

Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas temporales de la Comunidad de Madrid: El papel de los grandes branquiópodos

MARINA TOMÁS MARTÍN



20/01/2023

TRABAJO FIN DE MÁSTER

Directoras: Margarita Patricia Florencio Días y Paloma Alcorlo Pagés

MÁSTER EN ECOLOGÍA – Curso Académico 2022/2023

Índice

Introducción y antecedentes	1
Objetivos e hipótesis	5
Metodología y área de estudio	6
Área de estudio.....	6
Selección de las lagunas temporales	6
Muestreo de la comunidad de macroinvertebrados.....	7
Variables abióticas	9
Variables bióticas	10
Usos del suelo.....	10
Conectividad del sistema de lagunas.....	11
Análisis estadísticos	12
Resultados	16
Variables ambientales, usos del suelo y conectividad espacial.....	16
Comunidad general de macroinvertebrados	19
Comunidades de macroinvertebrados – Lagunas con y sin grandes branquiópodos	21
Discusión.....	23
Comunidad general de macroinvertebrados	25
Variables ambientales, usos del suelo y conectividad.....	27
Comunidades de macroinvertebrados – Lagunas con y sin grandes branquiópodos	31
Implicaciones de gestión y conservación	33
Conclusiones	35
Bibliografía.....	36
Anexos.....	1

Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas temporales de la Comunidad de Madrid: El papel de los grandes branquiópodos.

Marina Tomás Martín (marina.tomas@estudiante.uam.es)

Las lagunas temporales son esenciales en el mantenimiento de la biodiversidad, pero las elevadas presiones a las que están sometidas actualmente están provocando una pérdida continuada de estos ecosistemas, afectando especialmente a los grandes branquiópodos (GB). Para poder establecer medidas de gestión efectivas e intentar revertir esta situación, es esencial comprender las variables determinantes de estas comunidades. El objetivo de este estudio fue caracterizar la comunidad de macroinvertebrados acuáticos de la Comunidad de Madrid (CAM) y determinar las variables que condicionaron su estructura y composición. Se muestrearon 35 lagunas temporales midiendo las variables bióticas y abióticas, así como los usos del suelo y su conectividad con otros puntos de agua. Además, debido a la sensibilidad ambiental de los GB y su papel como especies bandera, se analizaron las diferencias entre las lagunas en función de la presencia de GB. Los modelos lineales basados en distancia indicaron que la cobertura de vegetación acuática, el pH, la conductividad, la concentración de nitrato y las zonas de vegetación naturalizada fueron los principales determinantes de la estructura y composición de la comunidad general de macroinvertebrados. En cambio, las comunidades de las lagunas con GB estuvieron condicionada por la turbidez y la distancia al punto de agua más cercano. Además, se detectó que el 70% de las lagunas muestreadas se ubicaron en entornos manejados. Estos resultados señalaron una importante influencia de las presiones antrópicas en la estructura de las comunidades. El aumento de la carga de nutrientes afecta directamente a la calidad del agua, que a su vez altera la estructura de la vegetación acuática disminuyendo la disponibilidad de recursos, alterando al resto de la comunidad. A pesar de todo, las lagunas temporales de la CAM mostraron una riqueza de macroinvertebrados elevada, justificando la necesidad urgente de gestionar y conservar estos ecosistemas tan vulnerables.

Palabras clave: calidad del agua, conectividad, conservación, presión antrópica, usos del suelo.

Assessment of macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in Comunidad de Madrid: The role of large branchiopods.

Marina Tomás Martín (marina.tomas@estudiante.uam.es)

Temporary ponds are essential for the conservation of biodiversity, but the high pressures they are currently exposed to are causing a continuous loss of these ecosystems, especially affecting large branchiopods (GB). For developing effective management measures, it is essential to understand the environmental drivers of these communities. The aim of this study was to assess the aquatic macroinvertebrate assemblages in Community of Madrid (CAM) and to identify the drivers that conditioned their structure and composition. 35 temporary ponds were sampled by measuring biotic and abiotic variables, as well as land uses and their connectivity with other water points. In addition, due to the environmental sensitivity of GB and their role as flagship species, differences between macroinvertebrate assemblages according to the presence of GB on the ponds. Distance-based linear models indicated that aquatic vegetation cover, pH, conductivity, nitrate concentration and areas of naturalised vegetation were the main drivers of

overall macroinvertebrate assemblage structure and composition. In contrast, communities in GB ponds were only conditioned by turbidity and distance to the nearest water point. Furthermore, it was detected that 70% of the sampled ponds were in managed environments. These results indicated an important influence of anthropogenic pressures on macroinvertebrate assemblages. Increased nutrient loading directly affects water quality, which in turn alters the structure of aquatic vegetation, decreasing resource availability and altering the rest of the community. Nevertheless, CAM temporary ponds showed a high macroinvertebrate richness, pointing out the urgent need to manage and conserve these vulnerable ecosystems.

Keywords: anthropic pressure, connectivity, conservation, land use, water quality.

Agradecimientos

En primer lugar, me gustaría dar las gracias a mis dos directoras, Margarita Patricia Florencio Díaz y Paloma Alcorlo Pagés, que han confiado plenamente en mí desde el principio de los tiempos y quienes me han contagiado su pasión por estos pequeños ecosistemas. Además, me gustaría también agradecer al equipazo que me ha acompañado en este trabajo y sin el cual no habría sido posible, especialmente a María García Camargo, Christian Aranz Porras y Pablo Soto García, quienes participaron en el trabajo de campo, los análisis de laboratorio y la identificación de “bichos”. Gracias también a Carlos Caballero-Díaz, por compartir con nosotras su sabiduría sobre las lagunas temporales de Madrid y acompañarnos en los muestreos de campo; a Laura Serrano de la Universidad de Sevilla, por habernos ayudado con los análisis del fósforo; a Rocío Fernández Zamudio de la Estación Biológica de Doñana, por habernos ayudado con la identificación de la vegetación acuática; y a Eugenio Rico, por habernos ayudado en la resolución de dudas de coleópteros.

Este trabajo se enmarca en los proyectos de investigación, ClimaRiskinPond (PID2019-104580GA-I00/AEI/10.13039/501100011033), financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación, y ResPond (PCI2022-132973 y BiodivRestore-614), proyecto Biodiversa+ financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Agencia Estatal de Investigación, dentro de la financiación de la Comunidad Europea. Además, durante gran parte de la realización de este trabajo he disfrutado de una Ayuda para el Fomento de la Investigación en Estudios de Máster-UAM 2021 financiada por la Universidad Autónoma de Madrid, y en los últimos meses de un contrato predoctoral de técnico de apoyo a la investigación dentro del proyecto de investigación ResPond.

Introducción y antecedentes

Las lagunas temporales son humedales de reducida extensión y baja profundidad caracterizadas por la alternancia recurrente entre una fase seca y una fase acuática (Collinson *et al.*, 1995; Williams, 1997). Generalmente, ocupan depresiones endorreicas donde reciben agua de forma periódica procedente de la precipitación y escorrentía de su cuenca receptora, aunque también pueden recibir aportes de aguas subterráneas, y su principal mecanismo de desecación es la evaporación (Williams, 2006; Camacho *et al.*, 2009; Zacharias y Zamparas, 2010). Estas lagunas deben inundarse un tiempo lo suficientemente largo como para desarrollar suelos hidromorfos (saturados de agua y con condiciones reductoras) y comunidades de flora y fauna acuáticas dependientes del humedal, pero también deben permanecer secas el tiempo necesario para evitar el asentamiento de comunidades típicas de sistemas permanentes (Convenio de Ramsar, 2018). El periodo de permanencia de la lámina de agua se denomina hidroperiodo y su duración puede ser muy variable, desde charcas efímeras que duran unos pocos días, hasta pequeñas lagunas que pueden llegar a durar inundadas más de un año (Collinson *et al.*, 1995). Además, la misma laguna puede variar en la duración de su hidroperiodo entre años dependiendo de la regularidad y cantidad de precipitaciones (Florencio *et al.*, 2009). El ciclo hidrológico de las lagunas temporales se divide en tres fases. La fase de inundación es el momento en el que se llena la cubeta de agua y se produce la emergencia de las estructuras de resistencia almacenadas en el sedimento y la llegada de los organismos dispersantes activos. Esta fase es muy dependiente de las características físicas del terreno (p.ej. pendiente, altitud, orientación) y ambientales (p.ej. régimen de precipitaciones, temperatura). En la fase acuática o intermedia se produce un incremento gradual de la biodiversidad y por tanto de las interacciones bióticas entre organismos. Por último, la fase de desecación se caracteriza por una pérdida progresiva de la lámina de agua y un aumento de las presiones ambientales (Wiggins *et al.*, 1980; Williams, 2006).

Estos sistemas temporales son altamente dinámicos, se inundan y se desecan en cada ciclo hidrológico, provocando que la fauna y flora tenga que colonizar estas lagunas cada año durante la fase de inundación (Florencio *et al.*, 2011). Esta naturaleza efímera y fluctuante implica que las comunidades de flora y fauna que habitan en estos ecosistemas deban estar adaptadas a la intermitencia del agua mediante diversos mecanismos (p.ej. dispersión activa, formas de resistencia a la desecación, o enterramiento de las fases larvarias) (Wiggins *et al.*, 1980). Por lo que, depredadores carentes de estas adaptaciones como los peces, suelen estar ausentes en estos ecosistemas. Además, las lagunas más efímeras presentan menos depredadores que las de más

largo hidropereodo (Schneider y Frost, 1996). Aunque se sabe que la diversidad de organismos aumenta también con la longitud del hidropereodo, las especies singulares aparecen en los extremos del gradiente, por preferir ambientes sin depredadores en lagunas efímeras (p.ej. grandes branquiópodos) o por requerir una mayor duración de la fase acuática para completar su desarrollo (p.ej. algunos odonatos) (Florencio *et al.*, 2011). Todas estas características han favorecido que las lagunas temporales alberguen una gran riqueza y diversidad de organismos, incluyendo las estructuras de resistencia almacenadas en el banco de propágulos, convirtiendo estos ecosistemas en un componente esencial para el mantenimiento de la diversidad global y regional (Williams, 2006). Los principales grupos de organismos que habitan estas lagunas son los anfibios (p.ej. *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) y *Pleurodeles waltl* Michahelles, 1830), macroinvertebrados (p.ej. Dytiscidae, Hydrophilidae (Coleoptera); Culicidae, Chironomidae (Diptera); Corixidae (Heteroptera), Libellulidae, Coenagrionidae (Odonata)), microcrustáceos (p.ej. Chydoridae (Branchiopoda), Cyprididae (Ostracoda), Cyclopidae y Diaptomidae (Copepoda)) y macrófitos acuáticos (p.ej. *Illecebrum verticillatum* L. (1753), *Callitriche brutia* Petagna (1787) y *Ranunculus peltatus* Schrank (1789)) (Camacho *et al.*, 2009; Oscoz *et al.*, 2011; Díaz-Paniagua *et al.*, 2016). Además, los sistemas que engloban lagunas con un amplio gradiente de hidropereodo favorecen el desarrollo de comunidades únicas, ricas en especies endémicas y amenazadas como algunas especies de anfibios (p.ej. *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758)), odonatos (p.ej. *Coenagrion caerulescens* (Fonscolombe, 1838)) y grandes branquiópodos (p.ej. *Triops emeritensis* Korn & Pérez-Bote, 2010 o *Tanymastigites lusitanica* Machado&Sala (2013)) (Camacho *et al.*, 2009; Verdú *et al.*, 2011; Díaz-Paniagua *et al.*, 2016; García-de-Lomas *et al.*, 2017).

El banco de formas de resistencia (p.ej. huevos, quistes o semillas) almacenado en el sedimento de las lagunas temporales es un componente esencial de la diversidad biológica, principalmente procedentes de microorganismos, plantas especializadas (hidrófitos), zooplancton y grandes branquiópodos (Parra *et al.*, 2021). Estos propágulos son capaces de sobrevivir latentes en el sedimento durante periodos prolongados hasta la llegada de condiciones óptimas para su emergencia. Cuando la fase de inundación de las lagunas dura el tiempo suficiente, la pérdida de huevos por mortalidad y eclosión se ve compensada por la producción de nuevas estructuras de resistencia, pero si la laguna se seca antes de que esto suceda, pueden producirse importantes pérdidas que alteren la estructura y funcionamiento del sistema disminuyendo su resiliencia (Pinceel *et al.*, 2016). Además, si la fase seca de las lagunas temporales es prolongada, se puede producir un empobrecimiento de este banco de formas de resistencia por agentes externos como

el viento (Vanschoenwinkel et al., 2008), o incluso por el retraso de la inundación en cada ciclo hidrológico en un contexto de cambio global, provocando, si se prolonga en el tiempo, la pérdida de las especies de inundación tempranas como los grandes branquiópodos (Florencio *et al.*, 2020). Los grandes branquiópodos (GB) son un grupo de crustáceos fósiles (500 spp.) formado por los órdenes Anostraca, Notostraca, Laevicaudata y Spinicaudata y están considerados especies bandera (bioindicadores) de estos ecosistemas acuáticos temporales (Brendonck *et al.*, 2008). Al igual que el resto de los organismos que habitan estos sistemas, los GB tienen adaptaciones que les permiten sobrevivir a la intermitencia del agua, como tasas de reproducción y maduración rápidas, o la generación de formas de resistencia a la desecación (Brendonck *et al.*, 2008). Estas adaptaciones les permiten vivir en ambientes con un hidroperiodo suficientemente largo como para completar su desarrollo, pero suficientemente corto como para evitar el desarrollo de depredadores (Pyke, 2005). Actualmente, a nivel global se han registrado unas 500 especies de grandes branquiópodos, 32 de ellas están catalogadas en la Lista Roja de la UICN. En la Península Ibérica habitan 24 especies de las cuales 8 son endémicas y un 46% de ellas están amenazadas poniendo de manifiesto el preocupante riesgo de extinción de los GB ibéricos a nivel regional (García-de-Lomas *et al.*, 2017). Estos organismos son característicos de ambientes conservados donde los factores históricos han desempeñado un papel más importante que los factores ambientales actuales, manteniendo una perturbación histórica reducida (Sahuquillo y Miracle, 2013).

Entre 1960 y 2000, el uso mundial de agua dulce aumentó a un ritmo medio del 25% por década (MEA, 2005). Según el Informe Planeta Vivo la biodiversidad global de los ecosistemas acuáticos continentales está disminuyendo mucho más rápido que la de océanos o bosques, se sabe que casi el 70% de los humedales del mundo se han perdido desde 1900, debido a cambios inducidos por el ser humano (WWF, 2020). Actualmente, los escenarios de cambio global prevén el aumento de la escasez de agua en zonas áridas debido al aumento de la población y la temperatura, los cambios en los usos del suelo y la disminución de las precipitaciones. Se prevé que el calentamiento global continuado intensifique aún más el ciclo global del agua, aumentando su variabilidad, las precipitaciones monzónicas globales y la gravedad de los fenómenos húmedos y secos (IPCC, 2022). En consecuencia, se espera un aumento de las presiones sobre los ecosistemas acuáticos y acuíferos generando impactos negativos en el régimen hidrológico y las comunidades de organismos (Parra *et al.*, 2021). En este contexto, las lagunas temporales mediterráneas son los principales ecosistemas acuáticos en las regiones áridas y semiáridas, pero al mismo tiempo son los sistemas más amenazados y están

desapareciendo a un ritmo alarmante (Zacharias y Zamparas, 2010). Por ejemplo, la reducción del hidropériodo incrementa las limitaciones temporales en la maduración y reproducción de los organismos, reduciendo sus tasas de crecimiento y aumentando el riesgo de extinción de los organismos (Pinceel *et al.*, 2018). Los cambios en los usos del suelo resultantes de actividades como la fragmentación de hábitat, la deforestación, la intensificación agrícola o el desarrollo urbano, así como las alteraciones en los flujos biogeoquímicos derivadas del aumento de las entradas de sedimentos, nutrientes y contaminantes por escorrentía, provocan cambios en el medio abiótico y afectan indirectamente a la biota acuática (Angeler *et al.*, 2008). Además, el cambio climático puede agravar los síntomas de la eutrofización, la exposición prolongada a una elevada carga de nutrientes tiene graves efectos en la estructura y el funcionamiento de los humedales (Sánchez-Carrillo *et al.*, 2011). Otra de las principales amenazas a la que se enfrentan estos ecosistemas es la introducción de especies exóticas. Se ha demostrado que las especies exóticas aumentan las probabilidades de extinción de las especies autóctonas y alteran la composición genética de las poblaciones, los patrones de comportamiento, la diversidad filogenética y taxonómica, las redes tróficas, la productividad de los ecosistemas, el ciclo de nutrientes y contaminantes, la hidrología y la estructura de los hábitats (Pyšek *et al.*, 2020). Entre estas especies exóticas se incluyen invertebrados, como *Trichocorixa verticalis* (Fieber, 1815), *Stenopelmus rufinasus* (Gyllenhal, 1835), o *Procambarus clarkii* (Girard, 1852); vertebrados, como *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859); y vegetación acuática como el helecho *Azolla filiculoides* (Lam., 1783) (Casals y Sánchez-González, 2020).

Toda esta serie de amenazas están poniendo en peligro las numerosas contribuciones que reportan este tipo de humedales como el almacenamiento y suministro de agua, creación de hábitat, así como la educación ambiental y la investigación científica de sistemas temporales y sus comunidades (EPCN, 2008; Camacho *et al.*, 2009). También, promueven la regulación climática e hídrica a nivel local mediante la generación de un microclima disminuyendo el riesgo de incendios de los sistemas circundantes (Céréghino *et al.*, 2014). Además, fomentan el desarrollo y aumento de biodiversidad actuando como corredores ecológicos intermitentes o *stepping stones* (Convenio de Ramsar, 2018). Por todo ello, así como por el declive que están sufriendo en las últimas décadas, la Directiva Hábitats ha identificado las lagunas temporales mediterráneas (MTP) como hábitat prioritario para su conservación (código 3170, Anexo I Directiva Hábitats 92/43/EEC, Comunidades Europeas, 1992), y se ha resaltado su especial importancia como ecosistema en el Convenio Ramsar (Resolución VIII.33 2002). Este trabajo se enmarca entre los proyectos de investigación *ClimaRiskinPond*, que prioriza la conservación

de lagunas temporales en la España peninsular ante sus amenazas actuales, y *ResPond*, cuyo objetivo es la restauración y gestión de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en los sistemas de lagunas temporales.

Actualmente, a nivel de la Comunidad Autónoma de Madrid (CAM), no se ha realizado ningún estudio limnológico completo que aborde el estado de conservación de las lagunas temporales a escala regional. Sí se han estudiado grupos concretos de organismos como libélulas adultas (García-Avilés, 2002a), heterópteros acuáticos (García-Avilés, 2002b) o anfibios (Martínez-Solano, 2004; Caballero-Díaz *et al.*, 2022). La aproximación más reciente a nivel de la calidad del agua y sobre la diversidad de algunos grupos de organismos acuáticos, así como de especies exóticas invasoras en lagunas temporales ha sido la actualización del Plan de Actuación sobre Humedales Catalogados de la CAM (Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales, 2020), contemplando hasta 13 zonas con lagunas temporales dentro de su registro. Sin embargo, el número de lagunas temporales que existen en la CAM es mucho más extenso incluyendo más de 180 lagunas temporales (*datos inéditos*, ClimaRiskinPond), de las cuales menos de un 10% se localizan en este Plan de Actuación.

Objetivos e hipótesis

El objetivo general de este estudio es evaluar el estado de conservación de las lagunas temporales de la Comunidad Autónoma de Madrid (CAM). Para ello, se han caracterizado las variables ambientales (abióticas y bióticas), los usos del suelo adyacentes a las cubetas, su conectividad y sus comunidades de macroinvertebrados. Además, se ha realizado un esfuerzo adicional en la detección de posibles especies exóticas. La hipótesis de partida que se plantea es que las lagunas temporales de la CAM podrían presentar alteraciones antrópicas (p.ej. entrada exógena de nutrientes, degradación de las cubetas, usos del suelo, etc.) condicionando la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados. Adicionalmente, se ha analizado si las variables ambientales determinantes de la comunidad de macroinvertebrados son diferentes en función de la presencia de grandes branquiópodos y evaluar así las condiciones que promueven la conservación de estos sistemas tan singulares. Las comunidades de las lagunas con grandes branquiópodos podrían estar modeladas por variables fisicoquímicas asociadas a la hidromorfometría de las cubetas, debido a su sensibilidad ambiental. Mientras que las comunidades de las lagunas que carezcan de estas especies podrían estar más influidas por factores antrópicos, reflejándose en comunidades de organismos típicas de ambientes alterados frente a ambientes más conservados.

