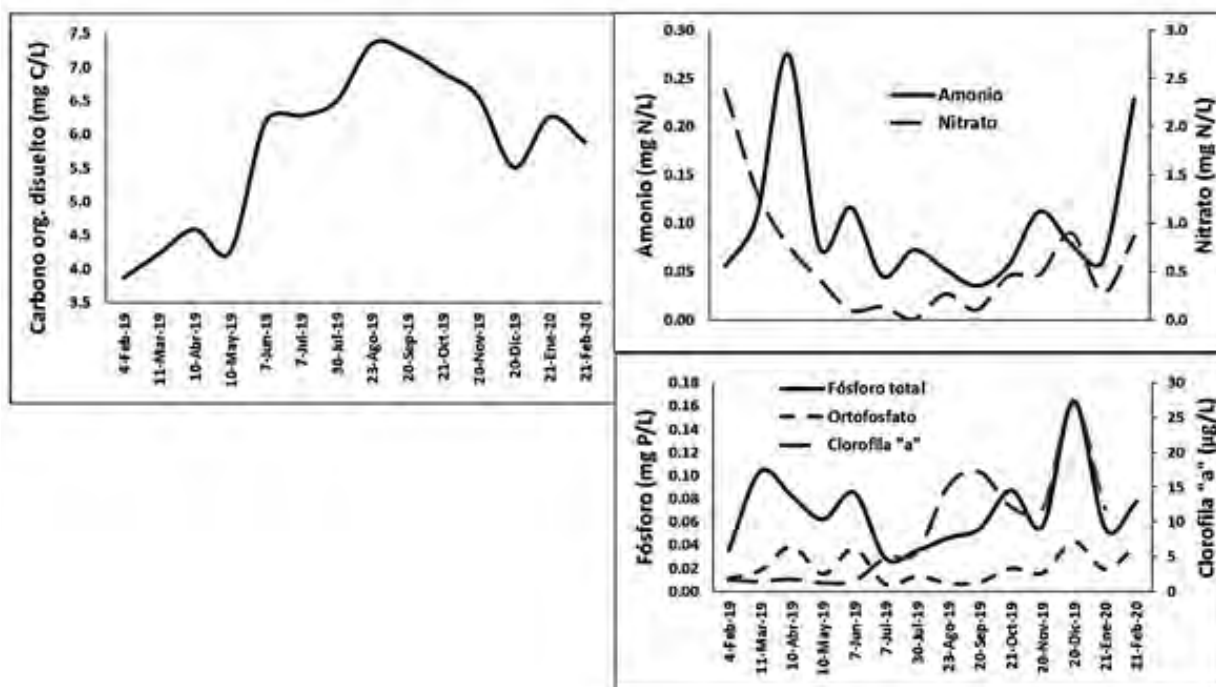


Figura 5. Concentraciones de carbono orgánico disuelto, nitrato, amonio, fósforo total, ortofosfato y clorofila "a" en el Lago de la Casa de Campo durante el ciclo anual 2019-2020.

sobresaturación del gas, resultado de la fotosíntesis planctónica y la reaireación debida al viento. En la única ocasión en la que pude realizar un perfil vertical (finales de julio de 2019) la concentración de oxígeno no fue diferente en las capas profundas respecto a las superficiales.

El pH siempre se midió a primera hora de la mañana, cuando la fotosíntesis -que es el principal proceso que la determina en este Lago- no era todavía muy intensa. Aún así, sus valores resultan francamente alcalinos en muchas ocasiones, mostrando un rango de 7,46-9,22, con cifras similares a las registradas por ROMO & BÉCARES (1998a) y por el AYUNTAMIENTO DE MADRID en 2012-2014. Si se hubiese medido a mediodía o por la tarde, las cifras habrían sido seguramente mayores.