Metodología y área de estudio

Área de estudio

El estudio se ha llevado a cabo en la Comunidad de Madrid (CAM), región caracterizada por unas condiciones geológicas y climáticas que limitan la generación de lagos y humedales. Los ecosistemas acuáticos dominantes son los de nueva creación, derivados de la construcción de embalses y de actividades extractivas, además de una fuerte regulación de los ríos para el abastecimiento de diversos usos (p.ej. regadío o uso doméstico e industrial) (Álvarez Cobelas y Sánchez Carrillo, 2020). Según la clasificación climática de Köppen-Geiger del Atlas Climático Ibérico la mayor parte de la rampa, campiña y páramos presentan un clima templado (verano seco y caluroso), mientras que la zona del valle del Tajo presenta un clima más árido (seco estepario). En cambio, la sierra presenta un clima suave o mediterráneo oceánico (verano seco y templado), y subiendo en altitud, en las cumbres, se alcanza un clima hemiboreal mediterráneo (frío con verano seco y templado) (AEMET, 2011). Además, la sierra impide la entrada de masas de aire húmedo del Atlántico generando un clima continental (inviernos fríos y veranos calurosos). La precipitación media anual es de $518,4 \pm 224,3$, aunque existe un notable gradiente espacial a lo largo de toda la región, y la temperatura media anual es de $13,2 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$ (Álvarez Cobelas y Sánchez Carrillo, 2020). Aunque existe una gran variedad litológica, se pueden identificar tres grandes franjas geológicas en la CAM. La primera está formada por rocas metamórficas (gneis, esquisto, pizarra y cuarcita) y plutónicas (granito) que recorre la franja suroeste-noreste dominada por la sierra y la rampa. La segunda está formada por sedimentos aluviales y lacustres (margas, arcillas, arenas arcósicas, yesos y calizas) que rellenan la cuenca de Madrid y constituyen las vertientes madrileñas ubicadas en el sector central. Por último, la tercera está formada por sedimentos cuaternarios compuestos por depósitos aluviales (arenas arcillosas con gravas y cantos) y las terrazas de la red fluvial actual (arenas y limos con gravas y cantos) ubicada en el páramos y vegas y valles fluviales de la zona sureste (**Fig. 1**) (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2007).

Selección de las lagunas temporales

Se muestrearon un total de 35 lagunas durante el mes de abril de 2022 distribuidas por todo el territorio de la CAM para registrar la máxima heterogeneidad ambiental (**Fig. 1, Anexo 1**). El muestreo se realizó en la mínima ventana temporal posible, para que las comunidades de macroinvertebrados fueran comparables entre sí en un mismo momento de su ciclo hidrológico (Florencio *et al.*, 2009). El ciclo hidrológico se caracterizó por una ausencia de lluvias

generalizada que retrasó la aparición de la mayoría de las lagunas temporales. A pesar de que al inicio del ciclo hidrológico (septiembre-octubre 2021) se alcanzasen los 140 mm acumulados de agua, la prolongada ausencia de precipitaciones entre noviembre y febrero pudo condicionar la persistencia de algunas lagunas (AEMET, 2022; **Anexo 2**). Para caracterizar estos sistemas se analizaron las comunidades de macroinvertebrados que habitaron las lagunas temporales, teniendo en cuenta 4 bloques de variables. Variables abióticas que caracterizaron la columna de agua: profundidad máxima (m), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), concentración de oxígeno disuelto (mg/L), pH, turbidez (FTU), alcalinidad (mEq/L) y concentración de nutrientes ($\mu\text{g}/\text{L}$). Variables bióticas: concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$), cobertura total (proporción 0-1) y riqueza de la vegetación acuática (nº de taxones) y riqueza de urodelos (nº de especies). Usos del suelo que caracterizaron el entorno más próximo a la laguna (artificial, manejado y natural). Variables de conectividad espacial (distancia al punto de agua más cercano y vectores espaciales que describen las distancias entre las lagunas).

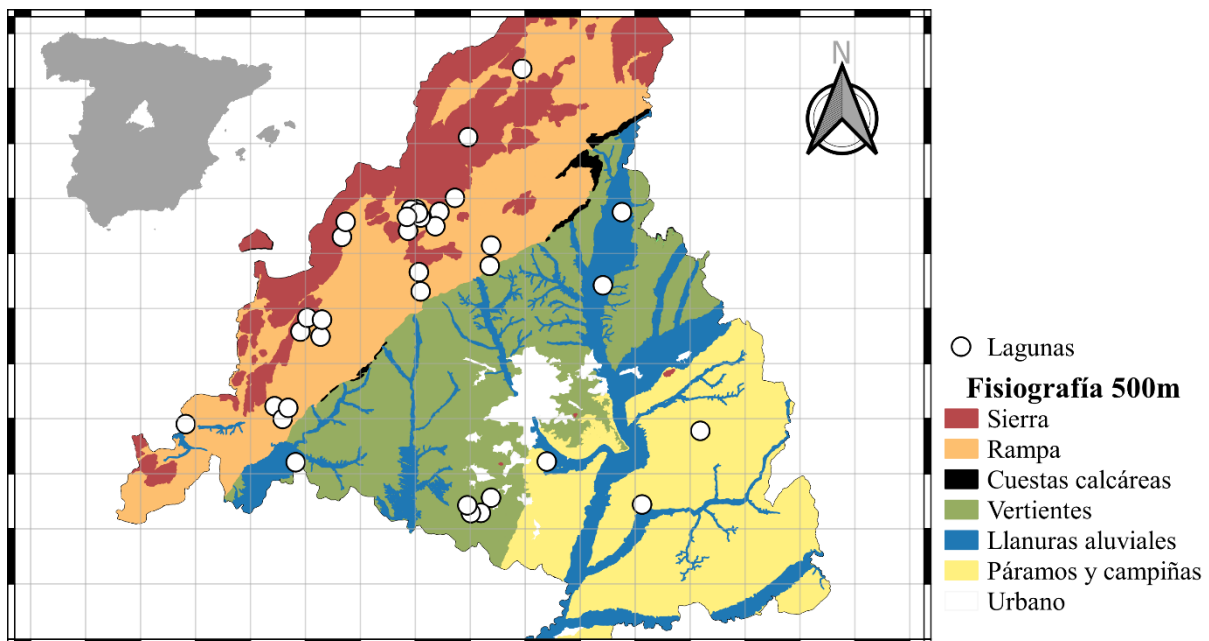


Figura 1. Mapa del área de estudio de las lagunas temporales muestreadas. La distancia de la cuadrícula equivale a 10 km. Escala 1:850.000. Mapa realizado con el software QGIS v 3.22 (QGIS Project, 2022).

Muestreo de la comunidad de macroinvertebrados

La comunidad de macroinvertebrados se muestreó en diferentes puntos de cada laguna a lo largo de transectos desde la orilla hacia la zona más profunda. Además, se tomaron muestreos adicionales en aquellos microhábitats infrarrepresentados que se detectaron en función de manchas diferenciales de vegetación acuática. Para ello, se usó una red de mano de 37 x 24 cm de apertura con una malla de 1 mm de poro que cubrió aproximadamente 1,5 m de amplitud.

Se realizó una primera pasada golpeando suavemente el sustrato levantando los posibles organismos del sedimento, seguida de otras dos pasadas más rápidas que recolectaron tanto estos organismos como los organismos nadadores de la columna de agua (“manguero”) (Florencio *et al.*, 2009, 2012). De esta forma se capturaron adultos y larvas de coleópteros, heterópteros, odonatos, gasterópodos, efemerópteros, oligoquetos, dípteros y grandes branquiópodos que posteriormente fueron preservados, identificados y cuantificados. Debido a la limitación del tamaño de poro de la red, los datos de dípteros, especialmente Chironomidae, Ceratopogonidae y Dixidae, y los datos de oligoquetos, pudieron estar infraestimados con este método inespecífico por lo que las abundancias para estos grupos se tomaron con cautela. Independientemente de esto, el sesgo fue el mismo en todas las lagunas, haciendo comparables los datos. El número de mangueros por laguna se realizó en función de la morfología de la cubeta y la heterogeneidad de parches de hábitats, cobertura y riqueza de vegetación acuática y microhábitats. En lagunas de pequeño tamaño la eficiencia de muestreo es mayor, y por ello, el número de mangueros fue mayor en lagunas más grandes (Heyer *et al.*, 1994; Florencio *et al.*, 2009). Tras cada manguero se recolectaron y preservaron todos los organismos de la manga en el campo en botes con etanol al 70% para su posterior identificación y cuantificación en el laboratorio. Se ha considerado como unidad la abundancia relativa de individuos por manguero (ind/mang) para cada taxon, obtenida a partir del número total de individuos de cada taxón dividido entre el número total de mangueros en cada laguna.

Posteriormente en el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica y cuantificación de individuos de cada taxón bajo lupa binocular (modelo Olympus SZ51). En la medida de lo posible hasta nivel de género y especie, a excepción de los órdenes Diptera, Acari y Oligochaeta y aquellos individuos de desarrollo temprano, que se identificaron a nivel de familia o subfamilia (Nieser *et al.*, 1994; Alonso, 1996; Tachet *et al.*, 2000; Barrientos, 2004; Soler *et al.*, 2006; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2012; Conesa García, 2022). Se consideraron larvas y adultos por separado, ya que pueden presentar diferentes requerimientos ecológicos y aparecen en diferente momento del ciclo hidrológico (Florencio *et al.*, 2009). En adelante se tratan como taxones independientes para simplificar. Los individuos identificados se recogieron y clasificaron en botes pequeños de tapón hermético con etanol al 70% correctamente etiquetados, generando así una colección de referencia de las diversas especies encontradas. La identificación de los macroinvertebrados de cada laguna llevó unas 6 horas.

Variables abióticas

Para la caracterización del medio abiótico se midieron *in situ* las variables fisicoquímicas de la columna de agua, concretamente la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$, SPC) compensada por la temperatura a 25°C , y la concentración de oxígeno disuelto (mg/L , O_2), con una multisonda que integra un conductivímetro y un oxímetro de luminiscencia (mod. ProSolo ODO/C YSI), el pH con un pHmetro (mod. pH 3110 SET 2) y la turbidez (FTU) con un turbidímetro (HANNA HI93703). Se tomaron dos medidas en zonas de profundidad media diferente obteniendo así un valor medio representativo de la laguna. A continuación, se filtró en campo un volumen de la columna de agua mediante una bomba manual y un kitasato, usando filtros de tamaño de poro $1,2 \mu\text{m}$ (Whatman GF/C, diámetro 47 mm) que se recolectó en dos botes de 60 mL. Además, se recolectó una muestra directamente de la columna de agua en un bote de 120 mL. Dos de estos botes se mantuvieron en frío a 4°C dado que se analizaron en los días sucesivos en el laboratorio, y uno de los botes de 60 mL se congeló para su posterior análisis. La concentración de fósforo inorgánico disuelto (PO_4^{-3} , DIP) se obtuvo siguiendo el método de Murphy y Riley (1962), sometiendo la muestra a digestión ácida con $0,5\text{M}$ de H_2SO_4 y $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ($0,5\text{--}1 \text{ g}$) a 120°C durante 4 h. El fósforo total (P_{tot}) se analizó siguiendo el proceso de digestión ácida del agua tratada con $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (Murphy y Riley, 1962; Golterman, 2004). A partir de estos datos se obtuvo la proporción de fósforo particulado (P_{part}), utilizado como una herramienta de diagnóstico para identificar entradas exógenas de origen antrópico que el sistema no es capaz de gestionar ($\text{P}_{\text{tot}}/\text{P}_{\text{part}} > 2$) (Serrano *et al.*, 2017). El análisis de la concentración de las formas del nitrógeno del amonio (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-) y nitrato (N-NO_3^-) fue realizado por el Laboratorio de Ecología Acuática de la Estación Biológica de Doñana con un fotómetro digital automático de alta resolución AA3 HR Seal Analytical. El análisis del N-NH_4^+ se realizó siguiendo la normativa UNE -EN-ISO 11732 (referencia de equipo G171-96) y los de N-NO_2^- y N-NO_3^- siguiendo la normativa UNE-EN-ISO-13395 (referencias G172-96 y G173-96 respectivamente). Estos valores se sumaron para obtener el valor total de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (DIN). También, se tomó una muestra de 1L de la columna de agua integrando diferentes zonas de la laguna para analizar la alcalinidad, cuyo análisis, debido a la sensibilidad de las propiedades básicas del agua, se realizó en menos de 24 h después del muestreo. Para ello se utilizó un método de titulación por colorimetría con ácido sulfúrico $0,02\text{N}$ siguiendo el método de (Golterman *et al.*, 1978). Por último, se midió la profundidad máxima de la cubeta (m) en aquellas lagunas en las que fue posible y cuando esta superó la profundidad vadeable se indicó que era mayor de 1,30 m.

Variables bióticas

La caracterización del medio biótico se realizó a partir de la concentración de clorofila *a*, cobertura total y riqueza de vegetación acuática y riqueza de urodelos. La concentración de clorofila *a* se utilizó como estimador de la biomasa y capacidad de fotosíntesis del fitoplancton, la vegetación acuática como estimador de la complejidad estructural y de la disponibilidad de hábitat y la riqueza de urodelos como depredadores de macroinvertebrados durante todo su ciclo biológico (Florencio *et al.*, 2013). Para medir la concentración de clorofila *a* se utilizó el filtro Whatman GF/C utilizado en la filtración de la columna de agua anotando el volumen filtrado. Este se congeló en oscuridad hasta su posterior análisis en el laboratorio. La determinación se realizó siguiendo el método analítico colorimétrico basado en la extracción de los pigmentos con acetona al 90% de (Jeffrey y Humphrey, 1975). La proporción de cobertura de la vegetación acuática presente en cada laguna se estimó de forma visual incluyendo hidrófitos y helófitos, sumergidos y flotantes, así como la posible vegetación freatófita que se encontrara en la cubeta inundada (Stoch *et al.*, 2016). A continuación, a partir de estos datos, se estimó la riqueza de géneros/especies que componían la vegetación acuática.

Por otra parte, debido a la prohibición de capturar vertebrados y a la vulnerabilidad de las especies de anfibios fue indispensable procesar las muestras en campo, de esta forma los huevos y larvas de anfibios fueron identificadas y liberadas de nuevo a la laguna (Salvador *et al.*, 2021). Por último, al final de cada muestreo, se realizó un manguero exhaustivo a lo largo de toda la laguna para detectar posibles especies exóticas que duró entre 3 y 5 minutos. Los taxones de macroinvertebrados que únicamente aparecieron en este tipo de manguero no se incluyeron en los datos de abundancia debido a las diferencias en el esfuerzo de muestreo. Así mismo, durante la fase de identificación de macroinvertebrados se prestó especial atención a la detección e identificación de especies exóticas. El muestreo de cada laguna llevó unas 2 horas aproximadamente y una vez finalizado se desinfectaron los vadeadores y mangas con Virkon para evitar la posible transmisión de enfermedades, patógenos, especies exóticas e incluso la transferencia de organismos (propágulos) entre lagunas (Gold *et al.*, 2013). La desinfección se hizo con un espacio de tiempo suficiente para que este producto no interfiriera con la flora y fauna de la siguiente laguna.

Usos del suelo

La obtención de la proporción de usos del suelo en los que se encontraba inmersa la cubeta de cada laguna dentro de la matriz de paisaje se obtuvo a partir del Sistema de Información de

Ocupación del Suelo (SIOSE) del año 2014, la versión más actualizada para la CAM ([IGN] Instituto Geográfico Nacional, 2014). Se utilizó esta base de datos debido a su escala más fina (1:25.000) en comparación con otras bases de datos más actualizadas como el Corine Land Cover (1:100.000). Para ello se generó un buffer de 100 metros de radio con respecto al centroide de la laguna y se calculó la proporción de superficie de cada categoría de uso del suelo mediante un Sistema de Información Geográfica utilizando el software QGIS (QGIS Project, 2022). Los usos del suelo registrados por el SIOSE, según las categorías establecidas por el Consejo Directivo de la Infraestructura de Información Geográfica de España (CODIIGE), se reclasificaron y agruparon en 3 nuevas categorías: artificial, manejado y natural, en función de su grado de antropización. La categoría “artificial” incluye los tipos de uso del suelo con un efecto directo acusado de la actividad humana: urbano mixto, industrial, red viaria y diversas infraestructuras antrópicas (CODIIGE: 112, 113, 130, 150, 161 y 172). La categoría “manejado” incluye zonas con un efecto directo notable de la actividad humana, pero con cierto grado de naturalización: cultivos herbáceos y arbolados, y prados y pastos (210, 233, 240, 260, 320 y 340). Por último, la categoría “natural” incluye zonas de vegetación naturalizada con un efecto indirecto mínimo de la actividad humana: bosques de frondosas y mixtos, matorral, roquedos, suelo desnudo y zonas húmedas (311, 313, 330, 352, 354 y 411) ([IGN] Instituto Geográfico Nacional, 2014).

Conectividad del sistema de lagunas

La caracterización de la conectividad de las lagunas se hizo a través de la distancia al punto de agua más cercano y a través de los vectores resultantes de un análisis espacial entre las lagunas muestreadas. En primer lugar, la distancia desde cada laguna al punto de agua más cercano se obtuvo a partir de un mapa base elaborado previamente por el proyecto *ClimaRiskinPond* que integra y sintetiza diversas fuentes cartográficas. Este mapa base incorpora la capa de Hidrografía del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2022) el Inventario Español de zonas Húmedas (IEZH), la capa *Water and Wetness* (WAW) del programa europeo *Copernicus* (European Environment Agency, 2018) y algunos polígonos adicionales registrados por fotointerpretación, revisión bibliográfica y el contacto con expertos (*datos inéditos*). En la capa de Hidrografía del IGN se incluyeron únicamente las categorías de: i) agua estancada: lagos (código 2001), embalses (cod. 2002) y estanques (cod. 2003); ii) zonas húmedas: zonas encharcables (cod. 20002); y iii) láminas artificiales: abrevaderos (cod. 3003) y balsas/albercas (cod. 3004). De esta categoría se excluyeron las piscinas para el baño y la natación, salinas, depuradoras y piscifactorías (código 3002) debido a que sus condiciones fisicoquímicas y de

manejo dificultan la supervivencia de los macroinvertebrados (IGN, 2022). Durante el desarrollo de este mapa base, se incluyeron por error algunos cuerpos de agua artificiales. Por lo que para evitar posibles errores al respecto se revisaron los cuerpos de agua próximos a cada laguna incluidos en un buffer de 3km por fotointerpretación y se eliminaron manualmente aquellos que se consideraron inhabitables por macroinvertebrados. Una vez depurada la base cartográfica se calculó la distancia entre las lagunas y el punto de agua más cercano mediante la herramienta *Nearest Neighbour join* del software QGIS que une capas vectoriales basándose en las relaciones de vecindad más próximas (Håvard Tveite, 2019; QGIS Project, 2022).

Por otra parte, para describir la estructura espacial de las lagunas muestreadas se utilizaron mapas de vectores propios de Moran basados en distancias (dbMEM, Distance-Based Moran's Eigenvector Maps). Estos dbMEM representan una descomposición de las relaciones espaciales entre puntos de muestreo a diferentes escalas, son un tipo de métodos de ordenación multiescala que genera vectores ortogonales. El análisis construye vectores propios (*eigenvectors*) a partir de matrices truncadas de disimilitud de las distancias geográficas entre la localización de las lagunas (Dray *et al.*, 2012). La distancia umbral de truncamiento utilizada fue la correspondiente al *minimum spanning tree*, que es la distancia más corta que permite mantener todos los puntos conectados. A partir de esta matriz truncada se realiza un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) y se calcula el índice (I) de Moran para todos los vectores propios resultantes, extrayendo solo aquellos que tienen una correlación positiva con el espacio. En este análisis los valores de la diagonal equivalen a 4 veces el valor umbral de truncamiento, de esta forma los vectores propios resultantes son proporcionales al coeficiente I de Moran (Dray *et al.*, 2006; Borcard *et al.*, 2018). Los vectores espaciales resultantes se ordenan de mayor a menor distancia, es decir, los primeros vectores corresponden a grandes escalas, mientras que los últimos vectores se corresponden con escalas más finas (Dray *et al.*, 2012). Para realizar todo este proceso analítico se utilizó el comando *dbmem* del paquete {adespatial} (Dray *et al.*, 2022). Como variables explicativas se utilizaron únicamente aquellos vectores que tuvieron una autocorrelación positiva con el espacio (Dray *et al.*, 2006).

Análisis estadísticos

Para los análisis de la comunidad general de macroinvertebrados se construyó una matriz de abundancia relativa de macroinvertebrados (columnas) por laguna (filas), excluyendo de esta matriz los grandes braquiópodos cuando estos fueron usados como variable explicativa. En primer lugar, se analizó la distribución de las variables explicativas mediante histogramas y

gráficos de dispersión entre pares de variables, así como las correlaciones entre ellas para cada subconjunto de variables. El análisis de correlaciones se realizó utilizando el coeficiente de Spearman (ρ) mediante el comando *chart.Correlation* del paquete {PerformanceAnalytics} (Peterson *et al.*, 2020; R Core Team, 2022). Para los análisis estadísticos sólo se consideraron las variables explicativas no colineales a partir de un coeficiente de correlación $> 0,6$ (ver por ej. Florencio *et al.*, 2014). Además, debido a la sensibilidad de los análisis a la asimetría de los datos, se aplicaron 3 tipos de transformaciones para evitar los posibles sesgos por valores extremos: i) $\ln(x)$ en las variables: profundidad, conductividad, turbidez, alcalinidad, DIP, P_{tot} , $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, DIN y clorofila *a*; y ii) \sqrt{x} en la distancia al punto de agua más cercano. Manteniendo sin transformar la proporción de cobertura y riqueza de vegetación acuática, riqueza de urodelos, usos del suelo y los vectores espaciales del análisis dbMEM. En adelante, se utilizaron estas matrices de variables abióticas, bióticas, usos del suelo y conectividad espacial en los análisis. Además, se aplicó una transformación de $\ln(x + 1)$ a la matriz de abundancia relativa de la comunidad de macroinvertebrados para reducir el rango de variabilidad de abundancias debido a la gran cantidad de 0.

Comunidad general de macroinvertebrados

Para analizar la relación y contribución de cada subconjunto de variables a las diferencias entre lagunas y detectar posibles patrones se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) (Clarke *et al.*, 2014) (**Fig. 2**). El análisis se realizó a partir de la matriz de variables transformadas y estandarizadas utilizando el comando *prcomp* del paquete {stats} y su posterior visualización de los resultados con el paquete {factoextra} (Kassambara y Mundt, 2020; R Core Team, 2022). Además, debido a la importancia ecológica de la proporción P_{tot}/P_{part} , se realizó un mapa que permitió visualizar aquellas lagunas con superiores al umbral establecido (Serrano *et al.*, 2017). Así mismo, se realizó un mapa de riqueza de taxones de macroinvertebrados de cada laguna. Ambos mapas se generaron con el paquete {ggplot2} (Wickham, 2016). A continuación, se construyó un modelo lineal generalizado (GLM) de tipo Poisson para determinar las variables que explicaban de forma significativa la variación en la riqueza de la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas. La selección del modelo más adecuado se realizó mediante un procedimiento de selección progresiva (*forward stepwise*), mediante los comandos *glm* y *step* del paquete {stats} (Blanchet *et al.*, 2008; R Core Team, 2022) (**Fig. 2**). El porcentaje de varianza explicada del modelo se calculó a partir de la devianza total y residual. Además, con el objetivo de identificar aquellos taxones que contribuyeron más a la heterogeneidad y las diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados de las lagunas

se realizó un análisis de porcentaje de similitudes (*Similarity percentage*, SIMPER) (**Fig. 2**). Este análisis se basa en el índice de disimilitud de Bray-Curtis y se calcula a partir de la abundancia de cada taxón, obteniendo así su contribución a la disimilitud entre lagunas (Clarke *et al.*, 2014). Para ello se utilizó el comando *simper* del paquete {vegan} (Oksanen *et al.*, 2022). Solo se tuvieron en cuenta aquellos taxones que contribuyeron > 5%.

Una vez exploradas las diversas variables, se procedió a analizar su relación con la comunidad de macroinvertebrados. Para ello se realizaron modelos lineales basados en distancias (DistLM) para cada subconjunto de variables explicativas que permitieron identificar aquellas que determinaron la estructura de la comunidad de macroinvertebrados (**Fig. 2**). Este método permite analizar y modelizar la relación entre una nube de datos multivariante, descrita por una matriz de similitud de Bray-Curtis en este caso, y una o más variables predictoras mediante un análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA). La hipótesis nula es la ausencia de relación entre la matriz de similitudes de variables respuesta (macroinvertebrados) y la matriz de variables explicativas, es decir, evalúa la proporción de varianza explicada por la matriz de variables explicativas (Legendre y Anderson, 1999; Anderson *et al.*, 2008). Para la construcción del modelo se aplicó el método de selección *forward stepwise* mediante el criterio de selección R^2 Ajustada ($AdjR^2$) y su significación se obtuvo a partir de 9999 permutaciones (Blanchet *et al.*, 2008). El resultado del análisis es un test secuencial, es decir, la cantidad explicada por una variable individual es diferente de la cantidad que explica después de ajustar una o más variables anteriores, por ello se seleccionó el conjunto de variables que tuvieron un efecto significativo (p -valor < 0,05) del mejor modelo seleccionado (Anderson *et al.*, 2008). Una vez realizados los modelos individuales para cada subconjunto de variables se realizó una partición de la varianza (McArdle y Anderson, 2001) entre las variables significativas, para determinar el efecto puro de cada variable en la comunidad de macroinvertebrados. Para ello se utilizó el comando *varpart* del paquete {vegan} (Oksanen *et al.*, 2022).

Diferencias entre lagunas con y sin grandes branquiópodos

Para analizar si las variables que determinaron la comunidad de macroinvertebrados fue particular en función de la presencia de grandes branquiópodos (GB), se procedió a una serie de análisis estadísticos sobre las submatrices de estas comunidades. En primer lugar, se realizó un análisis permutacional multivariante de la varianza (PERMANOVA) entre las lagunas con GB y las lagunas sin GB. Por una parte, se analizaron las diferencias para cada subconjunto de variables (excluyendo los vectores espaciales MEM) a partir de matrices de distancia euclídea.

Por otra parte, se analizaron las diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados de ambos tipos de lagunas (excluyendo los taxones de GB) a partir de una matriz de distancia de Bray-Curtis de los datos de abundancias relativas previamente transformados (**Fig. 2**). La matriz de distancias se calculó con el comando *DistContinuous* y el análisis se realizó con el comando *PERMANOVA*, ambas del paquete {PERMANOVA} (Vicente-Gonzalez y Vicente-Villardón, 2021). A continuación, para detectar aquellas variables ambientales que determinaron la presencia/ausencia de GB se realizó un modelo lineal generalizado (GLM) de tipo regresión logística debido a la condición dicotómica de la variable respuesta (presencia/ausencia de GB) (**Fig. 2**). La regresión logística es un tipo de GLM en el que se modela la probabilidad de que suceda un evento para una variable respuesta dicotómica mediante la función logit (logaritmo de las probabilidades) (Dobson, 2002). Se realizó un GLM para cada subconjunto de variables explicativas y la selección del modelo más adecuado se realizó mediante un procedimiento *forward stepwise*, mediante las funciones *glm* y *step* del paquete {stats} (R Core Team, 2022). Para determinar aquellos taxones que contribuyeron más a las diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados en función de la presencia de GB se realizó un análisis SIMPER de grupos (**Fig. 2**). En este caso, las pruebas de permutación (p-valor) entre grupos se utilizaron para determinar aquellas especies cuya contribución a las disimilitudes fue importante. Por último, para visualizar la disimilitud de las lagunas en función de sus comunidades se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Este análisis consiste en una ordenación espacial de los datos de la matriz triangular de disimilitud de Bray-Curtis donde los puntos más próximos representan comunidades de macroinvertebrados más similares. Se trata de un método iterativo (20 repeticiones) que ordena las comunidades en 2 dimensiones minimizando el estrés de la función (diferencia entre el resultado y la matriz original) (Borcard *et al.*, 2018). El análisis estandariza el escalado en el resultado, para que las configuraciones sean más fáciles de interpretar. Para ello se utilizó el comando *metaMDS* del paquete {vegan} y su posterior representación con el comando *ggplot* del paquete {ggplot2} (Oksanen *et al.*, 2022; Wickham, 2016). Para analizar si las comunidades de macroinvertebrados que presentaron GB estuvieron determinadas por variables diferentes que las comunidades de las lagunas que no presentaron GB, se realizaron los mismos análisis DistLM para cada una de estas dos matrices por separado, y para cada subconjunto de variables. Aquellas variables que tuvieron un efecto significativo se incluyeron en un análisis de partición de la varianza siguiendo el mismo procedimiento descrito en la comunidad general de macroinvertebrados (**Fig. 2**).

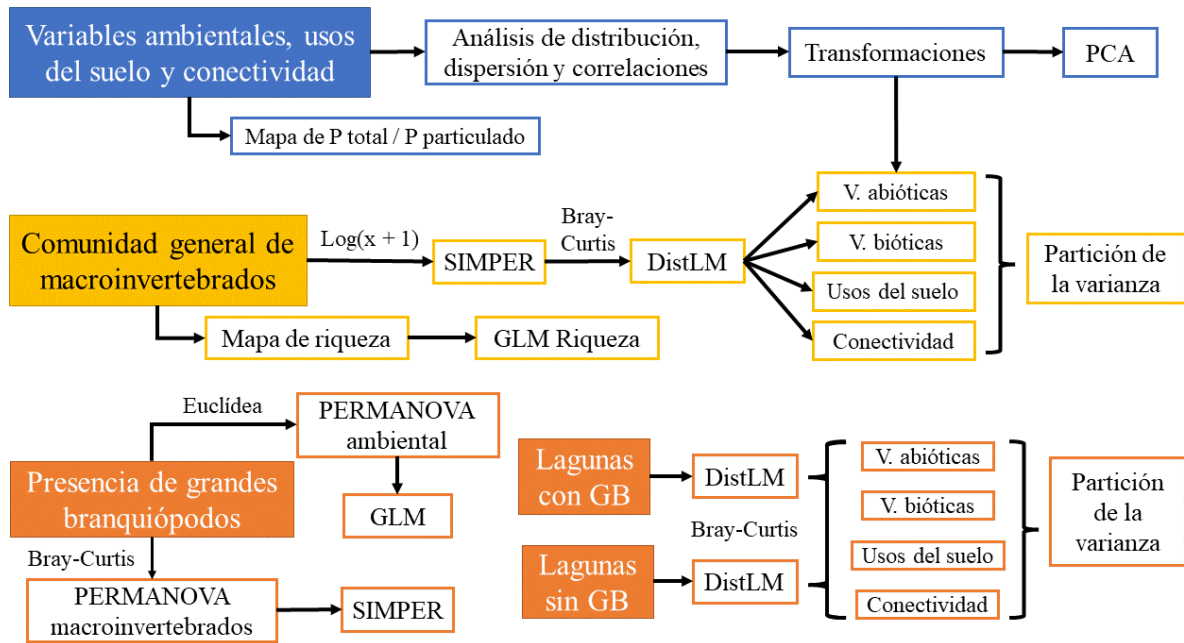


Figura 2. Flujo de trabajo de los análisis estadísticos realizados en este estudio.

Resultados

Variables ambientales, usos del suelo y conectividad espacial

En general, las lagunas temporales de la Comunidad de Madrid se caracterizaron por presentar una elevada variación en sus gradientes ambientales. Entre las variables abióticas destacaron el rango de la conductividad eléctrica (16,8–5952 $\mu\text{S}/\text{cm}$), de la turbidez (3,3–4844 FTU) y de las concentraciones de DIP (2,4–1147 $\mu\text{g}/\text{L}$), fósforo total (12,1–2318 $\mu\text{g}/\text{L}$) y amonio (0,35–218,9 $\mu\text{g}/\text{L}$) (**Tabla 1, Anexo 3**). La proporción de $P_{\text{tot}}/P_{\text{part}}$ superó el umbral (> 2) en el 26% de las lagunas, indicando un posible estado de eutrofización antrópica (Serrano *et al.*, 2017), en dos de las lagunas no se detectó fósforo particulado (**Fig. 3, Anexo 3**). La presencia de urodelos se registró en un 51% de las lagunas correspondiendo con las especies de gallipato (*Pleurodeles waltl* Michahelles, 1830) y tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus* (Wolterstorff, 1905)) (**Tabla 1, Anexo 4**). La categoría de usos del suelo manejado fue la más abundante, predominando en más de la mitad de las lagunas, la categoría natural predominó en 11 lagunas y la categoría artificial en 3. Este resultado indicó que el 70% de las lagunas temporales se encuentran en entornos con un grado de presiones antrópicas relevante, 3 de ellas con un nivel grave. Por último, la distancia al punto de agua más cercano varió entre 5 m y 2 km y el resultado del análisis espacial dbMEM indicó que únicamente los 5 primeros vectores (MEM1-5), referentes a grandes escalas, tuvieron una correlación positiva con el espacio y por tanto fueron los únicos vectores incluidos en los posteriores análisis (**Anexo 4**).

Tabla 1. Rangos de variación de las variables ambientales medidas en las lagunas muestreadas de la Comunidad de Madrid para cada subconjunto de variables. Se da los valores mínimos (Min) y máximos (Max) y la media y desviación estándar (DE) para los datos generales. Para el conjunto de lagunas en general y para cada tipo de laguna en función de la presencia de grandes branquiópodos (GB).

Variables ambientales	General				Con GB		Sin GB	
	Min	Media	DE.	Max	Min	Max	Min	Max
VARIABLES ABIÓTICAS								
Profundidad máxima (m)	0,13	0,6	0,4	> 1,3	0,2	1,1	0,1	1,5
Conductividad eléctrica (µS/cm)	16,8	468,7	991,1	5952	66	363	17	5952
Oxígeno disuelto (mg/L)	3,9	10,7	3,4	20,4	9	14,7	3,9	20,4
pH	6,3	7,8	0,8	9,4	6,4	8,9	6,3	9,4
Turbidez (FTU)	3,3	300	965	4844	8	4844	3,3	191
Alcalinidad (mEq/L)	0,11	2,1	2,2	9,5	0,2	3,5	0,1	9,5
Fósforo inorgánico disuelto (µg/L)	2,4	85,7	206,9	1147	2,4	1147	6,3	178
Fósforo total (µg/L)	12,14	212,4	410,8	2318	23	2318	12	476
N de amonio (µg/L)	0,35	5,3	21,6	129	0,5	9,9	0,4	129
N de nitrito (µg/L)	0,06	0,3	0,6	3,7	0,1	0,9	0,1	3,7
N de nitrato (µg/L)	0,28	1,9	6,0	36,1	0,3	36,1	0,3	2,6
N inorgánico disuelto (µg/L)	0,79	7,5	22,3	130	1	37,5	0,8	130
VARIABLES BIÓTICAS								
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,33	5,9	10,3	58,3	1,1	19,5	0,3	58,3
Cobertura vegetación acuática	0	0,565	0,3	1	0	0,9	0	1
Riqueza vegetación acuática (nº taxa)	0	4	2	10	0	7	0	10
Riqueza urodelos (nº taxa)	0	0,77	0,8	2	0	2	0	2
CATEGORÍAS DE USOS DEL SUELO								
Artificial (proporción, de 0 a 1)	0	0,116	0,2	1	0	1	0	0,37
Manejado	0	0,584	0,4	1	0	1	0	1
Natural	0	0,3	0,4	1	0	0,9	0	1
VARIABLES DE CONECTIVIDAD								
Distancia Punto de agua (m)	5	522,4	509,2	1915	18	1230	5	1915

El análisis PCA de las variables abióticas indicó la presencia de un gradiente de concentración de nutrientes en el primer eje (36% de varianza absorbida) y un gradiente de concentración de oxígeno disuelto y pH en el segundo eje (17%). El PCA de variables bióticas indicó un gradiente de riqueza y cobertura de vegetación en el primer eje (42%). El análisis de usos del suelo indicó un claro gradiente desde proporción de superficie de uso natural hasta uso suelo manejado en el primer eje (60%) y un gradiente de proporción de superficie artificial en el segundo eje (40%). El PCA de conectividad no indicó ningún gradiente relativo al espacio (**Fig. 4**). El análisis de correlaciones indicó una correlación > 0,6 entre el pH y la concentración de oxígeno disuelto, la alcalinidad con la conductividad y el pH, el DIP y el P total, y entre las diferentes formas inorgánicas del N, así como entre las categorías de uso del suelo natural y manejado (**Anexos**

5 y 6). Por ello, en los análisis estadísticos solo se incluyeron las variables abióticas profundidad, conductividad, pH, turbidez, DIP, NH_4^+ y NO_3^- y las categorías de usos del suelo natural y artificial.

Figura 3. Mapa de la proporción entre el fósforo total y el fósforo particulado (Ptot/Ppart). En rojo se señalan las lagunas con Ptot/Ppart > 2 y en verde las lagunas con Ptot/Ppart < 2.

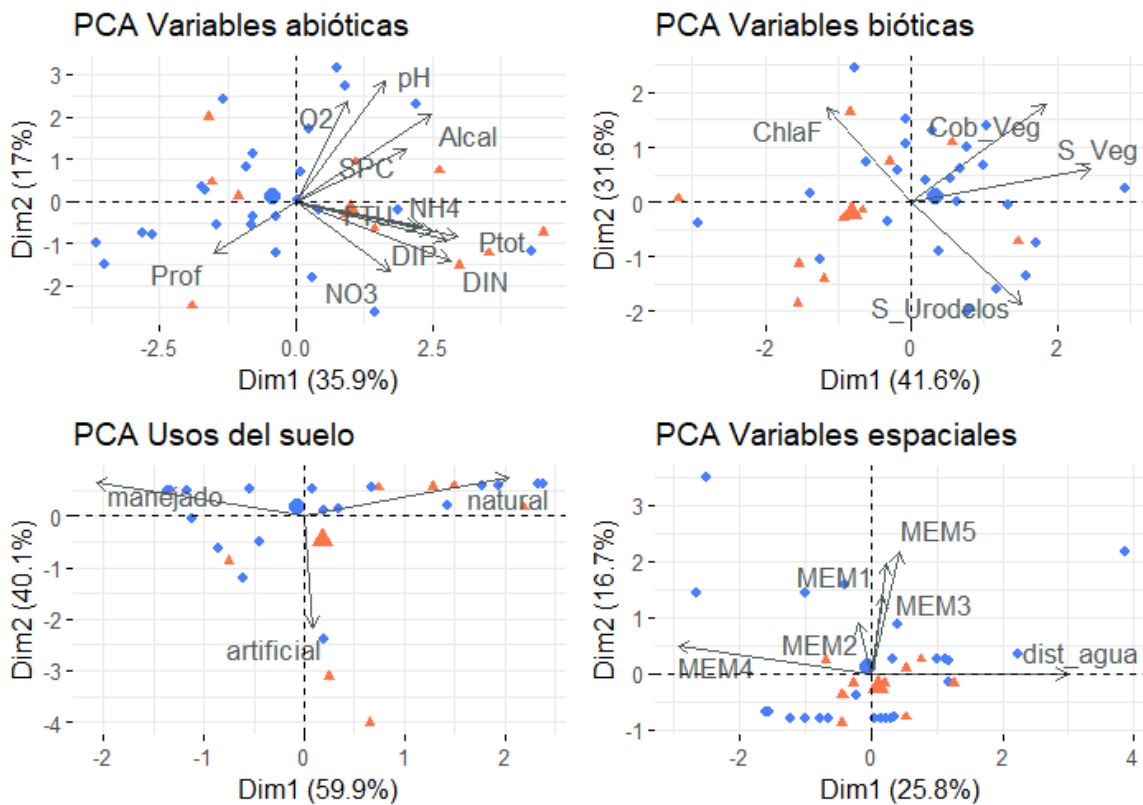
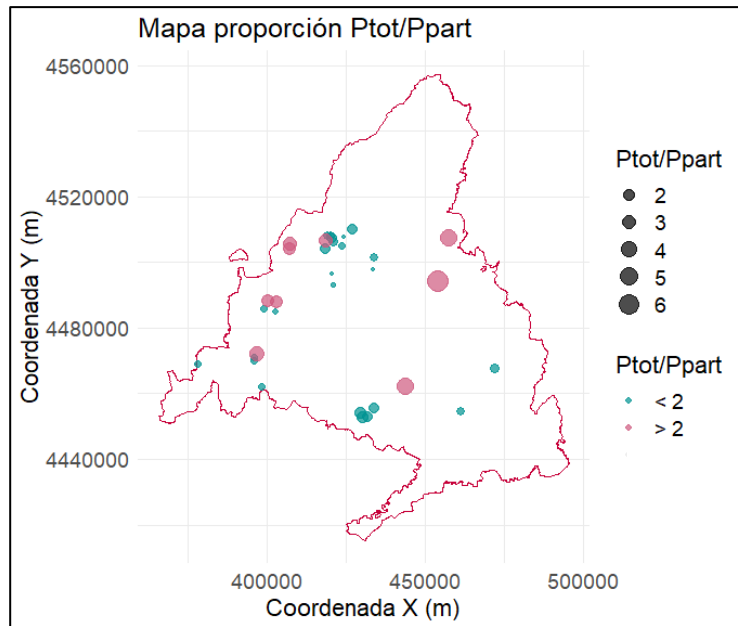


Figura 4. Análisis de Componentes Principales (PCA) para cada subgrupo de variables ambientales: abióticas, bióticas, usos del suelo y espaciales. Puntos azules indican lagunas sin grandes branquiópodos (GB) y triángulos naranjas indican lagunas con GB. Las formas de mayor tamaño indican el centroide de cada subgrupo de lagunas. **Prof:** profundidad máxima (m), **SPC:** conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), **O_2 :** oxígeno disuelto (mg/L), **pH,** **FTU:** turbidez (FTU), **Alcal:** alcalinidad (mEq/L), **DIP:** fósforo inorgánico disuelto ($\mu\text{g}/\text{L}$), **Ptot:** fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$), **DIN:** nitrógeno inorgánico disuelto ($\mu\text{g}/\text{L}$), **NH_4 :** N de amonio ($\mu\text{g}/\text{L}$), **NO_3 :** N de nitrato ($\mu\text{g}/\text{L}$). **ChlaF** ($\mu\text{g}/\text{L}$), **S_Veg:** riqueza de vegetación acuática (n° taxones), **Cob_Veg:** cobertura total de vegetación acuática (proporción 0-1), **S_Urodelos:** riqueza de urodelos (n° taxones); **Artificial, Manejado y Natural:** proporción de cada categoría de uso del suelo en un buffer de 100 m (0-1); **Dist_agua:** distancia al punto de agua más cercano (m).