La salinidad, medida como conductividad, fue relativamente constante, con valores entre 490 y 642 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el más bajo de los cuales se debió a la dilución del lago por la precipitación torrencial de diciembre de 2019. Dichos datos de conductividad se encuentran en el mismo rango que los medidos por el AYUNTAMIENTO en 2012-2014 (rango: 433-757 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pero parecen algo mayores que los registrados por ROMO & BÉCARES (1998a; rango: 338-615 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en 1992-1993. En cuanto a la composición iónica, se trata de aguas mixtas, sulfatado-cloruradas cálcico-sódicas (Tabla II), a diferencia de lo que ocurría en 1992-1993, cuando eran sulfatado-bicarbonatadas cálcicas (ROMO & BÉCARES, 1998a). La diferencia entre la composición iónica del arroyo Meaques y la del Lago (Tabla II) sugiere que hay otros aportes hídricos, de diferente composición, a este último ecosistema. Un dato aislado de concentración de sílice, medido en febrero de 2020, la eleva a 4,39 mg Si/L.

Si pasamos a los nutrientes, de nuevo es el carbono orgánico disuelto el principal componente del carbono orgánico presente en el agua del Lago. Esta forma disuelta mostró máximos a finales del verano e inicios del otoño, con cifras primaverales más bajas (Figura 5), lo cual podría indicar el efecto de la entrada de carbono vegetal desde la cuenca hidrográfica. El rango de carbono orgánico disuelto fue de 3,87-7,35 mg C/L.

Las concentraciones de nitrógeno total y nitrato covarían a lo largo del año ($R^2 = 0,78$, $p < 0,05$), lo cual indica que este último ión es el dominante en la concentración del nitrógeno total. También lo hacen, aunque con menor intensidad, las de nitrato y carbono orgánico disuelto ($R^2 = 0,45$, $p < 0,05$), que tienen una relación inversa; como he señalado más arriba, esto quizá podría deberse a un aumento de la desnitrificación lacustre, dado que ni el carbono orgánico disuelto ni el fósforo la limitarían (GOODALE *et al.*, 2005). Aunque no se registró anoxia en las capas inferiores del agua lacustre (véase más arriba), ello no significa que no la hubiera en el perfil vertical del sedimento

—donde no se midió y donde la materia orgánica lleva acumulándose durante siglos-favoreciéndose así la desnitrificación sedimentaria (SEITZINGER *et al.*, 2006).

Amonio y nitrato siguen una pauta estacional análoga, con máximos en primavera y otoño y mínimos en verano (Figura 5), aunque ambos no muestren correlación estadísticamente significativa ($p > 0,05$). Los dos compuestos se presentaron durante este estudio en mayores concentraciones que las registradas por ROMO & BÉCARES (1998a) en 1992-1993, si bien las pautas estacionales fueron similares en ambos ciclos anuales. El nitrógeno orgánico alcanzó en 2019-2020 sus mayores valores desde finales del verano hasta el término del otoño (0,74-1,06 mg N/L), siendo su forma disuelta la dominante.

El ortofosfato no resultó el principal componente del fósforo total (15-53%) en la mayor parte de las ocasiones, lo cual significa que la contribución del fósforo orgánico y de los polifosfatos fue más importante para la concentración del fósforo total durante el año analizado. Parece haber también cierta estacionalidad del fósforo total y del ortofosfato en el Lago, aunque menos nítida que la del nitrógeno inorgánico (Figura 5), con cifras inferiores en verano y un máximo por los aportes extraordinarios de diciembre de 2015 debidos a la precipitación torrencial, que pudo traer más fósforo por escorrentía desde los suelos de la cuenca hidrográfica. La pauta estacional del ortofosfato en 2019-2020 fue claramente distinta de la registrada en 1992-1993 por ROMO & BÉCARES (1998a), quienes registraron mayor concentración de ese compuesto durante el verano. De todos modos, el Lago ya muestra desde los primeros análisis de febrero-mayo de 2019, cuando estaba recién inundado, valores relativamente altos de fósforo ($> 0,04$ mg P/L), debidos fundamentalmente a los aportes del Meaques ($> 0,18$ mg P/L).