Comunidad general de macroinvertebrados

La riqueza total identificada en las 35 lagunas muestreadas en la Comunidad de Madrid fue de 125 taxones, de todos ellos el coleóptero adulto *Colymbetes fuscus* (Linnaeus, 1758) fue el único que se registró exclusivamente en el manguero intensivo general de las lagunas (**Anexos 7 y 8**). Entre lagunas la riqueza varió desde un máximo de 40 especies hasta un mínimo de 1 especie, el heteróptero adulto *Gerris gibbifer* Schummel, 1832, con un promedio de 15 ± 10 especies por laguna (**Fig. 5, Anexo 4**). La mayor riqueza de taxones se identificó dentro del orden Coleoptera con 51 taxones y seguido de Heteroptera (22 taxones) y Diptera (21 taxones). La presencia de grandes branquiópodos se registró en un 29% de las lagunas (10 lagunas) y su rango de abundancia relativa varió entre 0,17 ind/mang (1 individuo en 6 mangueros) hasta 127,4 inds/mang (892 individuos en 7 mangueros) (**Anexo 7 y 8**). Se identificaron 4 especies, 3 de ellas pertenecientes al orden Anostraca (gambas duende): *Chirocephalus diaphanus* Desmarest, 1823, *Tanymastix stagnalis* (Linnaeus, 1758) y *Branchipus schafferi* Fischer de Waldheim, 1834. Mientras que solo 1 perteneció al orden Notostraca (camarones escudo): *Triops cancriformis* (Lamarck, 1801) (**Fig. 5, Anexo 7 y 9**). Las variables que determinaron la riqueza de la comunidad de macroinvertebrados fueron la riqueza de vegetación acuática, la concentración de clorofila *a* y la conductividad eléctrica, todas con un efecto positivo y significativo. El modelo seleccionado explicó un 53% de la varianza, aunque también incluyó el vector espacial MEM3 que no tuvo ningún efecto significativo (**Tabla 2**). Además, los taxones que más contribuyeron (>5%) a la disimilitud de las comunidades de macroinvertebrados de las lagunas fueron las subfamilias de dípteros Culicinae (9,5%) y Chironominae (5,6%), el anostráceo *C. diaphanus* (7%), las larvas de coleópteros del género *Agabus* (5,3%) y los adultos de coleópteros del género *Helophorus* (5,1%).

Tabla 2. Tabla de coeficientes del modelo lineal generalizado elaborado para la riqueza de macroinvertebrados de cada laguna en función de las variables ambientales. Desv. Est. Corresponde a la desviación estándar del coeficiente. Pr(>|t|) corresponde al valor de significación, en negrita se indican los valores significativos.

	<i>Coeficiente</i>	<i>Desv. Est.</i>	<i>t valor</i>	<i>Pr(> t)</i>
<i>Intercepta</i>	-14,66	6,68	-2,2	< 0,05
<i>S Vegetación</i>	2,27	0,62	3,7	< 0,001
<i>Clorofila a</i>	3,92	1,05	3,7	< 0,001
<i>Conductividad</i>	3,04	1,09	2,8	< 0,01
<i>MEM3</i>	1,90	1,21	1,57	0,126

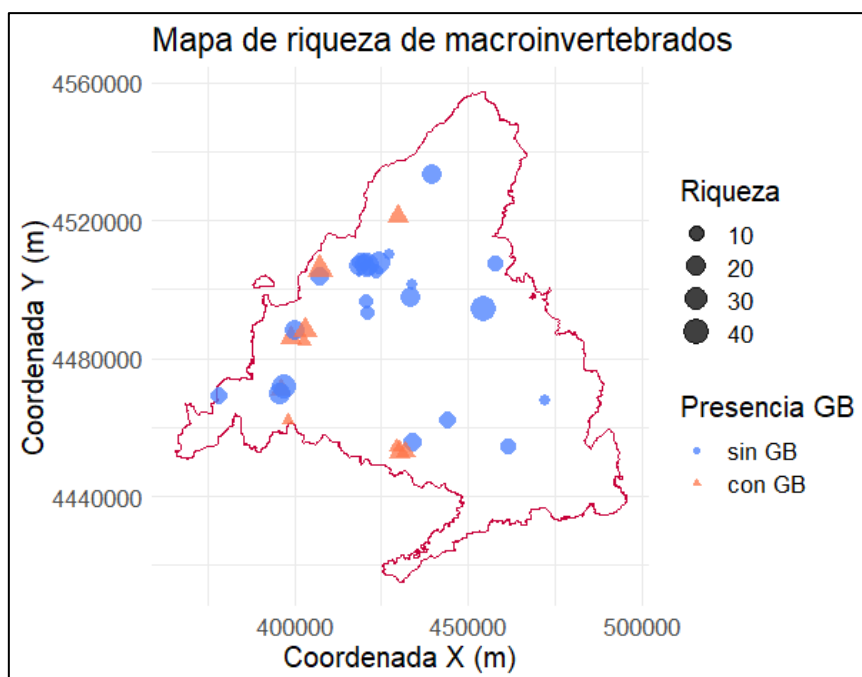


Figura 5. Mapa de riqueza de la comunidad de macroinvertebrados en las lagunas muestreadas de la Comunidad de Madrid. El tamaño del punto indica la riqueza de cada laguna. Los círculos azules representan las lagunas sin grandes branquiópodos (GB) y los triángulos naranjas las lagunas con GB.

El análisis DistLM indicó que la estructura de la comunidad de macroinvertebrados estuvo determinada de forma significativa por las variables abióticas conductividad eléctrica, pH y la concentración de N-NO_3^- , aunque el modelo incluyó también la profundidad máxima, la turbidez y el amonio, explicando el 9% de la varianza (**Tabla 3**). El gráfico dbRDA para el conjunto de lagunas indicó una correlación negativa de las comunidades de macroinvertebrados con el N-NO_3^- y el pH, mientras que la correlación fue positiva con la conductividad eléctrica (**Fig. 6A**). La cobertura de vegetación acuática fue la única variable biótica que tuvo un efecto significativo y junto a la riqueza de urodelos explicaron un 4,5% de la varianza. La categoría de uso del suelo “natural” fue la única variable seleccionada en el modelo explicando un 2% de la varianza. Por el contrario, las variables de conectividad no tuvieron ningún efecto significativo, aunque el vector espacial MEM5 indicador de escalas medias-grandes tuvo un efecto marginalmente significativo (**Tabla 3**). El análisis de partición de la varianza indicó una ligera covariación entre las variables abióticas (conductividad eléctrica, pH y concentración de N-NO_3^-) y la cobertura de vegetación, compartiendo un 2% de la varianza explicada, pero ninguna de ellas fue covariante con la categoría “natural” de usos del suelo. El efecto puro de estas variables abióticas fue del 5%, el de la cobertura de vegetación acuática del 2% y de tipo de suelo natural del 2%, dejando sin explicar el 89% de la varianza (**Fig. 6B**).

Tabla 3. Tabla de coeficientes de los modelos lineales basados en distancias ambientales (DistLM) para la comunidad general de macroinvertebrados. Se muestran las pruebas seleccionadas tras un proceso de selección *forward stepwise* basado en el R^2 ajustado (Adj. R^2). En negrita se señalan los p-valores significativos ($< 0,05$).

	Variable	Adj. R^2	Pseudo-F	P-valor
Variables abióticas	Conductividad	0,023	1,79	< 0,05
	pH	0,048	1,88	< 0,01
	NO ₃ ⁻	0,067	1,66	< 0,05
	Profundidad	0,078	1,36	0,102
	Turbidez	0,080	1,06	0,388
	NH ₄ ⁺	0,089	1,30	0,154
Variables bióticas	Cob. Veg	0,042	2,51	< 0,001
	S urodelos	0,045	1,08	0,353
Usos del suelo	Natural	0,016	1,56	< 0,05
Conectividad	MEM5	0,015	1,51	0,058
	MEM1	0,021	1,23	0,190
	MEM2	0,027	1,17	0,245

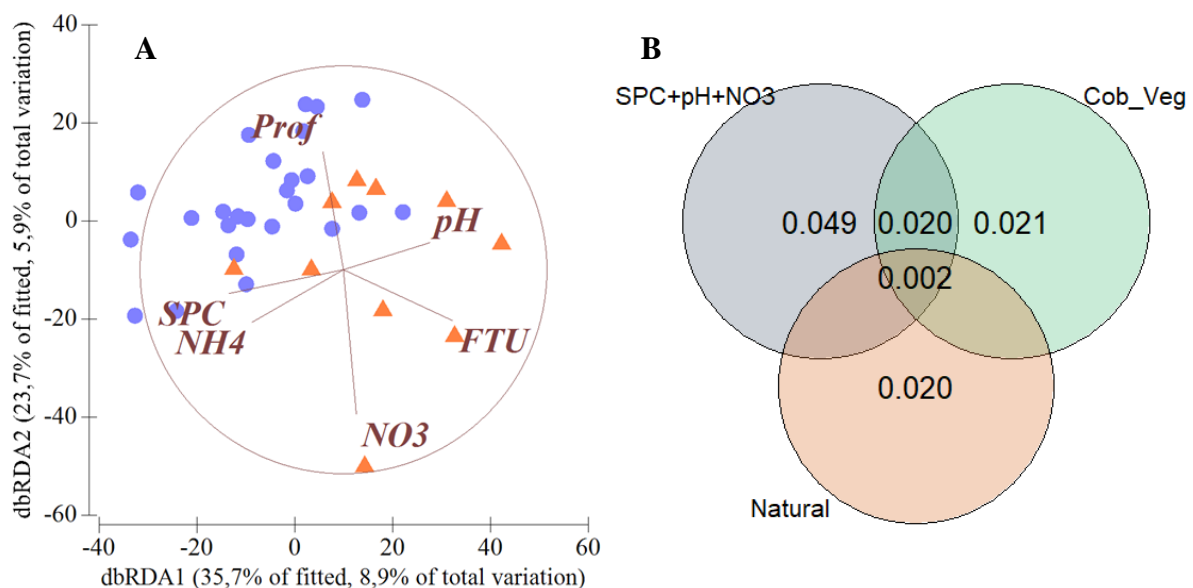


Figura 6. **A)** Gráfico dbRDA del modelo lineal basado en la distancia para las variables abióticas: Prof: profundidad máxima (m), SPC: conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH, FTU: turbidez (FTU), NH₄: N de amonio ($\mu\text{g}/\text{L}$), NO₃: N de nitrato ($\mu\text{g}/\text{L}$). **B)** Diagrama de Venn resultante del análisis de partición de la varianza que incluyó las variables significativas de los análisis DistLM.

Comunidades de macroinvertebrados – Lagunas con y sin grandes branquiópodos

Las lagunas sin GB tuvieron una riqueza total de 111 taxones (90% de la riqueza total), mientras que las lagunas con GB únicamente tuvieron 58 taxones (47%). Al comparar ambos tipos de lagunas, se detectaron diferencias significativas en las variables abióticas ($F\text{-exp} = 5,75$; $p <$

0,01), llegando a explicar un 15% de la varianza. Sin embargo, las variables bióticas sólo presentaron diferencias marginalmente significativas ($F\text{-exp} = 2,88$; $p = 0,06$; 8% de la varianza explicada), y no se detectaron diferencias significativas en los usos del suelo ($F\text{-exp} = 0,81$; $p = 0,42$) ni en la distancia al punto de agua más cercano ($F\text{-exp} = 0,42$; $p = 0,51$). Se detectó que sólo la turbidez tuvo un efecto significativo y positivo sobre la presencia-ausencia de GB cuando se consideraron las variables abióticas. El modelo seleccionado además incluyó la concentración de N-NH_4^+ y tuvo una capacidad explicativa del 43% de la varianza. Estas diferencias en función de la presencia de GB pueden observarse también en el gráfico dbRDA del modelo DistLM de variables abióticas para la comunidad general de macroinvertebrados, en el que las lagunas con GB estuvieron relacionadas de forma positiva con la turbidez y de forma negativa con la concentración de N-NH_4^+ (**Fig. 6A**). Por otra parte, el modelo que se seleccionó para las variables bióticas incluyó la cobertura de vegetación acuática con un efecto significativo y negativo y la riqueza de urodelos, con una capacidad predictiva de un 18%. Los usos del suelo y la distancia al punto de agua más cercano no tuvieron ninguno un efecto significativo en la presencia de grandes branquiópodos (**Tabla 4**).

Tabla 4. Tabla de coeficientes del Modelo Lineal Generalizado (GLM) usando como variable respuesta la presencia-ausencia de grandes branquiópodos, tras un proceso de selección *forward stepwise* para cada subconjunto de variables ambientales: abióticas, bióticas, usos del suelo y conectividad.

	<i>Variables</i>	<i>Coficiente</i>	<i>Valor z</i>	<i>Pr(> z)</i>
<i>Variables abióticas</i>	Intercepta	-8,6	-2,57	< 0,01
	Turbidez	2,3	2,34	< 0,05
	Amonio	-1,05	-1,76	0,08
<i>Variables bióticas</i>	Intercepta	1,22	1,33	0,18
	Cob. Veg.	-3,03	-2,26	< 0,05
	S urodelos	-0,85	-1,44	0,15
<i>Usos del suelo</i>	Intercepta	-1,22	-2,77	< 0,01
	Artificial	2,33	1,48	0,14
<i>Conectividad</i>	Intercepta	-0,50	-0,70	0,48
	Distancia	-0,02	-0,66	0,51

Además, también se detectaron diferencias significativas entre la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas con GB y la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas sin GB ($F\text{-exp} = 2,18$; $p < 0,01$), llegando a explicar un 6% de la varianza (**Fig. 7**). Los taxones de macroinvertebrados que contribuyeron de forma significativa ($p < 0,05$) a estas diferencias fueron los coleópteros adultos del género *Helophorus* (7%), la familia de oligoquetos Tubificidae (3%) y el heteróptero adulto *Sigara lateralis* (2%). El análisis DistLM

indicó que la estructura de la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas con GB estuvo determinada significativamente por la distancia al punto de agua más cercano (Pseudo-F = 1,98; $p < 0,05$) de forma negativa, llegando a explicar un 10% de la varianza. Las comunidades de macroinvertebrados se favorecieron menor distancia, es decir, mayor conectividad. Además, este modelo seleccionó el vector espacial MEM5, aunque no tuvo un efecto significativo (**Tabla 5, Fig. 8A**). En cambio, las variables ambientales que determinaron la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas sin GB fueron similares a las detectadas para la comunidad general, las variables abióticas conductividad eléctrica (3% de varianza explicada) y pH (7%), la cobertura total de vegetación acuática (3%) y la proporción de superficie de la categoría natural de usos del suelo (2,5%) (**Tabla 5**). La partición de la varianza incluyendo estas variables indicó que se produjo una ligera covariación entre la cobertura de vegetación y las variables abióticas compartiendo un 2,3% de varianza explicada. El efecto puro de la conductividad y el pH fue del 4%, el de la cobertura de vegetación acuática del 1% y el del tipo de suelo del 3% (**Fig. 8B**).

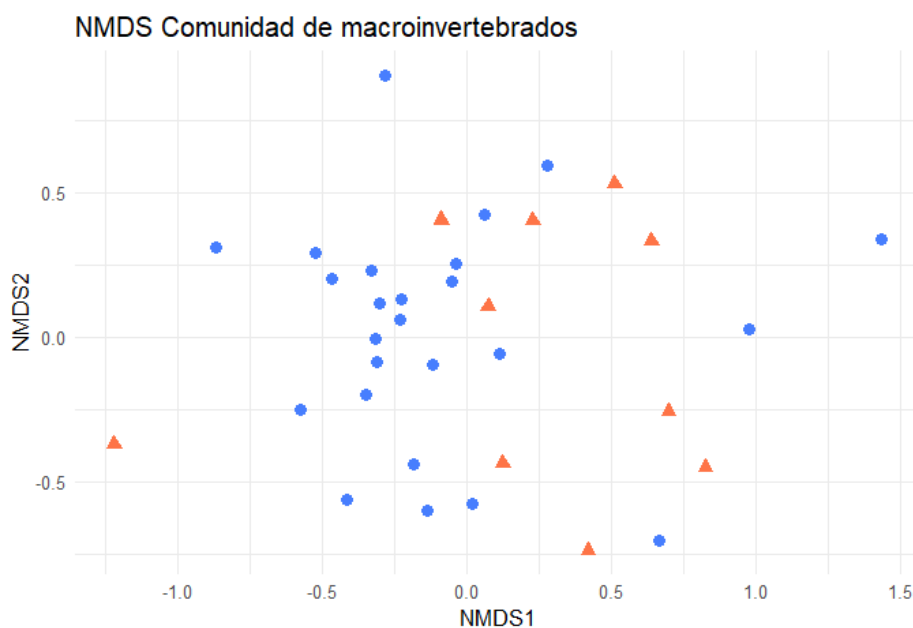


Figura 7. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) realizado a partir de los datos de la comunidad de macroinvertebrados (estrés = 0,22). Los triángulos naranjas indican las lagunas con GB y los círculos azules las lagunas sin GB.

Discusión

Las lagunas temporales son hábitats altamente fluctuantes y están condicionadas por un amplio rango de variables ambientales (Williams, 2006). En este estudio las variables que más influyeron en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados fueron la conductividad

eléctrica, el pH, la concentración de N-NO₃⁻, la cobertura total de la vegetación acuática y las zonas de vegetación naturalizada en los alrededores de las lagunas. Además, la riqueza de macroinvertebrados estuvo relacionada positivamente con la riqueza de vegetación acuática, la concentración de clorofila *a* y la conductividad eléctrica. En cambio, la presencia de grandes branquiópodos estuvo relacionada con la turbidez de forma positiva y con la cobertura total de vegetación acuática de forma negativa. La presencia de grandes branquiópodos (GB) desveló una estructura y composición particular de las comunidades de macroinvertebrados que habitan estas lagunas. Mientras que la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas en las que no se detectaron grandes branquiópodos estuvo condicionada por las mismas variables que la comunidad general (a excepción del N-NO₃⁻), la comunidad de las lagunas con grandes branquiópodos tuvo una riqueza menor y estuvo exclusivamente determinada por la distancia al punto de agua más cercano. Esto reveló que las comunidades de macroinvertebrados que presentaron GB fueron diferentes a las del resto de lagunas, con una composición singular que no se rigió por la variación ambiental general condicionada por gradientes de perturbación antrópica, sino que parecieron depender de una alta conectividad con otros puntos de agua.

Tabla 5. Tabla de coeficientes de los modelos lineales seleccionados (DistLM) para la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas con GB y sin GB. Se muestran los modelos seleccionados tras un proceso de selección *forward stepwise* basado en el R² ajustado (Adj. R²). En negrita se señalan los p-valores significativos (< 0,05).

		<i>Variable</i>	<i>Adj. R2</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>P-valor</i>
<i>Lagunas con grandes branquiópodos (GB)</i>	Variables de conectividad	MEM5	0,038	1,36	0,17
		Distancia PdA	0,143	1,98	< 0,05
<i>Lagunas sin grandes branquiópodos (GB)</i>	Variables abióticas	Conductividad	0,031	1,77	< 0,05
		pH	0,067	1,90	< 0,01
		N-NO3	0,074	1,16	0,268
		Profundidad	0,095	1,48	0,065
		DIP	0,096	1,02	0,436
	Variables bióticas	Cob. Veg	0,028	1,69	< 0,05
		Clorofila <i>a</i>	0,030	1,06	0,382
		S urodelos	0,032	1,04	0,407
	Usos del suelo	Natural	0,025	1,60	< 0,05

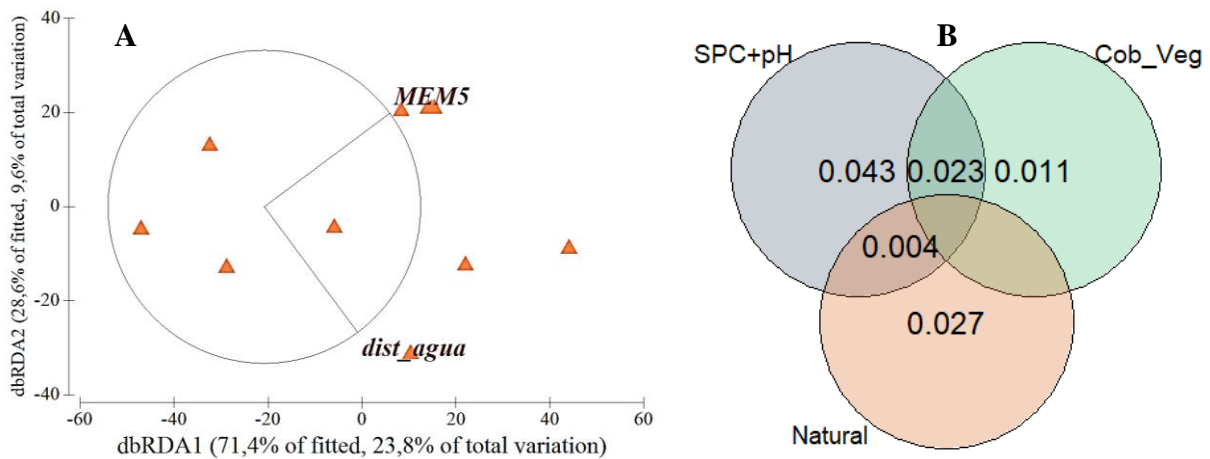


Figura 8. Izquierda) Gráfico dbRDA del análisis DistLM de variables de conectividad para las lagunas con GB. Derecha) Gráfico dbRDA del análisis DistLM de variables abióticas para las lagunas sin GB.

Comunidad general de macroinvertebrados

La riqueza registrada en las lagunas temporales de la CAM (125 taxones) fue muy similar a la identificada en otros estudios similares (Boix *et al.*, 2001; Culioli *et al.*, 2006; Waterkeyn *et al.*, 2008; Florencio *et al.*, 2009), a pesar de localizarse muchas de ellas en entornos con un elevado grado de antropización. Las comunidades de macroinvertebrados estuvieron caracterizadas principalmente por coleópteros, heterópteros, dípteros y grandes branquiópodos. La riqueza máxima de macroinvertebrados (40 taxones) se dio en una laguna (CM33, Algete; **Anexo 1**) con una cobertura de vegetación acuática media (65%), una conductividad eléctrica notable (1,1 mS/cm), una elevada concentración de oxígeno disuelto (14,8 mg/L) y una reducida concentración de las formas del nitrógeno (DIN=1,6). Esta laguna se localizó en una zona con una gran proporción de uso del suelo de la categoría natural (88%) lo que favoreció un ecosistema en buen estado. Su comunidad de macroinvertebrados estuvo formada principalmente por coleópteros (19 taxones), dípteros (9 taxones), heterópteros (5 taxones) y odonatos (3 taxones), indicando que es esencial mantener el buen estado de la calidad del agua y del entorno de las lagunas para conservar sus comunidades, aunque la diversidad podría ser mayor en sistemas altamente conectados (Lamelas-López *et al.*, 2021; Zamora-Marín *et al.*, 2021; Caballero-Díaz *et al.*, 2022). Dos de los taxones que más contribuyeron a las diferencias entre lagunas fueron las subfamilias de dípteros Chironomidae y Culicidae, ambas adaptadas a colonizar una gran diversidad de ecosistemas acuáticos abarcando todo el rango de calidad del agua, aunque fueron más abundantes en ambientes más degradados (Oscóz *et al.*, 2011). Por otra parte, los géneros de coleópteros *Agabus* spp. y *Helophorus* spp., incluyen una gran diversidad de especies (10 y 13 spp. respectivamente en la CAM) capaces de habitar en una gran variedad de ambientes y condiciones (Millán, 2014). Las larvas de *Agabus* predominaron

en lagunas más conservadas, mientras que los adultos de *Helophorus* en ambientes degradados con abundante vegetación acuática (**Anexo 8**). Por último, el anostráceo *Chirocephalus diaphanus* se encontró en ambientes muy variados, aunque muy oxigenados. Las diferentes preferencias de hábitat de estos taxones en la CAM reflejaron las diferencias observadas entre lagunas en la composición de la comunidad de macroinvertebrados.

Cabe destacar la presencia del coleóptero *Hygrotus fresnedai* (Fery, 1992) (**Anexo 8**), esta especie es un endemismo ibérico restringido al centro de la península, principalmente en llanuras del Sistema Ibérico y Sistema central. Se trata de una especie considerada rara debido a poblaciones de baja densidad lo que constituye su principal factor de riesgo (Millán, 2014). Además, el estado de las lagunas temporales de la CAM inmersas en una matriz del paisaje bastante antropizada pone de relevancia el elevado grado de vulnerabilidad y amenaza que sufren especies como esta. En este estudio, *H. fresnedai* se registró en dos lagunas (CM33 en Algete y CM11 en Manzanares el Real) muy diferentes entre sí en cuanto a su característica ambientales y usos del suelo. Concretamente CM11 se caracterizó por presentar una proporción $P_{tot}/P_{part} > 2$, una riqueza y cobertura de la vegetación acuática escasa y se localizó sobre suelo manejado entre una carretera de tierra y una finca ganadera. Por ello, urge proponer medidas de conservación dirigidas a controlar las presiones derivadas de las actividades urbana y agrícola en los entornos de las lagunas para conservar especies como esta. Por otro lado, también se registró la presencia del gasterópodo *Physella (Costatella) acuta* (Draparnaud, 1805) (**Anexo 8**), este caracol acuático está incluido en la lista de especies exóticas acuáticas, aunque con estatus de establecida y naturalizada en las aguas continentales ibéricas. Habita en todo tipo de ecosistemas dulceacuícolas, especialmente con escasa corriente y tolera aguas salobres y contaminadas. Su distribución original es de Norteamérica, aunque actualmente su presencia es generalizada en toda la Península Ibérica (Casals y Sánchez-González, 2020).

La composición de la comunidad de macroinvertebrados también puede utilizarse como indicador de la fase del hidroperiodo en la que se encuentran las lagunas temporales (Culioli *et al.*, 2006; Florencio *et al.*, 2009). Tras la fase de inundación de las lagunas temporales la comunidad de macroinvertebrados está caracterizada por la llegada de organismos dispersantes adultos de coleópteros y heterópteros y por la emergencia de las estructuras de resistencia y organismos enterrados en el sedimento como el coleóptero *Berosus signaticollis* (Charpentier, 1825) (Wiggins *et al.*, 1980; Boix *et al.*, 2001; Williams, 2006). Este patrón coincide con la composición de la comunidad de macroinvertebrados registrada en este estudio, en la que

dominaron organismos adultos de coleópteros y heterópteros, así como larvas de dípteros frente a la escasa abundancia relativa de larvas de odonatos y efemerópteros, más características de etapas más avanzadas del ciclo (Culioli *et al.*, 2006; Florencio *et al.*, 2009). La escasez de precipitaciones durante los primeros meses del ciclo hidrológico (septiembre-diciembre) condicionó el momento de inundación de las lagunas, permaneciendo algunas de ellas secas hasta marzo. El retraso del momento de inundación de las cubetas tiene un efecto importante en las comunidades debido a posibles desacoplamientos con el ciclo de vida de las especies. Florencio y colaboradores (2009) obtuvieron una composición de macroinvertebrados diferente en función del momento de inundación de las lagunas.

Variables ambientales, usos del suelo y conectividad

La producción primaria fue el principal determinante de la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados, tanto la riqueza y la cobertura total de vegetación acuática, como la concentración de clorofila *a*, tuvieron un efecto positivo sobre la comunidad de macroinvertebrados. Una gran diversidad de vegetación acuática ofrece una amplia variedad de recursos a la comunidad de organismos que habita las lagunas temporales, desde alimento y lugares de ovoposición, hasta refugio para presas y depredadores (Della Bella *et al.*, 2005). La vegetación acuática favorece el desarrollo de coleópteros, odonatos, hemípteros y efemerópteros, mientras que las zonas sin vegetación dominadas por sedimentos favorecen la presencia de oligoquetos, dípteros y nematodos (Bazzanti *et al.*, 2010). Además, la estructura de la vegetación puede influir en diversos procesos biológicos como las interacciones depredador-presa (Florencio *et al.*, 2014). En este estudio, la mayor riqueza de plantas (10 taxones) se dio en la laguna CM30 (municipio de Chapinería, zona adhesionada) (**Anexo 1**) que albergó una riqueza de 36 especies de macroinvertebrados, ninguna de ellas especies de GB. Este resultado es interesante ya que esta misma laguna tuvo una proporción de $P_{tot}/P_{part} > 2$ y se localizó sobre la categoría de uso del suelo manejado al lado de un camino que podría estar generando una cierta presión antrópica sobre el sistema. Esta presión se vio reflejada en la comunidad de macroinvertebrados que a pesar de ser diversa, estuvo dominada por dípteros (51 ind/mang, 8 taxones), organismos adaptados sobrevivir en ambientes eutróficos (Oscóz *et al.*, 2011) y coleópteros (20 taxones, 8,1 ind/mang) también adaptados a vivir en ambientes con cierto grado de eutrofización y mineralización (p.ej. *Agabus nebulosus*, *Bidessus goudoti*, *Hygrobia hermanni*, *Hyphidrus aubei*, *Metaporus meridionalis*) (Millán, 2014). Además, también se registró la presencia del coleóptero *Helochares punctatus* característico de aguas oligotróficas (Millán, 2014) y el hemíptero adulto *Plea minutissima* Leach, 1817 (4,5 ind/mang)

que prefiere aguas ricas en macrófitos (Nieser *et al.*, 1994) (**Anexo 8**). Esta comunidad de macroinvertebrados indicó la existencia de una perturbación antrópica que se debe gestionar para preservar su importante diversidad antes de que se convierta en una perturbación irreversible en el sistema.

La calidad del agua fue el segundo factor determinante de la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados, especialmente el pH, covariable con la concentración de oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica, covariable con la alcalinidad, y la concentración de N-NO_3^- covariable con las concentraciones de N-NO_2^- y DIN. Estos resultados coinciden con otros estudios en los que también se han considerado como importantes estructuradores de la diversidad de macroinvertebrados de lagunas temporales (Waterkeyn *et al.*, 2008; Florencio *et al.*, 2013, 2014). Además, también se ha visto que la calidad del agua afecta a la riqueza y composición de la vegetación acuática (Nicolet *et al.*, 2004; Della Bella *et al.*, 2008; Bilton *et al.*, 2009). A pesar de la ausencia de covariación entre las variables ambientales y el espacio, se puede observar que los valores de pH ácidos (6-7,5) se concentraron en las zonas de la sierra y la rampa, donde la litología predominante es ácida (rocas metamórficas y plutónicas), y valores más básicos de pH (7,5-9,5) en las zonas de vertientes y páramos (rocas sedimentarias y depósitos aluviales) (**Anexo 10**). Estos resultados podrían estar indicando una diferenciación de las comunidades de macroinvertebrados entre las lagunas del sureste y las lagunas del noroeste, coincidiendo con el efecto marginalmente significativo del vector espacial MEM5 indicativo de distancias medias-largas. Además, la ubicación de la ciudad de Madrid entre ambos subconjuntos de lagunas dificulta la capacidad de dispersión de los organismos, respaldando estas diferencias.

El aumento en la salinidad (conductividad eléctrica y alcalinidad) está considerado como una de las principales amenazas en los ecosistemas acuáticos continentales, generando impactos económicos, sociales y ambientales que pueden llevar a una pérdida de especies. Las causas de la salinización son diversas, como por ejemplo la contaminación por aguas residuales agrícolas, diversas presiones antrópicas, infiltraciones de aguas subterráneas o el aumento de la aridez por derivado del cambio climático (Williams, 1999) y se ha identificado como una de las principales variables determinantes de la comunidad de macroinvertebrados (Nicolet *et al.*, 2004; Waterkeyn *et al.*, 2008; Bilton *et al.*, 2009; Florencio *et al.*, 2014). En este estudio, la laguna (CM31, Getafe; **Anexo 1**) en la que se registró el valor más alto de salinidad (conductividad =6 mS/cm y alcalinidad =9,5 mEq/L) coincidió con la mínima concentración de clorofila *a* (0,33

mg/L) y una riqueza de vegetación acuática de 2 taxones, aunque su cobertura del 80%. Esta presión se vio reflejada en la comunidad de macroinvertebrados que, a pesar de albergar una riqueza de 14 taxones, predominaron larvas de dípteros (5 taxones y 14,4 ind/mang) y coleópteros (7 taxones y 10,2 ind/mang) con tolerancia a aguas mineralizadas y cierto grado de eutrofia (p.ej. larvas de *Agabus* spp. y *Rhantus/Colymbetes* spp., *Hydroglyphus geminus* o *Metaporus meridionalis*) (Millán, 2014). Además, la laguna (CM20, Manzanares el Real) en la que se registró el valor más bajo de salinidad (conductividad =0,017 mS/cm y alcalinidad =0,11 mEq/L) tuvo una riqueza de únicamente 4 taxones de macroinvertebrados (**Anexo 1**). En diversos estudios se ha detectado que valores bajos de conductividad también son indicadores de una fase temprana del hidropereodo (Culioli *et al.*, 2006; Florencio *et al.*, 2013), lo que podría estar justificando la escasa riqueza de macroinvertebrados, 3 de ellos dispersores activos (*Notonecta (Notonecta) maculata* Fabricius, 1794, *Gerris (Gerris) gibbifer* Schummel, 1832, e *Hydroporus* spp. Clairville, 1806).

La eutrofización tiene efectos adversos sobre las comunidades de organismos, especialmente en los sistemas acuáticos donde la aportación de nutrientes suele provocar cambios bruscos pasando de sistemas claros y dominados por macrófitos a sistemas turbios y dominados por algas (Declerck *et al.*, 2006; Sánchez-Carrillo *et al.*, 2011). En zonas con una elevada presión antrópica como la CAM, se ha detectado una correlación positiva entre la proporción de usos del suelo con actividades intensivas (manejado y artificial) en el entorno de las lagunas, la composición de la comunidad de macroinvertebrados y el deterioro de la calidad del agua (Novikmec *et al.*, 2016). Como consecuencia de estas actividades se producen incrementos en la carga de nutrientes que provocan cambios en la productividad y pueden alterar gravemente la composición de las comunidades de invertebrados acuáticos. En su estudio, Declerck y colaboradores (2006) detectaron una relación positiva entre el pisoteo por el ganado y la superficie de cultivos próxima a las lagunas, con el empobrecimiento de la calidad del agua a través de la carga de nutrientes, aumentando la turbidez del agua. En cambio, aquellas lagunas que tuvieron una mayor cobertura forestal en los alrededores estuvieron más asociadas a fases de aguas claras. Además, este efecto de los usos del suelo fue más fuerte a escala local (< 200 m de radio). Por otra parte, la carga de nutrientes también afecta negativamente a la vegetación acuática, alterando indirectamente la comunidad de macroinvertebrados (Kneitel y Lessin, 2010; Declerck *et al.*, 2011). Se ha observado un patrón común de productividad-biodiversidad entre hábitats y taxones que responde a una relación unimodal, donde la biodiversidad disminuye en los extremos del gradiente de productividad y alcanza valores máximos a niveles

intermedios (Dodson *et al.*, 2000). Especialmente con el nitrógeno y fósforo que son factores limitantes en la producción primaria de los humedales mediterráneos (Golterman, 1995). Este patrón de diversidad cambiante sugiere que los aportes de nutrientes y otras actividades antropogénicas asociadas pueden tener efectos negativos sobre la biodiversidad de lagunas temporales a medida que estos sistemas avanzan hacia una mayor productividad. En contraposición a este patrón, Kido y Kneitel (2021) no detectaron cambios significativos en la comunidad de macroinvertebrados a pesar de que el aumento de la carga de nutrientes alteró la calidad del agua aumentando la turbidez y la concentración de fósforo, y clorofila *a*.

En este estudio la concentración de N-NO_3^- tuvo un efecto significativo en la comunidad de macroinvertebrados. La laguna que presentó una mayor concentración de N-NO_3^- (36,1 $\mu\text{g/L}$; CM26, El Escorial) se situó en una zona de cultivos con parches de vegetación natural intercalados y estuvo caracterizada por la presencia del anostráceo *C. diaphanus* (8,4 ind/mang), coleópteros (11 taxones y 8,7 ind/mang) y larvas de dípteros (6,6 ind/mang). Además, la laguna en la que se registró el valor más alto de N-NH_4^+ (129 $\mu\text{g/L}$; CM29 Becerril de la Sierra) se localizó entre una zona de pastizal con uso ganadero y la cuneta de una carretera y su comunidad de macroinvertebrados estuvo dominada por larvas de dípteros de la familia Culicidae (20 ind/mang). Ambas comunidades de macroinvertebrados caracterizadas por la predominancia de taxones tolerantes a los aumentos en la carga de nutrientes, una vez más, señal de las elevadas presiones antrópicas a las que están sometidas las lagunas temporales de la CAM. Además, la proporción $P_{\text{tot}}/P_{\text{part}}$ fue superior a 2 en un 26% de las lagunas indicando un elevado grado de eutrofización aparentemente antrópica (Serrano *et al.*, 2017). La comunidad de macroinvertebrados de la laguna en la que se registró el valor más alto (6,7; CM23, Griñón) tuvo una riqueza de 14 taxones, aunque predominaron las larvas de dípteros de la familia Chironomidae (7,6 ind/mang) y el anostráceo *C. diaphanus* (126,4 ind/mang). Esta laguna se localizó inmersa en una matriz de cultivos, por lo que los datos del fósforo podrían estar indicando una contaminación derivada de la actividad agraria. Waterkeyn y colaboradores (2009) obtuvieron que el fosforo total influyó en la en la estructura de la comunidad de grandes branquiópodos en humedales donde se cree que favoreció la eclosión de algunas especies, entre ellas *C. diaphanus*. Este patrón común en la composición de las comunidades de macroinvertebrados de la mayoría de las lagunas temporales muestreadas, sugiere que los aportes de nutrientes y otras actividades antropogénicas asociadas pueden tener efectos negativos sobre la biodiversidad a medida que estos sistemas aumentan su productividad (Kido y Kneitel, 2021).