No resulta fácil sugerir causas para las pautas temporales observadas en los nutrientes porque hay factores muy difíciles de medir. Ya sabemos que por el arroyo Meaques entran en concentraciones notables (Figura 4). Desde luego, el funcionamiento del arroyo tuvo influencia sobre la concentración de algunos nutrientes en el Lago, pues su caudal muestra relaciones significativas y positivas con nitrito, nitrato, nitrógeno total y fósforo total (correlaciones de Spearman = 0,63-0,86, $p < 0,05$) y negativas con el nitrógeno orgánico disuelto y el carbono orgánico disuelto (correlaciones de Spearman = -0,59-0,60, $p < 0,05$). Sin embargo, la variabilidad de las concentraciones de los nutrientes lacustres no queda totalmente explicada por su relación con el caudal de entrada al Lago, lo cual sugiere que otros procesos de aporte nutritivo deben haber ocurrido también. Por ejemplo, ignoramos cuál es la escorrentía difusa del abonado en los parterres que circundan el Lago. Y tampoco sabemos nada de la deposición atmosférica, tanto seca como húmeda, ni de los aportes por una avifauna (gaviotas, cormoranes, ánades) que puede llegar a ser abundante (> 300 gaviotas reidoras en marzo de 2019).

Los valores registrados de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo están en los mismos rangos de los lagos artificiales de las ciudades chinas (CHEN *et al.*, 2020) y del área canadiense de Quebec (LÉVESQUE *et al.*, 2020).

En cualquier caso, los rangos de los cocientes de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo (84-561:23-155:1) sugieren una posible limitación del crecimiento del fitoplancton por el fósforo en la mayor parte de las ocasiones, aunque no puedan descartarse otros factores limitantes porque no se han medido el campo luminoso subacuático ni los micronutrientes. El estado trófico del Lago es eutrófico (Tabla IV), con respecto a los datos de 2019-2020 con los estándares de la OCDE (1982), igual

Tabla IV. Rangos de las variables de definición del estado trófico del Lago de la Casa de Campo, empleando los datos registrados en los estudios existentes y siguiendo los criterios de la OCDE (1982). * La transparencia del presente estudio solo se midió a finales de julio de 2019.

	ROMO & BÉCARES (1998a; registro en 1992-1993)	Ayto. Madrid (datos inéditos, 2012-2014)	Presente estudio (2019-2020)	OCDE (1982) Mesotrofia	OCDE (1982) Eutrofia
Transparencia (m)	0,27-0,83	0,40-1,20	2,0*	6-3	3-1,5
Nitrógeno total (mg N/L)			0,86-2,56	0,36-1,39	1,39-6,1
Fósforo total (mg P/L)		0,020-0,72	0,028-0,164	0,010-0,035	0,035-0,100
Clorofila "a" ($\mu\text{g/L}$)	13-60	5-27	1-27	2,5-8	8-25

que lo era en 1992-1993 (ROMO & BÉCARES, 1998a) y en 2012-2014 (AYUNTAMIENTO DE MADRID, datos inéditos).

A juzgar por esos datos municipales, la contaminación del Lago debida a sustancias distintas de la materia orgánica de origen animal, vegetal o humano es despreciable. La concentración de todos los compuestos analizados (metales pesados, plaguicidas, compuestos de síntesis) se situaba por debajo de los límites de detección de las técnicas empleadas.