Comunidades de macroinvertebrados – Lagunas con y sin grandes branquiópodos

La presencia de grandes branquiópodos se registró en un 29% de las lagunas y mostró diferencias en las lagunas que habitaron tanto en las variables ambientales como en la comunidad de macroinvertebrados. Se identificaron un total de 3 especies de anostráceos (*Chirocephalus diaphanus*, *Branchipus schafferi*, *Tanymastix stagnalis*), representando un 19% de las especies ibéricas (16 spp.) y la especie de notostráceo *Triops cancriformis*, única especie reconocida dentro del género por Fauna Ibérica (Alonso, 1996) (**Anexo 9**). Aunque recientemente se ha identificado mediante análisis moleculares que su variabilidad intraespecífica podría diferenciar hasta 6 especies distintas en la Península Ibérica (Korn *et al.*, 2010). Al igual que en nuestro estudio, otros estudios también han detectado la turbidez como un factor importante en la presencia de grandes branquiópodos (Waterkeyn *et al.*, 2009; Stoch *et al.*, 2016). La turbidez del agua en estos sistemas tan someros dos orígenes diferentes: i) natural, al aumentar los sólidos inorgánicos en suspensión debido a la acción constante de factores externos como el viento en lagunas que se asientan sobre sedimentos arcillosos; o ii) artificial, causada por un exceso de nutrientes (p.ej. vertidos de aguas residuales) o por factores que limitan el crecimiento de los macrófitos (p.ej. herbicidas o pisoteo por el ganado) favoreciendo el desarrollo de las poblaciones fitoplanctónicas (Alonso, 1998). Además, se ha detectado que la turbidez modula la relación trófica intraespecífica entre los anostráceos y sus presas, cambiando su dieta de más herbívora en aguas transparentes a más carnívora en aguas turbias (Lukić *et al.*, 2020). Por otra parte, la turbidez del agua reduce la eficiencia de los depredadores visuales que pueden actuar sobre los anostráceos (Woodward y Kiesecker, 1994), y reduce la vegetación acuática que favorece el desarrollo de depredadores como larvas de odonatos y coleópteros aumentando el riesgo de depredación (Boven *et al.*, 2008). Algunos anostráceos son capaces de habitar en lagunas con una elevada densidad de vegetación acuática gracias a la presencia de adaptaciones relacionadas con la emergencia o con el ciclo vital. Por ejemplo, *B. schafferi*, *T. stagnalis* y *T. cancriformis* se caracterizan por un rápido crecimiento y maduración, lo que hace que estén bien adaptados a vivir en hábitats de corta duración y a evitar depredadores con ciclos de vida más largos (Waterkeyn *et al.*, 2009). En ocasiones, estos organismos están restringidos a zonas litorales con un mayor tiempo de desecación y un riesgo de depredación menor (Boven *et al.*, 2008). En este estudio, la presencia de anostráceos en las lagunas muestreadas pudo estar favorecida debido a la escasa densidad de depredadores al haberse retrasado el inicio del ciclo hidrológico por la escasez de precipitaciones (Schneider y Frost, 1996).

En este estudio la única laguna en la que apareció *T. cancriformis* (CM23, Griñón) coincidió con la laguna en la que se registró la mayor abundancia de *C. diaphanus* (126,4 ind/mang). El aumento de la turbidez de las lagunas en las que habitan los GB también puede ser el resultado de la bioturbación provocada por la estrategia de alimentación de notostráceos como *T. cancriformis* (Croel y Kneitel, 2011). La bioturbación es la alteración del sedimento que se produce en la interfase agua-sustrato debido a la excavación de madrigueras y a la búsqueda de alimento de estos organismos. Como consecuencia se inhibe el crecimiento de macrófitos y se alteran las dinámicas físicas, químicas y ecológicas, convirtiendo a estas especies en ingenieras de estos ecosistemas (Meysman *et al.*, 2006; Waterkeyn *et al.*, 2016). En este sentido, la resuspensión del sedimento puede ser beneficiosa para los filtradores pelágicos como los anostráceos por el incremento de superficie generado por las partículas de arcilla en suspensión aumentando la disponibilidad trófica y por la dispersión que se produce de las estructuras de resistencia en la columna de agua (Waterkeyn *et al.*, 2016). Por tanto, la presencia de grandes branquiópodos bentónicos puede promover indirectamente la diversidad de branquiópodos al redistribuir el alimento hacia la columna de agua y disminuir el riesgo de depredación (Waterkeyn *et al.*, 2009), así como la presencia de otros organismos detritívoros como oligoquetos que se alimentan de la materia orgánica y las bacterias del sedimento (Oscóz *et al.*, 2011). Aunque, estas condiciones también perjudican a una gran diversidad de macroinvertebrados que ven reducida su disponibilidad de hábitat y recursos, justificando la diferencia en la riqueza en función de la presencia de GB.

La distancia al punto de agua más cercano fue la única variable que determinó las diferencias en las comunidades de macroinvertebrados de las lagunas con grandes branquiópodos. Este resultado implica que los procesos relacionados con las limitaciones de dispersión tuvieron un efecto notable en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados de las lagunas que presentaron GB (10% de la varianza explicada). Este patrón también se ha observado en otros estudios en los el patrón espacial de las lagunas, así como su densidad, influyó en las comunidades de macroinvertebrados, especialmente en grandes branquiópodos (Nhiwatiwa *et al.*, 2011; Stoch *et al.*, 2016). La capacidad de dispersión de los macroinvertebrados condiciona el efecto relativo de las variables ambientales y de la conectividad entre lagunas. Aquellos con una gran capacidad de dispersión activa (migración) están mayormente condicionados por las variables ambientales, mientras que los macroinvertebrados con estrategias de dispersión pasiva, como los GB, están condicionados por procesos espaciales y de conectividad entre lagunas (Heino, 2013). Estos

macroinvertebrados dependen de vectores externos como el agua, el viento o el ganado, cuya eficacia disminuye con la distancia. Una tasa de dispersión elevada entre lagunas cercanas puede dar lugar a un aumento de la similitud entre comunidades muy próximas entre sí, mientras que, a medida que la distancia aumenta, la dispersión se vuelve gradualmente limitante para las distintas especies, generando mayor disimilitud entre las comunidades (Nhiwatiwa *et al.*, 2011). La dispersión de grandes branquiópodos es mayor en zonas áridas y pastizales abiertos que en zonas caracterizadas por una mayor complejidad del hábitat debido a la estructura de la vegetación circundante (Boven *et al.*, 2008; Korn *et al.*, 2010). En este estudio la mayoría de las lagunas en las que habitaron los GB también se localizaron en zonas abiertas en las que se favorece su dispersión. Por tanto, la disminución de la densidad de lagunas temporales en la matriz del paisaje supone una amenaza para estos organismos, ya que reduce el grado de conectividad de los sistemas de lagunas temporales (Stoch *et al.*, 2016).

Por último, a pesar de la importancia de la distancia al punto de agua más cercano sobre las comunidades de macroinvertebrados de lagunas habitadas por GB, aproximadamente el 90% de la varianza se quedó sin explicar. Esto pudo indicar que estas comunidades estuvieron condicionadas por variables concretas externas al gradiente ambiental dando lugar a comunidades de macroinvertebrados singulares en cada laguna. También, esto pudo deberse a la ausencia de otros factores determinantes de la estructura y composición de las comunidades de organismos de estos sistemas que no hayamos considerado, como el hidroperiodo (Culioli *et al.*, 2006; Waterkeyn *et al.*, 2008; Florencio *et al.*, 2009). Por otra parte, los resultados obtenidos en este estudio corresponden a un momento concreto condicionado por la ausencia de abundantes precipitaciones. Aunque este estudio se ha realizado en el mes de abril, que es el que se sugiere que se asemeja más entre años de diferente hidroperiodo (ver Florencio *et al.* 2009), los datos deben tomarse con cautela y en el contexto del momento concreto del muestreo. De hecho, estos resultados señalan que la heterogeneidad ambiental y la conectividad son factores clave en la conservación de las comunidades de macroinvertebrados de la Comunidad de Madrid, fomentando la aparición de especies emblemáticas de GB.

Implicaciones de gestión y conservación

Este tipo de estudios previos son esenciales y necesarios para establecer medidas de gestión y conservación adecuadas, especialmente cuando se trata de hábitats tan vulnerables. En general, la mejor estrategia de conservación consiste en preservar entornos diversos en hábitats no fragmentados para evitar la limitación de dispersión de las especies. En otros estudios se ha

determinado que es preferible proteger una amplia diversidad de lagunas interconectadas, en lugar de proteger únicamente aquellas que albergan un mayor número de especies (Florencio *et al.*, 2014). Esto es especialmente importante en la Comunidad de Madrid donde se producen elevadas presiones antrópicas y la conectividad resulta tan importante, especialmente para aquellas lagunas en las que habitan grandes branquiópodos. En este sentido, aunque las comunidades de macroinvertebrados tienen cierta resiliencia ante las perturbaciones como señal de alarma, si las condiciones adversas persisten podría suponer una pérdida de diversidad importante en una matriz altamente fragmentada. Por ello, la mejor medida de gestión es dejar que el propio sistema se recupere solo y se autogestione una vez se reduzcan las presiones actuales, incluso aquellas que suceden durante la fase seca de las lagunas, cuando son más vulnerable (Nicolet *et al.*, 2004). Además, es importante tener en cuenta que una degradación local severa generada por un evento de contaminación puede estar enmascarando el efecto de los usos del suelo a mayor escala de la cuenca de drenaje (Angeler *et al.*, 2008).

El efecto significativo de la distancia al punto de agua más cercano observado en este estudio revela que la presencia de masas de agua artificiales como abrevaderos o balsas tiene un efecto positivo en la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas temporales. Este patrón también se ha detectado en varios estudios en los cuales los estanques artificiales albergaron una gran proporción de la fauna regional, favoreciendo concretamente a las poblaciones de anfibios (Lamelas-López *et al.*, 2021; Zamora-Marín *et al.*, 2021; Caballero-Díaz *et al.*, 2022). A pesar de la elevada contribución de estas masas de agua artificiales, es esencial conservar también las lagunas temporales naturales para evitar empobrecimientos en términos de biodiversidad en el futuro, así como lagunas de nueva creación que asemejen condiciones naturales (Zamora-Marín *et al.*, 2021). Por otra parte, son necesarias medidas de gestión que mitiguen los efectos de la eutrofización, la salinización y la contaminación, revirtiendo el mal estado de muchas lagunas temporales naturales (Parra *et al.*, 2021). Una opción a escala local es restaurar la calidad del agua mediante dragados del sedimento para eliminar el exceso de materia orgánica teniendo cuidado con no alterar el banco de semillas y propágulos (p.ej. tamizando el sedimento dragado) y evitando ahondar las cubetas alterando su hidrología. Otra opción es dejar bandas de vegetación natural en los alrededores de las cubetas y humedales capaces de amortiguar la carga de nutrientes derivada de los usos del suelo adyacentes y a los flujos asociados a procesos atmosféricos, protegiendo también el banco de huevos cuando se deseca la laguna (Nicolet *et al.*, 2004; Angeler *et al.*, 2008). Por último, para su conservación a largo plazo, es necesario crear políticas que persigan y erradiquen el origen las diversas presiones antrópicas que

amenazan estos ecosistemas, así como la creación de áreas de conservación efectivas ya que se ha demostrado que tienen un efecto positivo sobre la riqueza de macroinvertebrados y en especial de grandes branquiópodos (Dube *et al.*, 2020).

En futuros estudios, se plantea en un incluir la composición de especies de la vegetación acuática y su cobertura individual, así como la comunidad de zooplancton, para evaluar sus interacciones con la comunidad de macroinvertebrados. Además, para comprender mejor el efecto de la conectividad entre puntos de agua, se plantea realizar un análisis espacial completo que englobe, no solo las lagunas muestreadas, sino el conjunto de masas de agua de la Comunidad de Madrid. De forma adicional se pretende realizar una aproximación a nivel funcional para entender mejor las interacciones entre la comunidad de organismos habitante de las lagunas temporales. También se contempla incluir otro tipo de variables climáticas como la evapotranspiración actual anual que sirve como indicador de las dinámicas agua-energía y es un factor crucial determinante de la cantidad de producción de la vegetación acuática y del hidropereodo de las lagunas (Stoch *et al.*, 2016).

Conclusiones

Tras haber evaluado el estado de conservación de las lagunas temporales de la Comunidad de Madrid, así como las variables que determinaron la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados, se ha detectado una importante influencia de las presiones antrópicas. La mayoría de las lagunas se localizaron en entornos manejados por el ser humano (cultivos, pastizales, urbano, etc.). Estas actividades intensivas generan un efecto en cascada que afecta a toda la comunidad de organismos de las lagunas temporales. El aumento de la carga de nutrientes afecta directamente a la calidad del agua, que a su vez perjudica a la riqueza y cobertura de la vegetación acuática, disminuyendo la disponibilidad de recursos para el resto de los organismos. En consecuencia, la estructura de la comunidad de macroinvertebrados se ve afectada, favoreciendo el desarrollo de especies generalistas y tolerantes como los dípteros, y perjudicando a especies endémicas o emblemáticas características de ambientes más conservados como los grandes branquiópodos. En este estudio, la composición de la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas temporales de la Comunidad de Madrid estuvo determinada por la producción primaria, la calidad del agua y el grado de salinidad. Concretamente, la presencia de grandes branquiópodos estuvo condicionada por el aumento de la turbidez del agua. Por el contrario, las comunidades de macroinvertebrados de las lagunas temporales en las que habitaron los grandes branquiópodos únicamente dependieron de la

conectividad con el resto de los puntos de agua cercanos, incluyendo naturales y artificiales. La ubicación de la ciudad de Madrid, así como la elevada fragmentación derivada del manejo de los usos del suelo, dificulta la capacidad de dispersión de los organismos, incrementando las diferencias en las comunidades de macroinvertebrados entre lagunas. A pesar de todo, las lagunas temporales de la Comunidad de Madrid mostraron una riqueza elevada, indicando la importancia que tienen estos ecosistemas tan vulnerables en la diversidad biológica regional y justificando la necesidad urgente de medidas de protección efectivas.

Bibliografía

- AEMET, Agencia Estatal de Meteorología. 2011. *Atlas climático ibérico. Iberian Climate Atlas*. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado. Madrid.
- AEMET, Agencia Estatal de Meteorología. 2022. Base de datos Meteorológica. Red principal Estaciones meteorológicas de AEMET. <https://datosclima.es/> Acceso mayo 2022.
- Alonso, M. 1996. *Crustacea Branchiopoda*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Alonso, M. 1998. *Las lagunas de la España peninsular*. Departamento de ecología, Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Álvarez Cobelas, M. y Sánchez Carrillo, S. 2020. *Ecología acuática de Madrid*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. y Clarke, K.R. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. Founders of PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK
- Angeler, D.G., Viedma, O., Sánchez-Carrillo, S. y Alvarez-Cobelas, M. 2008. Conservation issues of temporary wetland Branchiopoda (Anostraca, Notostraca: Crustacea) in a semiarid agricultural landscape: What spatial scales are relevant? *Biological Conservation*, 141: 1224–1234.
- Barrientos, J.A. 2004. *Curso práctico de entomología*. Asociación Española de Entomología.
- Bazzanti, M., Coccia, C. y Giuseppina Dowgiallo, M. 2010. Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: Taxonomic and functional analyses. *Limnologica*, 40: 291–299.
- Bilton, D.T., McAbendroth, L.C., Nicolet, P., Bedford, A., Rundle, S.D., Foggo, A., *et al.* 2009. Ecology and conservation status of temporary and fluctuating ponds in two areas of southern England. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 19: 134–146.
- Blanchet, F.G., Legendre, P. y Borcard, D. 2008. Forward Selection of Explanatory Variables. *Ecology*, 89: 2623–2632.
- Boix, D., Sala, J. y Moreno-Amich, R. 2001. The faunal composition of espolla pond (ne iberian peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands*, 21: 577–592.
- Borcard, D., Gillet, F. y Legendre, P. 2018. *Numerical Ecology with R*. Springer International Publishing. Cham.
- Boven, L., Vanschoenwinkel, B., De Roeck, E.R., Hulsmans, A. y Brendonck, L. 2008. Diversity and distribution of large branchiopods in Kiskunság (Hungary) in relation to

- local habitat and spatial factors: implications for their conservation. *Mar. Freshwater Res.*, 59: 940.
- Brendonck, L., Rogers, D.C., Olesen, J., Weeks, S. y Hoeh, W.R. 2008. Global diversity of large branchiopods (Crustacea: Branchiopoda) in freshwater. In: *Freshwater Animal Diversity Assessment* (E. V. Balian, C. Lévêque, H. Segers, and K. Martens, eds), pp. 167–176. Springer Netherlands. Dordrecht.
- Caballero-Díaz, C., Sánchez-Montes, G., Gómez, I., Díaz-Zúñiga, A. y Martínez-Solano, Í. 2022. Artificial water bodies as amphibian breeding sites: the case of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in central Spain. *Amphib.-Reptilia*, 43: 395–406.
- Camacho, A., Borja, C., Valero-Garcés, B., Sahuquillo, M., Cirujano, S., Soria, J. M, Rico, E., De La Hera, A., Santamans, A. C., García De Domingo, A., Chicote, A. y Gosálvez, R.U. 2009. 3170 Lagunas y Charcas Temporales Mediterráneas. In: *3170 Lagunas y Charcas Temporales Mediterráneas*. Ministerio Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Casals, F. y Sánchez-González, J.R. 2020. *Guía de las especies Exóticas e Invasoras de los Ríos, Lagos y Estuarios de la Península Ibérica*. Proyecto LIFE INVASAQUA. Sociedad Ibérica de Ictiología. León.
- Céréghino, R., Boix, D., Cauchie, H.-M., Martens, K. y Oertli, B. 2014. The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia*, 723: 1–6.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., Somerfield, P. y Warwick, R. 2014. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 3rd ed. Founders of PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK
- Collinson, N.H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M.J., Walker, D., Whitfield, M. y Williams, P.J. 1995. Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74: 125–133.
- Conesa García, M. 2022. *Larvas de libélulas en la península ibérica, 2ª edición*. Torres Editores. Granada.
- Confederación Hidrográfica del Ebro. 2012. *Guía de campo: Moluscos Acuáticos de la Cuenca del Ebro*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 2007. *Atlas. El Medio Ambiente en la Comunidad de Madrid*. Madrid.
- Convenio de Ramsar. 2018. *Marco estratégico y lineamientos para el desarrollo futuro de la Lista de Humedales de Importancia Internacional de la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). Actualización de 2018*.
- Croel, R.C. y Kneitel, J.M. 2011. Ecosystem-level effects of bioturbation by the tadpole shrimp *Lepidurus packardii* in temporary pond mesocosms. *Hydrobiologia*, 665: 169–181.
- Culioli, J.L., Foata, J., Mori, C., Orsini, A. y Marchand, B. 2006. Temporal succession of the macroinvertebrate fauna in a corsican temporary pond. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 56 (3): 215-221.
- Declerck, S., De Bie, T., Ercken, D., Hampel, H., Schrijvers, S., Van Wichelen, J., et al. 2006. Ecological characteristics of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, **131**: 523–532.

- Declerck, S.A.J., Bakker, E.S., van Lith, B., Kersbergen, A. y van Donk, E. 2011. Effects of nutrient additions and macrophyte composition on invertebrate community assembly and diversity in experimental ponds. *Basic and Applied Ecology*, 12: 466–475.
- Della Bella, V., Bazzanti, M. y Chiarotti, F. 2005. Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 583–600.
- Della Bella, V., Bazzanti, M., Dowgiallo, M.G. y Iberite, M. 2008. Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation. *Hydrobiologia*, 597: 85–95.
- Díaz-Paniagua, C., Fernández Zamudio, R., Serrano, L., Florencio, M., Sousa Martín, A., García Murillo, P., y Siljeström, P. 2016. *El sistema de lagunas temporales del Parque Nacional de Doñana: aplicación a la gestión y conservación de hábitats acuáticos singulares*. Organismo Autónomo Parques Nacionales (España).
- Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Sostenibilidad. 2020. *Plan de Actuación sobre Humedales Catalogados de la Comunidad de Madrid*. Madrid.
- Dobson, A.J. 2002. *An introduction to generalized linear models*, 2nd ed. Chapman & Hall/CRC. Boca Raton.
- Dodson, S.I., Arnott, S.E. y Cottingham, K.L. 2000. The Relationship in Lake Communities Between Primary Productivity and Species Richness. *Ecology*, 81: 2662–2679.
- Dray S, Bauman D, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guénard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi N, Wagner HH 2022. adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis. R package version 0.3-20, <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>
- Dray, S., Legendre, P. y Peres-Neto, P.R. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196: 483–493.
- Dray, S., Péliissier, R., Couteron, P., Fortin, M.-J., Legendre, P., Peres-Neto, P.R., *et al.* 2012. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. *Ecological Monographs*, 82: 257–275.
- Dube, T., de Necker, L., Wepener, V., Smit, N., Pinceel, T., Mwaijengo, G., *et al.* 2020. A comparison of aquatic macroinvertebrate and large branchiopod community composition between temporary pans of a conservation area and surrounding communal area in South Africa. *African Zoology*, 55: 67–77. Taylor & Francis.
- EPCN, European Pond Conservation Network. 2008. *The Pond Manifesto*.
- European Environment Agency. 2018. Water & Wetness (WAW). EU Copernicus programme.
- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., Gomez-Mestre, I. y Serrano, L. 2012. Sampling macroinvertebrates in a temporary pond: comparing the suitability of two techniques to detect richness, spatial segregation and diel activity. *Hydrobiologia*, 689: 121–130.
- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., Gómez-Rodríguez, C. y Serrano, L. 2014. Biodiversity patterns in a macroinvertebrate community of a temporary pond network. *Insect Conserv Divers*, 7: 4–21.
- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., Serrano, L. y Bilton, D.T. 2011. Spatio-temporal nested patterns in macroinvertebrate assemblages across a pond network with a wide hydroperiod range. *Oecologia*, 166: 469–483.

- Florencio, M., Fernández-Zamudio, R., Lozano, M. y Díaz-Paniagua, C. 2020. Interannual variation in filling season affects zooplankton diversity in Mediterranean temporary ponds. *Hydrobiologia*, 847: 1195–1205.
- Florencio, M., Gómez-Rodríguez, C., Serrano, L. y Díaz-Paniagua, C. 2013. Competitive exclusion and habitat segregation in seasonal macroinvertebrate assemblages in temporary ponds. *Freshwater Science*, 32: 650–662.
- Florencio, M., Serrano, L., Gómez-Rodríguez, C., Millán, A. y Díaz-Paniagua, C. 2009. Inter- and intra-annual variations of macroinvertebrate assemblages are related to the hydroperiod in Mediterranean temporary ponds. *Pond Conservation in Europe*, 323–339.
- García-Avilés, J. 2002a. *Biodiversidad de los humedales del Parque Regional del Sureste. II. Libélulas*. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid “Fernando González Bernáldez”. Madrid.
- García-Avilés, J. 2002b. *Biodiversidad de los humedales del Parque Regional del Sureste. III. Heterópteros acuáticos*. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid “Fernando González Bernáldez”. Madrid.
- García-de-Lomas, J., Sala, J., Barrios, V., Prunier, F., Camacho, A., Machado, M., et al. 2017. How threatened are large branchiopods (Crustacea, Branchiopoda) in the Iberian Peninsula? *Hydrobiologia*, 801: 99–116.
- Gold, K.K., Reed, P.D., Bemis, D.A., Miller, D.L., Gray, M.J. y Souza, M.J. 2013. Efficacy of common disinfectants and terbinafine in inactivating the growth of *Batrachochytrium dendrobatidis* in culture. *Diseases of Aquatic Organisms*, 107: 77–81.
- Golterman, H.L. 2004. *The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Golterman, H.L. 1995. The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands: results based on research in the Camargue (southern France). *Hydrobiologia*, 315: 39–58.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. y Ohmstad, M. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. Blackwell Sci. Publ. London.
- Håvard Tveite. 2019. NNJ. Nearest neighbour join. Join vector layers based on nearest neighbour relationships. <https://plugins.qgis.org/plugins/NNJoin/> Acceso octubre 2022
- Heino, J. 2013. Does dispersal ability affect the relative importance of environmental control and spatial structuring of littoral macroinvertebrate communities? *Oecologia*, 171: 971–980.
- Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.-A.C. y Foster, M.S. (eds). 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution.
- IGN, Instituto Geográfico Nacional. 2014. *Plan Nacional de Observación del Territorio*. Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España (SIOSE).
- IGN, Instituto Geográfico Nacional. 2022. *Información Geográfica de Referencia del Instituto Geográfico Nacional para la Hidrografía*. Grupo de trabajo del IGN en Hidrografía.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Sixth Assessment Report*. Working Group II IPCC

- Jeffrey, S.W. y Humphrey, G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 167: 191–194.
- Kassambara, A. y Mundt, F. 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7 <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- Kido, R.R. y Kneitel, J.M. 2021. Eutrophication effects differ among functional groups in vernal pool invertebrate communities. *Hydrobiologia*, 848: 1659–1673.
- Kneitel, J.M. y Lessin, C.L. 2010. Ecosystem-phase interactions: aquatic eutrophication decreases terrestrial plant diversity in California vernal pools. *Oecologia*, 163: 461–469.
- Korn, M., Green, A.J., Machado, M., García-de-Lomas, J., Cristo, M., Cancela da Fonseca, L., et al. 2010. Phylogeny, molecular ecology and taxonomy of southern Iberian lineages of *Triops mauritanicus* (Crustacea: Notostraca). *Org Divers Evol*, 10: 409–440.
- Lamelas-López, L., Borges, P.A.V., Serrano, L., Gonçalves, V. y Florencio, M. 2021. Biodiversity Patterns of Macroinvertebrate Assemblages in Natural and Artificial Lentic Waters on an Oceanic Island. *Front. Ecol. Evol.*, 8: 605176.
- Legendre, P. y Anderson, M.J. 1999. Distance-Based Redundancy Analysis: Testing Multispecies Responses in Multifactorial Ecological Experiments. *Ecological Monographs*, 69: 1–24.
- Lukić, D., Ptacnik, R., Vad, C.F., Póda, C. y Horváth, Z. 2020. Environmental constraint of intraguild predation: Inorganic turbidity modulates omnivory in fairy shrimps. *Freshwater Biology*, 65: 226–239.
- Martínez-Solano, I. 2004. *La conservación de los anfibios de Madrid fundamentos corológicos y moleculares*. Universidad Autónoma de Madrid.
- McCordle, B.H. y Anderson, M.J. 2001. Fitting Multivariate Models to Community Data: A Comment on Distance-Based Redundancy Analysis. *Ecology*, 82: 290–297.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis*. Washington (DC): World Resources Institute.
- Meysman, F.J.R., Middelburg, J.J. y Heip, C.H.R. 2006. Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 688–695.
- Millán, A. 2014. *Atlas de los coleópteros acuáticos de España peninsular*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Murphy, J. y Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31–36.
- Nhiwatiwa, T., Brendonck, L., Waterkeyn, A. y Vanschoenwinkel, B. 2011. The importance of landscape and habitat properties in explaining instantaneous and long-term distributions of large branchiopods in subtropical temporary pans: Community structure in temporary pans. *Freshwater Biology*, 56: 1992–2008.
- Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M.J., Reynolds, C., Whitfield, M., et al. 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation*, 120: 261–278.
- Nieser, N., Baena, M., Martínez-Aviles, J. y Millán, A. 1994. *Claves para la identificación de los heterópteros acuáticos (Nepomorpha & Gerromorpha) de la Península Ibérica - con*

- notas sobre las especies de las islas Azores, Baleares, Canarias y Madeira*. Madrid: Asociación Española de limnología.
- Novikmec, M., Hamerlík, L., Kočícký, D., Hrivnák, R., Kochjarová, J., O'ahel'ová, H., *et al.* 2016. Ponds and their catchments: size relationships and influence of land use across multiple spatial scales. *Hydrobiologia*, 774: 155–166.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J. 2022. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oscos, J., Galicia, D. y Miranda, R. (eds). 2011. *Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Parra, G., Guerrero, F., Armengol, J., Brendonck, L., Brucet, S., Finlayson, C. 2021. The future of temporary wetlands in drylands under global change. *Inland Waters*, 11: 445–456.
- Peterson B.G. y Carl P. 2020. *PerformanceAnalytics: Econometric Tools for Performance and Risk Analysis*. <https://CRAN.R-project.org/package=PerformanceAnalytics>.
- Pinceel, T., Buschke, F., Weckx, M., Brendonck, L. y Vanschoenwinkel, B. 2018. Climate change jeopardizes the persistence of freshwater zooplankton by reducing both habitat suitability and demographic resilience. *BMC Ecology*, 18: 2.
- Pinceel, T., Vanschoenwinkel, B., Brendonck, L. y Buschke, F. 2016. Modelling the sensitivity of life history traits to climate change in a temporary pool crustacean. *Sci Rep*, 6: 29451. Nature Publishing Group.
- Pyke, C.R. 2005. Assessing Climate Change Impacts on Vernal Pool Ecosystems y Endemic Branchiopods. *Ecosystems*, 8: 95–105.
- Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., *et al.* 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95: 1511–1534.
- QGIS Project. 2022. *QGIS 3.22. Un Sistema de Información Geográfica libre y de Código Abierto*. <https://www.qgis.org/es/site/> Acceso septiembre 2022
- R Core Team. 2022. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna.
- Sahuquillo, M. y Miracle, M.R. 2013. The role of historic and climatic factors in the distribution of crustacean communities in Iberian Mediterranean ponds. *Freshwater Biology*, 58: 1251–1266.
- Salvador, A., Pleguezuelos, L. y Reques, R. 2021. *Guía de los anfibios y reptiles de España*. Asociación Herpetológica Española.
- Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D.G., Álvarez-Cobelas, M. y Sánchez-Andrés, R. 2011. Freshwater Wetland Eutrophication. In: *Eutrophication: causes, consequences and control* (A. A. Ansari, S. Singh Gill, G. R. Lanza, and W. Rast, eds), pp. 195–210. Springer Netherlands. Dordrecht.
- Schneider, D.W. y Frost, T.M. 1996. Habitat Duration and Community Structure in Temporary Ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 64–86.

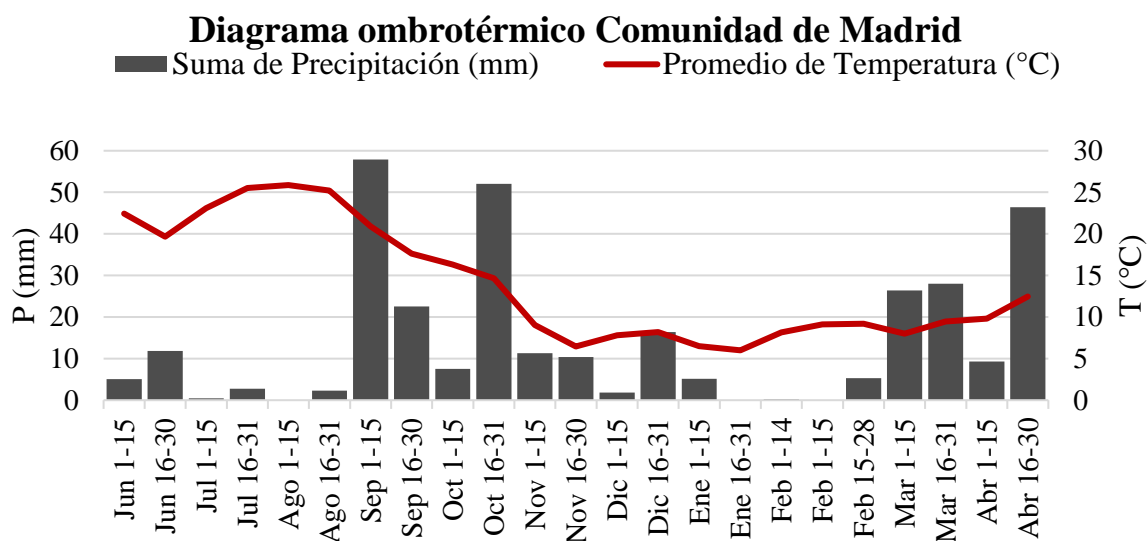
- Serrano, L., Reina, M., Quintana, X.D., Romo, S., Olmo, C., Soria, J.M., *et al.* 2017. A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators*, 76: 324–334.
- Soler, J., Moreno, D., Araujo, R. y Ramos, M.A. 2006. Diversidad y distribución de los moluscos de agua dulce en la Comunidad de Madrid (España). *GRAELLSIA*, 62: 201–252.
- Stoch, F., Korn, M., Turki, S., Naselli-Flores, L. y Marrone, F. 2016. The role of spatial environmental factors as determinants of large branchiopod distribution in Tunisian temporary ponds. *Hydrobiologia*, 782: 37–51.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournard, M. y Usseglio-Polatera, P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions. Paris.
- Verdú, J.R., Numa, C. and Galante, E. 2011. *Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables)*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio rural y Marino.
- Vicente-Gonzalez L., Vicente-Villardón J.L. 2021. PERMANOVA: Multivariate Analysis of Variance Based on Distances and Permutations. R package version 0.2.0.
- Waterkeyn, A., Grillas, P. y Brendonck, L. 2016. Experimental test of the ecosystem impacts of the keystone predator *Triops cancriformis* (Branchiopoda: Notostraca) in temporary ponds. *Freshwater Biology*, 61: 1392–1404.
- Waterkeyn, A., Grillas, P., De Roeck, E.R.M., Boven, L. y Brendonck, L. 2009. Assemblage structure and dynamics of large branchiopods in Mediterranean temporary wetlands: patterns and processes. *Freshwater Biology*, 54: 1256–1270.
- Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B. y Brendonck, L. 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology*, 53: 1808–1822.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York
- Wiggins, G.B., Mackay, R.J. y Smith, I.M. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archivf. Hydrobiologie*, 58: 97–206.
- Williams, D.D. 1997. Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 7: 105–117.
- Williams, D.D. 2006. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford.
- Williams, W.D. 1999. Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 4: 85–91.
- Woodward, B.D. y Kiesecker, J. 1994. Ecological Conditions and the Notonectid-Fairy Shrimp Interaction. *The Southwestern Naturalist*, 39: 160–164. Southwestern Association of Naturalists.
- WWF. 2020. *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland
- Zacharias, I. y Zamparas, M. 2010. Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodivers Conserv*, 19: 3827–3834.
- Zamora-Marín, J.M., Ilg, C., Demierre, E., Bonnet, N., Wezel, A., Robin, J., *et al.* 2021. Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: A glass half empty or half full? *Science of The Total Environment*, 753: 141987.

Anexos

Anexo 1. Muestra de algunas de las lagunas temporales muestreadas de la Comunidad de Madrid. Para conocer el municipio de cada laguna, consultar **Anexo 3**.



Anexo 2. Diagrama ombrotérmico medio de la Comunidad de Madrid obtenido a partir de 3 estaciones meteorológicas (Robledo de Chavela, Arganda del Rey y Colmenar Viejo). El eje vertical principal (izquierda) representa la suma de la precipitación y el eje vertical secundario (derecho) indica el promedio de la temperatura para cada quincena del ciclo hidrológico junio 2021 – abril 2022. Datos obtenidos del historial de la AEMET (AEMET, 2022).



Anexo 3. Datos de las variables abióticas medios medidos en las lagunas muestreadas de la Comunidad de Madrid. **Prof:** profundidad máxima (m), **SPC:** conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), **O₂:** oxígeno disuelto (mg/L), **pH,** **FTU:** turbidez (FTU), **Alc:** alcalinidad (mEq/L), **DIP:** fósforo inorgánico disuelto ($\mu\text{g}/\text{L}$), **P_{tot}:** fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$), **DIN:** nitrógeno inorgánico disuelto ($\mu\text{g}/\text{L}$), **NH₄:** N de amonio ($\mu\text{g}/\text{L}$), **NO₂:** N de nitrito ($\mu\text{g}/\text{L}$), **NO₃:** N de nitrato ($\mu\text{g}/\text{L}$).

Código	Municipio	Prof	SPC	O₂	pH	FTU	Alc	DIP	P_{tot}	DIN	NH₄	NO₂	NO₃
CM1	Colmenar Viejo	0,60	410,2	7,02	7,59	10,03	3,65	18,41	95,87	9,76	9,36	0,10	0,30
CM2	El Boalo	1,50	42,9	8,83	6,58	15,78	0,43	8,70	12,14	0,95	0,60	0,07	0,28
CM3	Hoyo de Manzanares	1,50	129,1	9,82	6,97	12,29	0,41	6,88	15,17	1,68	1,12	0,07	0,50
CM4	Torrelodones	1,50	43,9	9,32	6,35	22,68	0,20	14,36	37,62	0,79	0,41	0,08	0,31
CM5	Fresnedillas de la Oliva	0,42	131,3	10,31	7,50	85,50	0,87	11,13	246,36	1,02	0,59	0,10	0,33
CM6	Robledo de Chavela	0,33	240,6	11,74	8,69	46,64	2,05	145,83	251,82	2,52	2,01	0,13	0,38
CM7	Aldea del Fresno	0,24	86,1	13,85	8,95	58,50	0,77	2,43	46,72	1,10	0,68	0,06	0,37
CM8	Navas del Rey	0,49	66,	11,97	8,19	28,81	0,57	12,74	32,16	1,73	1,19	0,08	0,46
CM9	San Martín de Valdeiglesias	0,29	284,5	6,63	6,85	23,64	1,68	22,86	95,27	1,56	1,09	0,12	0,35
CM10	Chapinería	1,03	252,4	14,39	9,43	18,13	1,82	49,56	177,19	1,58	1,04	0,16	0,38
CM11	Manzanares el Real	0,75	107,3	10,44	7,27	23,89	0,61	22,86	38,23	1,57	0,87	0,17	0,53
CM12	Colmenar Viejo	0,38	90,8	10,59	7,73	3,28	0,68	9,10	44,30	1,45	0,92	0,18	0,35
CM13	La Ponderosa de la Sierra	0,42	304,6	4,53	6,94	7,13	1,13	96,48	146,85	2,04	1,37	0,18	0,48
CM14	El Berrocal	0,13	126,7	10,36	7,05	4,9	0,62	20,23	13,35	1,65	1,10	0,14	0,41
CM15	Morata de Tajuña	0,18	279,8	11,43	8,56	14,05	3,21	6,27	13,35	0,86	0,35	0,12	0,39
CM16	Pozuelo del rey	0,60	635,5	20,36	8,87	14,92	4,11	39,64	78,88	2,16	1,51	0,17	0,48
CM17	Cerceda - El Boalo	1,50	343,1	6,85	7,27	8,58	1,41	72,61	141,38	4,01	1,25	0,34	2,42
CM18	Cerceda - El Boalo	0,70	221,78	8,62	7,66	57,5	1,31	6,47	132,89	2,32	1,60	0,23	0,49
CM19	Moralzarzal	0,30	55,95	9,92	7,4	12,11	0,57	83,94	128,64	1,53	0,91	0,17	0,45
CM20	Manzanares el Real	0,39	16,8	11,33	7,60	10,4	0,11	6,27	45,51	1,43	0,80	0,15	0,48
CM21	Parla	0,82	523,3	8,57	8,46	28,54	3,24	15,58	20,02	1,31	0,72	0,16	0,44
CM22	Parla	0,31	136,6	8,99	7,95	4844	1,36	118,33	776,7	1,51	0,54	0,18	0,79
CM23	Griñón	0,18	252,2	13,48	8,36	49,79	3,51	531,96	625	3,44	2,62	0,30	0,52
CM24	Humanes de Madrid	0,40	227,35	10,34	8,50	2624	2,08	95,47	521,85	7,91	2,37	0,80	4,75
CM25	Zarzalejo	0,89	846,5	13,53	8,01	23,73	2,73	11,33	67,35	7,04	0,71	3,70	2,63

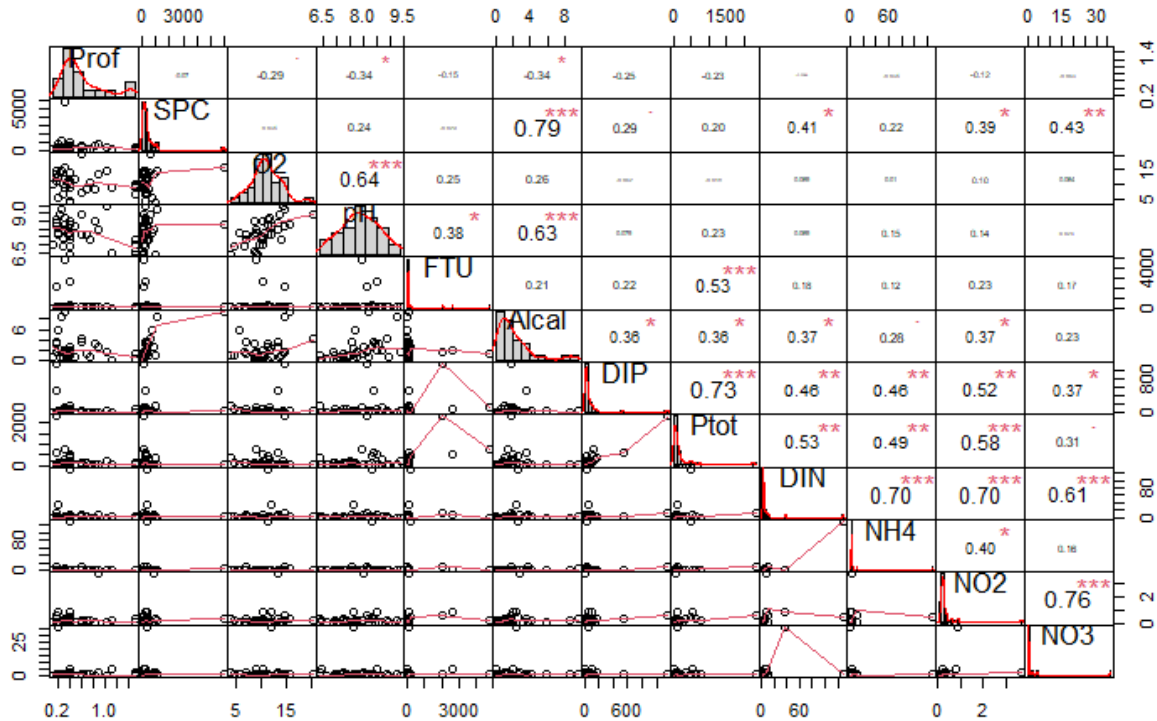
CM26	El Escorial	0,21	363	12,18	7,63	43,52	2,44	41,47	136,53	37,50	0,53	0,86	36,11
CM27	Guadarrama	0,42	1006	3,86	6,33	40,15	1,02	178,00	374,40	5,06	2,77	0,30	2,00
CM28	Guadarrama	0,19	124,6	14,71	8,15	2094,00	1,82	1146,85	2317,98	11,07	9,90	0,56	0,61
CM29	Becerril de la Sierra	0,40	348,5	11,26	8,31	191,00	2,51	28,12	476,34	130,19	128,92	0,48	0,79
CM30	Chapinería	0,40	271,1	9,04	7,75	10,29	1,79	47,30	81,90	2,36	1,59	0,21	0,56
CM31	Getafe	0,31	5952	15,76	8,23	30,00	9,49	30,50	68,60	3,77	2,80	0,29	0,68
CM32	Valdetorres del Jarama	0,20	714,5	5,51	7,71	10,28	5,88	53,20	68,00	1,46	0,68	0,14	0,64
CM33	Algete	0,28	1094	14,76	9,29	12,36	8,62	12,10	57,00	1,61	0,85	0,17	0,59
CM34	Rascafría	1,10	188,5	9,17	6,44	8,02	0,15	7,10	22,50	5,17	0,77	0,17	4,23
CM35	Gargantilla del Lozoya	0,41	485,9	14,17	7,36	10,80	1,13	26,30	26,10	1,45	0,61	0,15	0,69

Anexo 4. Datos de las variables bióticas, usos del suelo y conectividad medios medidos en las lagunas muestreadas de la Comunidad de Madrid. **GB:** presencia de grandes branquiópodos (X), **S MI:** riqueza de macroinvertebrados (nº taxones), **Clorofila a** ($\mu\text{g/L}$), **S Veg.:** riqueza de vegetación acuática (nº taxones), **Cob. Veg.:** cobertura total de vegetación acuática (proporción 0-1), **S Urodelos:** riqueza de urodelos (nº taxones); **Artificial, Manejado y Natural:** proporción de cada categoría de uso del suelo en un buffer de 100 m (proporción 0-1); **Distancia PdA:** distancia al punto de agua más cercano (m).