La concentración de clorofila *a* del fitoplancton solo comenzó a resultar notable desde finales de julio de 2019 (Figura 5), aunque debemos recordar que el Lago estaba recién inundado desde febrero de ese año, cuando comenzó el muestreo, tras las obras de restauración de la cubeta realizadas durante el año anterior. No se ha constatado la relación clásica entre las concentraciones de fósforo total y de clorofila *a* ($p > 0,05$), tan común en la bibliografía (OECD, 1982) cuando el fósforo es el limitante del crecimiento fitoplanctónico, como es el caso en el Lago (véase más arriba). Probablemente, este hecho se haya debido a la lenta colonización del ecosistema por las algas tras la reinundación del mismo (ÁLVAREZ COBELAS, enviado). Sin embargo, el máximo de clorofila tuvo lugar en diciembre, simultáneo con la considerable entrada de fósforo por el arroyo Meaques ya aludida (Figura 4). Es probable que si hubiese ocurrido en un momento del año con más radiación solar, se hubiesen alcanzado mayores concentraciones de ese compuesto, como atestiguan ROMO & BÉCARES (1998a). El curso temporal de la clorofila *a* durante mi periodo de estudio fue muy distinto del claramente estacional de estos autores, en razón del relativamente lento proceso de recolonización del fitoplancton tras la reinundación del Lago.

A largo plazo, los datos de la Tabla IV muestran que el estanque tenía más nutrientes, más clorofila *a* y menor transparencia en 1992-1993 que en la década recién terminada, es decir, la calidad de sus aguas ha mejorado, aunque siga siendo eutrófica. No hay demasiados estudios que analicen un ambiente lacustre urbano a largo plazo. El de ZĘBEK & NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE (2016), donde se refiere la restauración de un estanque en los lagos masurianos (NE Polonia), nos informa de una reducción de su concentración de ortofosfato y un aumento de su transparencia. Algo parecido sucedió entre 1992-1993 y 2012-2014 en el Lago de la Casa de Campo, aunque luego no hayamos asistido a mejoras ulteriores, a juzgar por los datos del presente trabajo.

Como conclusión, no queda sino recalcar el interés científico y ciudadano de esta clase de ambientes urbanos y lo propensos que son a verse eutrofizados. La mejora de su calidad abiótica, que redundará en mejores servicios ambientales, requiere de mayores cuidados en su cuenca hidrográfica. En concreto, atajar los vertidos -que no han sido localizados, pero existen (Tabla III)- al arroyo Meaques resulta prioritario. Un indicador deseado de dicha mejora podría ser que aparecieran macrófitos sumergidos en el Lago más adelante. Veremos.

AGRADECIMIENTOS

El permiso para tomar muestras en el Lago me fue proporcionado por el responsable de la Junta de Moncloa y gestionado por José Ramón Santiago Romero, encargado de la Oficina Auxiliar de la Subdirección General de Gestión del Agua del Ayuntamiento de Madrid. Los trabajadores del embarcadero del Lago me facilitaron el acceso al estanque y un muestreo con barca. José Luis Ayala Liquiñano, del Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), realizó la mayoría de los análisis químicos de laboratorio y me acompañó allí a finales de julio de 2019 para dicho muestreo embarcado. Gema García González, del Instituto de Ciencias Agrarias (CSIC), efectuó los análisis de aniones y cationes. Salvador Sánchez Carrillo confeccionó la Figura 1. Los bibliotecarios del Museo, Isabel Morón y Nacho Pino, obtuvieron para mí la documentación en préstamo sobre la Casa de Campo en los extraños meses pasados en compañía del covirus-19. Ana Cecilia Briones Martínez, jefa del Departamento de Recursos Hídricos del Ayuntamiento de Madrid, me proporcionó datos analíticos inéditos sobre el Lago para los años 2012-2014 y me permitió su uso. El director-conservador de la Casa de Campo, Enrique Rodríguez García, me facilitó los del sexenio 2015-2020, así como varias informaciones puntuales sobre el lago y su cuenca hidrográfica. Dos revisores, uno anónimo y el otro no, hicieron sugerencias valiosas para mejorar el texto.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ COBELAS, M. 2021. Ecosistemas acuáticos de la Villa de Madrid anteriores a 1959. *Alquibla*, 59 (en prensa).
 — Colonización del Lago de la Casa de Campo (Madrid) por el fitoplancton. *Bot. Complutensis*

(enviado).

- ÁLVAREZ COBELAS, M., RIOLOBOS, P., ENCINAS, D.H., ALMENDROS, G., ZANCADA, M.C., GONZÁLEZ VILA, F.J., POLVILLO, O. & MORENO PÉREZ, M. 2003. *Calidad físico-química del agua fluvial en el Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama (Madrid)*. Informe para la Dirección General de Medio Natural. Comunidad Autónoma de Madrid. Madrid. 96 pp.
- ÁLVAREZ COBELAS, M., ANGELER, D.G. & SÁNCHEZ CARRILLO, S. 2008. Export of nitrogen from catchments: a world-wide analysis. *Environmental Pollution*, 156: 261-269.
- ÁLVAREZ COBELAS, M., SÁNCHEZ-CARRILLO, S., ANGELER, D.G. & SÁNCHEZ-ANDRÉS, R. 2009. A global review of phosphorus export from catchments. *Journal North American Benthological Society*, 28: 805-820 + 1 apéndice electrónico.
- ÁLVAREZ COBELAS, M., ANGELER, D.G., SÁNCHEZ CARRILLO, S. & ALMENDROS, G. 2012. A world-wide view of organic carbon export from catchments. *Biogeochemistry*, 107: 275-293.
- ÁLVAREZ COBELAS, M. & SÁNCHEZ CARRILLO, S. (eds.) 2020. *Ecología acuática de Madrid*. CSIC. Madrid. 648 pp. + apéndices electrónicos (1265 pp.) en Descargas Gratuitas de Libros CSIC <http://libros.csic.es/product_info.php?products_id=1435> [Consulta: 21-5-2021].
- APARISI LAPORTA, L. 2003. *La Casa de Campo. Historia documental*. Ayuntamiento de Madrid y Lunwerg Editores. Madrid. 440 pp.
- 2009. *La Casa de Campo. De bosque real a parque madrileño*. Ediciones Amberley. Madrid. 128 pp.
- APHA, 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st edition. Washington DC.
- ARÉVALO, C. 1923. Algunas consideraciones sobre la variación temporal del plankton en aguas de Madrid. *Boletín Real Sociedad Española Historia Natural*, 23: 94-103.
- BENITO IGUALADOR, E. 2005. Plan de aprovechamiento de las aguas freáticas procedentes del Metro de Madrid. In: *VI Simposio del Agua en Andalucía* (J.A. LÓPEZ GETA, J.C. RUBIO & M. MARTÍN MACHUCA, eds.), 2: 993-1004. Instituto Tecnológico y Minero. Madrid.
- BENITO IGUALADOR, E., ROMO, S. & BÉCARES, E. 1998. Control de la calidad del agua de estanques urbanos recreativos. Ensayos en el Estanque Grande del Retiro y el Lago de la Casa de Campo (Madrid). *Technologic del Agua*, 18 (175): 55-59.
- BIRCH, S. & McCASKIE, J. 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*, 395/396: 365-377.
- CHEN, S., HE, H., ZONG, R., LIU, K., MIAO, Y., YAN, M. & XU, L. 2020. Geographical patterns of algal communities associated with different urban lakes in China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 1009. <doi: 10.3390/ijerph17031009>.
- DÍEZ PONCE DE LEÓN, P.M. & SÁEZ ROYUELA, R. 1955. Aves invernantes en los estanques de la Casa de Campo. *Ardeola*, 2: 23-30.
- GOODALE, C.L., ABER, J.D., VITOUSEK, P.M. & McDOWELL, W.H. 2005. Long-term decreases in stream nitrate: successional causes unlikely, possible links to DOC? *Ecosystems*, 8: 334-337.
- HAKANSON, L. 1981. *A Manual of Lake Morphometry*. Springer Verlag. Berlin. 80 pp.
- HASSALL, C. 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. *WIREs Water*, 1: 187-206. <doi: 10.1002/wat2.1014>.
- HILL, M.J., BIGGS, J., THORNHILL, I., BRIERS, R.A., GLEDHILL, D.G., WHITE, J.C., WOOD, P.J. & HASSALL, C. 2017. Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in modified landscapes. *Global Change Biol.*, 23: 986-999. <doi: 10.1111/gcb.13401>.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. *A Treatise on Limnology*. Volume I. John Wiley and sons. New York. 1015 pp.
- KESWICK, M. 2003. *The Chinese garden: history, art, and architecture*. 3rd edition. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts. 240 pp.
- KOZAK, A., GOŁDYN, R., DONDAJEWSKA, R., KOWALCZEWSKA-MADURA, K. & HOLONA, T. 2017. Changes in phytoplankton and water quality during sustainable restoration of an urban lake used for recreation and water supply. *Water*, 9. Doi: 10.3390/w9090713.
- JORRETO, M. 1901. *Real Casa de Campo*. Monografías Artísticas. Ayuntamiento de Madrid. 32 pp.
- LACASTA, P. 2020. *Felipe II y la Casa de Campo*. Sociedad Geográfica Española y Universidad Popular Carmen de Michelena. Tres Cantos. Visita Virtual <<http://www.youtube.com/watch?v=T6ZWuGW0Zl8>> [Consulta: 21-5-2021].
- LÉVESQUE, D., PINEL-ALLOUL, B., GIANI, A., KUFNER, D.C.L. & MIMOUNI, E.A. 2020. Are fluorometric, taxonomic, and functional indicators of phytoplankton community structure linked to environmental typology of urban ponds and lakes? *Inland Water*, 10: 71-88.
- LEWIS jr., W.M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 40: 1779-1787.
- LI, S.F. 1994. Introduction: freshwater fish culture. In: *Freshwater Fish Culture in China: Principles and Practice* (S.F. Li & J. Mathias, eds.), 1-25. Elsevier. Amsterdam.
- LÓPEZ LINAGE, J. 2015. *El antiguo abastecimiento de agua en Madrid (1480-1868)*. 5 vols. 1917 pp. Estudio inédito. [Hay sendos ejemplares depositados exclusivamente en las bibliotecas de la Casa de Velázquez (Madrid) y de la Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, de la Universidad Complutense de Madrid (Campus de Somosaguas)].
- MARTÍNEZ ARROYO, A. & JÁUREGUI, E. 2000. On the environmental role of urban lakes in Mexico City. *Urban Ecosystems*, 4: 145-166.
- MOORE, J.W., SCHINDLER, D.E., SCHEUERELL, M., SMITH, D. & FRODGE, J. 2003. Lake eutrophication at the urban fringe, Seattle Region, USA. *Ambio*, 32: 13-18.
- NASELLI-FLORES, L. 2008. Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. *The 12th World*