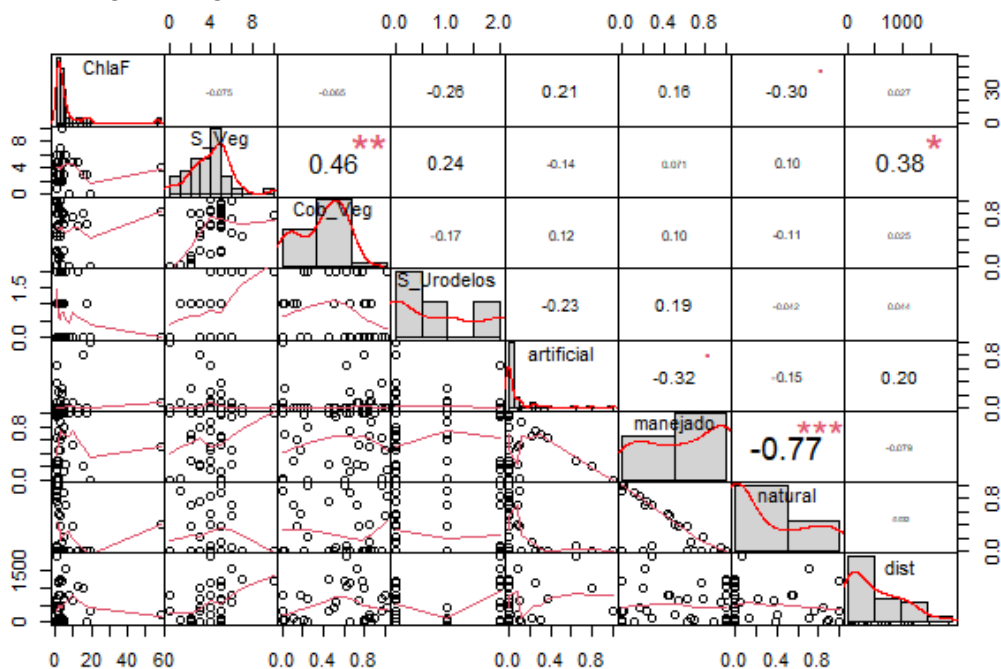
Código	GB	S MI	Clorofila a	S Veg.	Cob. Veg.	S Urodelos	Artificial	Manejado	Natural	Distancia PdA
CM1		20	4,93	5	0,80	1		1		48,7
CM2		28	5,99	6	0,72	2	0,08	0,22	0,70	1553,3
CM3		9	0,75	6	0,52	2		0,95	0,05	560,1
CM4		8	0,71	5	0,24	2			1,00	37,4
CM5	X	5	1,74	2	0,10	1		0,29	0,71	112,2
CM6	X	14	1,17	3	0,46			0,24	0,76	341,8
CM7	X	4	2,07	4	0,17			0,44	0,56	813,6
CM8	X	12	2,19	3	0,80			1		17,6
CM9		13	2,77	3	0,51	1		1		446,5
CM10		27	12,17	5	0,62	2		1		1065,8
CM11		8	5,00	3	0,25			0,78	0,22	705,2
CM12		5	3,19	4	0,86	1	0,12	0,88		35,2
CM13		11	0,65	5	0,97		0,37	0,63		697,8

CM14		16	0,70	5	0,21	2		0,99	0,01	94,0
CM15		11	1,43	5	0,96			0,01	0,99	351,1
CM16		4	2,93	2	0,15	1		0,62	0,38	19,7
CM17		10	4,14	5	0,84		0,22	0,65	0,13	135,7
CM18		36	17,35	3	0,65	1		1		5,0
CM19		1	7,19					1		774,5
CM20		4	1,46	5	0,60				1	1198,5
CM21		17	2,21	4	0,65		0,25	0,75		1141,6
CM22	X	10	19,51				1,00			308,1
CM23	X	14	2,98	7	0,46	2		1		1230,3
CM24	X	6	4,06	2	0,02	1	0,30	0,70		92,1
CM25		21	58,34	4	0,85		0,09	0,51	0,41	207,6
CM26	X	17	2,09	5	0,90			1		118,5
CM27		18	2,29	6	1			0,46	0,54	811,6
CM28	X	24	15,74	3	0,80		0,80	0,20		1001,1
CM29		21	9,18	5	0,75		0,10	0,54	0,36	627,9
CM30		36	3,91	10	0,78	2		1		1200,4
CM31		14	0,33	2	0,82	1		1		62,9
CM32		10	0,64	4	1	2		0,16	0,84	430,5
CM33		40	4,98	5	0,65			0,12	0,88	29,7
CM34	X	13	1,10	1	0,01	1	0,10		0,90	92,6
CM35		20	0,48	4	0,62	2	0,64	0,28	0,07	1914,5

Anexo 5. Análisis de distribución (diagonal), diagramas de dispersión (debajo de la diagonal) y correlación (coeficiente de Spearman) de las variables abióticas: profundidad máxima (Prof), conductividad eléctrica (SPC), concentración de oxígeno disuelto (O2), ph, turbidez (FTU), alcalinidad (Alcal), fósforo inorgánico disuelto (DIP), fósforo total (Ptot), nitrógeno inorgánico disuelto (DIN), N de amonio (NH4), nitrito (NO2) y nitrato (NO3). Significación: 0 '****' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1.



Anexo 6. Análisis de distribución (diagonal), diagramas de dispersión (debajo de la diagonal) y correlación (coeficiente de Spearman) de las variables bióticas: clorofila *a* (ChlaF), riqueza de vegetación acuática (S_Veg), cobertura de vegetación acuática (Cob_Veg) y riqueza de urodolos (S_Urodolos); usos del suelo: artificial, manejado y natural y distancia al punto de agua más cercano (dist_agua). Códigos de significación: 0 '****' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1.



Anexo 7. Abundancia relativa media (Ab. Rel.) medida en número de individuos por manguero (n° ind/mang) para el total de lagunas muestreadas, así como para las lagunas sin grandes branquiópodos (L sin GB) y con GB (L con GB). En los órdenes Coleoptera y Hemíptera se indica los taxones en fases larvarias con (L). En el orden Diptera se indica la fase de pupa con (P).

Taxones	Ab. Rel.	L sin GB	L con GB
Acari			
Hydrachnidae	0,829	1,106	0,139
Coleoptera	6,545	7,400	4,409
<i>Agabus</i> spp. (L) Leach, 1817	1,464	1,854	0,487
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	0,042	0,058	
<i>Agabus brunneus</i> (Fabricius, 1798)	0,010	0,013	
<i>Agabus conspersus</i> (Marsham, 1802)	0,005		0,017
<i>Agabus nebulosus</i> (Forster, 1771)	0,042	0,053	0,013
<i>Berosus</i> spp. (L) Leach, 1817	0,007	0,010	
<i>Berosus (Berosus) affinis</i> Brullé, 1835	0,069	0,062	0,088
<i>Berosus (Enoplurus) guttalis</i> Rey, 1883	0,004	0,005	
<i>Berosus (Berosus) signaticollis</i> (Charpentier, 1825)	0,270	0,334	0,109
<i>Bidessus goudoti</i> (Laporte, 1834)	0,004	0,005	
<i>Cyphon</i> spp. (L) Paykull, 1799	0,072	0,101	
<i>Dryops</i> spp. (L) Olivier, 1791	0,008	0,011	
<i>Dryops</i> spp. Olivier, 1791	0,137	0,123	0,171
Dytiscidae spp. (L) Leach, 1815	0,006	0,008	
<i>Dytiscus</i> spp. (L) Linnaeus, 1758	0,043	0,045	0,038
<i>Enochrus</i> spp. (L) C.G. Thomson, 1859	0,004	0,005	
<i>Enochrus (Lumetus) bicolor</i> (Fabricius, 1792)	0,008		0,027
<i>Enochrus (Lumetus) fuscipennis</i> (C.G. Thomson, 1884) /	0,134	0,120	0,168
<i>Enochrus (Lumetus) quadripunctatus</i> (Herbst, 1797)			
<i>Graptodytes flavipes</i> (Olivier, 1795)	0,125	0,130	0,114
<i>Gyrinus (Gyrinus) dejeani</i> Brullé, 1832	0,014		0,050
<i>Gyrinus (Gyrinus) distinctus</i> Aubé, 1836	0,023	0,026	0,017
<i>Haliphus</i> spp. (L) Latreille, 1802	0,024	0,026	0,017
<i>Haliphus</i> spp. Latreille, 1802	0,200	0,280	
<i>Haliphus (Neohaliphus) lineatocollis</i> (Marsham, 1802)	0,069	0,090	0,017
<i>Helochaeres (Helochaeres) punctatus</i> Sharp, 1869	0,122	0,153	0,043
<i>Helophorus</i> Fabricius, 1775	1,687	1,592	1,924
<i>Hydrobius</i> spp. (L) Leach, 1815	0,007	0,010	
<i>Hydrobius fuscipes</i> (Linnaeus, 1758)	0,084	0,079	0,095
<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)	0,016	0,023	
<i>Hydroporus</i> spp. (L) Clairville, 1806	0,390	0,434	0,281
<i>Hydroporus</i> Clairville, 1806	0,391	0,437	0,277
<i>Hygrobia hermanni</i> (L) (Fabricius, 1775)	0,004	0,005	
<i>Hygrobia hermanni</i> (Fabricius, 1775)	0,021	0,030	
<i>Hygrotus</i> spp. (L) Stephens, 1828	0,003		0,009
<i>Hygrotus confluens</i> (Fabricius, 1787)	0,052		0,182
<i>Hygrotus fresnedai</i> (Fery, 1992)	0,007	0,009	

<i>Hygrotus lagari</i> (Fery, 1992)	0,015	0,015	0,014
<i>Hygrotus pallidulus</i> (Aubé, 1850)	0,004	0,005	
<i>Hyphydrus aubei</i> Ganglbauer, 1892	0,032	0,045	
<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	0,004		0,013
<i>Laccobius</i> spp. (L) Erichson, 1837	0,022	0,026	0,014
<i>Limnebius</i> Leach, 1815	0,019	0,027	
<i>Limnoxenus</i> CF <i>olmoi</i> Hernando & Fresneda, 1993	0,018	0,025	
<i>Metaporus meridionalis</i> (Aubé, 1836)	0,068	0,095	
<i>Noterus laevis</i> Sturm, 1834	0,043	0,060	
<i>Ochthebius</i> Leach, 1815	0,004	0,005	
<i>Paracymus scutellaris</i> (Rosenhauer, 1856)	0,010	0,013	
<i>Porhydrus</i> spp. (L) Guignot, 1845	0,004	0,006	
<i>Rhantus</i> spp. (L) Dejean, 1833 / <i>Colymbetes</i> spp. (L) Clairville, 1806	0,720	0,922	0,215
<i>Rhantus (Rhantus) hispanicus</i> Sharp, 1882	0,008	0,007	0,013
<i>Rhantus (Rhantus) suturalis</i> (McLeay, 1825)	0,011	0,016	
Diptera	15,117	18,820	5,858
Anophelinae <i>Anopheles</i> Meigen, 1818	0,139	0,195	
Anophelinae <i>Anopheles</i> (P) Meigen, 1818	0,007	0,010	
Ceratopogoninae Kieffer, 1906	0,025	0,035	
<i>Chaoborus</i> spp. Lichtenstein, 1800	0,014	0,020	
<i>Chaoborus</i> spp. (P) Lichtenstein, 1800	0,032	0,039	0,017
Chironominae Macquart, 1838	2,935	2,248	4,653
Chironominae (P) Macquart, 1838	0,004		0,013
Culicinae Meigen, 1818	7,901	10,761	0,753
Culicinae (P) Meigen, 1818	1,802	2,523	
<i>Dasyhelea</i> spp. Kieffer, 1911	0,006	0,008	
<i>Dixella</i> spp. Dyar & Shannon, 1924	0,018	0,025	
Dixidae (P) Schiffner, 1868	0,009	0,006	0,017
Limoniidae Rondani, 1856	0,010	0,013	
Orthocladiinae Kieffer, 1911	1,348	1,750	0,341
Orthocladiinae (P) Kieffer, 1911	0,065	0,091	
Psychodidae (P) Bigot, 1854	0,004	0,005	
Stratiomyidae Latreille, 1802	0,186	0,260	
Tabanidae Latreille, 1802	0,014	0,015	0,013
Tanypodinae Kieffer, 1906	0,464	0,636	0,035
Tanypodinae (P) Kieffer, 1906	0,098	0,130	0,018
Tipulidae Latreille, 1802	0,037	0,052	
Ephemeroptera			
<i>Cloeon dipterum</i> (Linnaeus, 1761)	0,208	0,291	
Heteroptera	3,858	5,158	0,608
<i>Corixa affinis</i> Leach, 1817	0,026	0,006	0,075
Corixinae (L) Leach, 1815	0,432	0,597	0,018
<i>Corixa iberica</i> Jansson, 1981	0,011	0,015	
<i>Corixa punctata</i> (Illiger, 1807)	0,004		0,013
<i>Cymatia rogenhoferi</i> (Fieber, 1864)	0,005		0,017

Gerridae (L) Leach, 1815	0,004	0,005	
<i>Gerris (Gerris) gibbifer</i> Schummel, 1832	0,057	0,058	0,054
<i>Gerris (Gerris) thoracicus</i> Schummel, 1832	0,049	0,040	0,071
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i> (Fieber, 1848)	0,018	0,025	
<i>Hydrometra stagnorum</i> (Linnaeus, 1758)	0,008	0,012	
<i>Naucoris maculatus</i> Fabricius, 1798	0,029	0,040	
<i>Nepa cinerea</i> Linnaeus, 1758	0,009	0,012	
<i>Notonecta</i> (L) Linnaeus, 1758	0,181	0,253	
<i>Notonecta (Notonecta) maculata</i> Fabricius, 1794	0,012	0,017	
<i>Notonecta (Notonecta) meridionalis</i> Poisson, 1926	0,016	0,012	0,025
<i>Notonecta (Notonecta) viridis</i> Delcourt, 1909	0,012	0,004	0,029
<i>Plea minutissima</i> Leach, 1817	2,774	3,884	
<i>Sigara (Vermicorixa) lateralis</i> (Leach, 1817)	0,142	0,090	0,271
<i>Sigara (Retrocorixa) limitata</i> (Fieber, 1848)	0,012	0,010	0,017
<i>Sigara (Pseudovermicorixa) nigrolineata</i> (Fieber, 1848)	0,027	0,037	
<i>Sigara (Halicorixa) stagnalis</i> (Leach, 1817)	0,024	0,027	0,018
<i>Velia</i> (L) Latreille, 1804	0,010	0,013	
Odonata	0,672	0,849	0,231
<i>Chalcolestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	0,004	0,005	
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	0,004	0,005	
Coenagrionidae Kirby, 1890	0,007	0,010	
<i>Ischnura</i> Charpentier, 1840	0,004	0,005	
<i>Lestes</i> spp. Leach, 1815	0,335	0,383	0,214
<i>Lestes barbarus</i> (Fabricius, 1798)	0,157	0,220	
<i>Lestes dryas</i> Kirby, 1890	0,012	0,017	
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1825)	0,009	0,012	
<i>Sympetrum</i> spp. Newman, 1833	0,134	0,181	0,017
<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840)	0,007	0,010	
Trichoptera	0,759	1,027	0,089
<i>Limnephilus</i> spp. Leach in Brewster, 1815	0,755	1,022	0,089
<i>Limnephilus</i> spp. (P) Leach in Brewster, 1815	0,004	0,006	
Gastropoda	0,882	1,235	
<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F. Müller, 1774	0,004	0,005	
<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)	0,262	0,367	
<i>Gyraulus (Armiger) crista</i> (Linnaeus, 1758)	0,033	0,047	
<i>Musculium lacustre</i> (O.F. Müller, 1774)	0,029	0,040	
<i>Physella (Costatella) acuta</i> (Draparnaud, 1805)	0,538	0,754	
<i>Planorbarius metidjensis</i> (Forbes, 1838)	0,010	0,015	
<i>Radix balthica</i> (Linnaeus, 1758)	0,006	0,008	
Oligochaeta	0,978	0,559	2,024
Haplotaxidae Michaelsen, 1900	0,014	0,019	
Lumbriculidae Vejdovský, 1884	0,192	0,235	0,083
Naididae Ehrenberg 1828	0,121	0,160	0,025
Tubificidae Vejdovský 1884	0,590	0,130	1,739
Planariidae Stimpson, 1857	0,061	0,015	0,177
Branchiopoda	7,465		26,128

<i>Branchipus schafferi</i> Fischer de Waldheim, 1834	0,047	0,164
<i>Chirocephalus diaphanus</i> Desmarest, 1823	6,628	23,198
<i>Tanymastix stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	0,762	2,667
<i>Triops cancriformis</i> (Lamarck, 1801)	0,029	0,100

Anexo 8. Muestra de algunos de los macroinvertebrados identificados en las lagunas temporales muestreadas de la Comunidad de Madrid. **Coleópteros:** a) *Agabus nebulosus*, b) *Agabus* sp. larva, c) *Rhantus* sp. larva, d) *Bidessus goudoti*, e) *Helophorus* spp., f) *Berosus signaticollis*, g) *Colymbetes fuscus*, h) *Hygrobia hermanni*, i) *Hygrotus fresnedai*, j) *Helochares punctatus*, k) *Hydroglyphus geminus*. **Heterópteros:** l) *Notonecta maculata*, m) *Hesperocorixa sahlbergi*, n) *Sigara lateralis*. **Gastropoda:** ñ) *Physella acuta*.



Anexo 9. Especies de grandes branquiópodos identificadas en las lagunas temporales muestreadas de la Comunidad de Madrid. Notostraca: a) *Triops cancriformis*. Anostraca: b) *Chirocephalus diaphanus* hembra, c) *Branchipus schafferi* macho y hembra, d) *Tanyrastix stagnalis*.



Anexo 10. Mapa del gradiente de pH de las lagunas temporales muestreadas. La distancia de la cuadrícula equivale a 10 km. Escala 1:850.000. Mapa realizado con el software QGIS v 3.22 (QGIS Project, 2022).