- Lake Conference: 1233-1237.
- OECD, 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris. 154 pp.
- OLDING, D.D., HELLEBUST, J.A. & DOUGLAS, M.S.V. 2000. Phytoplankton community composition in relation to water quality and water morphometry in urban lakes, reservoirs and ponds. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 57: 2163-2174.
- OLIVER, S., CORBURN, J. & RIBEIRO, H. 2019. Challenges regarding water quality of eutrophic reservoirs in urban landscapes: a mapping literature review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 40. <doi: 10.3390/ijerph16010040>.
- PAVÓN MALDONADO, B. 1991. *Tratado de Arquitectura hispanomusulmana. I. Agua: aljibes, puentes, qanats, acueductos, jardines, ruedas hidráulicas, baños, corachas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 408 pp.
- QUILBÉ, R., ROUSSEAU, A.N., DUCHEMIN, M., POULIN, A., GANGBAZO, G. & VILLENEUVE, J.P. 2006. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal Hydrology*, 326: 295-310.
- ROLDÁN CALZADO, J.L. 2017. *Historia de la Casa de Campo*. Editorial Tempora. Madrid. 307 pp.
- ROMO, S. & BÉCARES, E. 1994. Water management of two shallow urban eutrophic lakes. *Water Science Technology*, 30: 299-302.
- 1998a. Datos físico-químicos y biológicos del lago de la Casa de Campo y del estanque Grande del Retiro de Madrid. *Ecología*, 12: 167-173.
- 1998b. Fitoplancton del Estanque Grande del Retiro y del Lago de la Casa de Campo. *Anales Jardín Botánico Madrid*, 56: 151-153.
- ROSINSKA, J., KOZAK, A., DONDAJEWSKA, R. & GOLDYN, R. 2017. Cyanobacteria blooms before and during the restoration process of a shallow urban lake. *Journal Environmental Management*, 198: 340-347.
- RULEY, J.E. & RUSCH, K.A. 2004. Development of a simplified phosphorus management model for a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*, 22: 77-98.
- SAPELLI, M. (ed.) 2010. *Villa Adriana. Una storia mai finita*. Ministero per i Beni e le Attività Culturali. Roma. 254 pp.
- SEITZINGER, S., HARRISON, J. A., BÖHLKE, J.K., BOUWMAN, A.F., LOWRANCE, R., PETERSON, B., TOBIAS, C. & VAN DRECHT, G. 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications*, 16: 2064-2090.
- SHIGEMORI, M. 1998. *Nihon Teien Taikei* [The History of Japanese Gardens]. Shakai Shisosha. Tokio.
- SIEGEL, S. & CASTELLAN jr., N. 1988. *Non-parametric Statistics for Behavioral Sciences*. 2nd edition. McGraw-Hill. New York. 399 pp.
- VICENTE SÁNCHEZ, J. 2011. *Ecología de cuencas periurbanas. Aplicación al término municipal de Las Rozas (Madrid)*. Tesis Doctoral. E.T.S. Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica. Madrid. 522 pp.
- ZĘBEK, E. & NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE, A. 2016. Response of phytoplankton to protective-restoration treatments enhancing water quality in a shallow urban lake. *Environmental Monitoring Assessment*, 188: 622-637.

PLANOS USADOS

- BENTABOLE, C.M. 1809. *Carte de Madrid, Armée française*. Escala 1:20.000. In: <<http://www.idem.madrid.org>> [Consulta: 21-5-2021].
- CAÑADA, F. 1900. *Madrid capital y pueblos colindantes*. Escala 1:7.500. In: <<http://www.idem.madrid.org>> [Consulta: 21-5-2021].
- COMISIÓN DE PLANEAMIENTO Y COORDINACIÓN DEL ÁREA METROPOLITANA DE MADRID, 1976. *Plano de Madrid*. Escala 1:5.000. In: <<http://www.idem.madrid.org>> [Consulta: 21-5-2021].
- INSTITUTO GEOGRÁFICO Y ESTADÍSTICO, 1870. *Plano de Madrid*. Escala 1:50.000. In: <<http://www.idem.madrid.org>> [Consulta: 21-5-2021].
- INSTITUTO GEOGRÁFICO Y ESTADÍSTICO, 1877. *Plano de Madrid*. Escala 1:50.000. In: <<http://www.idem.madrid.org>> [Consulta: 21-5-2021].
- INSTITUTO GEOGRÁFICO Y ESTADÍSTICO, 1910. *Mapa del Distrito de Palacio Histórico*. Escala 1:2.000. In: <<http://www.idem.madrid.org>> [Consulta: 21-5-2021].
- TEIXEIRA, P. 1656. *Mantua Carpetanorum sive Matritum Urbs Regia. Topographia de la villa de Madrid*. Escala 1:6.300. In: <<http://www.idem.madrid.org>> [Consulta: 21-5-2021].
- VIERGE, M. 1865. *Plano de la Real Casa de Campo*. Escala 1:10.000. Dirección General de Operaciones Geográficas. Depositado en el Centro Geográfico del Ejército. Madrid.