



universidad
de león



Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales

**Lagunas esteparias y sequía: resiliencia
de la comunidad de macroinvertebrados
bentónicos**

**Steppe ponds and drought: resilience of
the benthic macroinvertebrate
community.**

Autor: Sergio Suárez Rebollo

Tutor: Francisco García Criado

GRADO EN BIOLOGÍA

Julio, 2022

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS	4
2. MATERIAL Y MÉTODOS	5
2.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	5
2.2 TOMA DE MUESTRAS EN CAMPO.	6
2.3 PROCESAMIENTO DE MUESTRAS EN EL LABORATORIO.	8
2.4 TRATAMIENTO DE DATOS.	8
3. RESULTADOS.	10
3.1 TAXONES INDIVIDUALES.....	12
3.2 COMPARACIÓN GLOBAL DE LA COMUNIDAD: RIQUEZA.	14
3.3 COMPARACIÓN GLOBAL DE LA COMUNIDAD: COMPOSICIÓN TAXONÓMICA.	15
4. DISCUSIÓN	18
5. CONCLUSIONES	21
6. REFERENCIAS	23
ANEXOS	26

RESUMEN

Las lagunas de tipo mediterráneo son enclaves donde la desecación es un factor habitual. Sin embargo el cambio climático está produciendo un aumento en la frecuencia de estos eventos de sequía supraestacional, influyendo directamente sobre las comunidades de macroinvertebrados que estas lagunas albergan. Entre las principales amenazas se encuentran el cambio en las propiedades del agua y el secado de las lagunas. En el presente estudio se analiza la comunidad de macroinvertebrados a dos niveles: el primero a nivel global, examinando la riqueza y la composición taxonómica, y el segundo por abundancia de taxones a nivel individual. El principal objetivo es observar la capacidad de resiliencia de la comunidad tras la perturbación producida por la sequía (secado de la laguna). En lo referente a las abundancias por taxones, muchos de ellos alcanzaron o superaron los valores iniciales, y aquellos que no lo lograron aún, estuvieron cerca de hacerlo. En cuanto a riqueza, ambas comunidades estuvieron cerca de alcanzar niveles pre-sequía, y en cuanto a la composición taxonómica, los análisis indicaron una clara recuperación de las lagunas. Aunque las distintas formas de resistencia que poseen estos seres les confieran una alta capacidad de recuperación, el aumento de los eventos de sequía supraestacional y la severidad de sus efectos pueden sobrepasar la capacidad de resiliencia de estos animales, aumentando la tasa de extinción local y poniendo en jaque su supervivencia.

Palabras clave: cambio climático, lagunas mediterráneas, macroinvertebrados, sequía, recuperación, resiliencia ecológica.

ABSTRACT

Mediterranean ponds are enclaves where drought is common. However climate change is producing an increase in the frequency of supra-seasonal drought events, directly influencing the macroinvertebrate communities that these ponds support. The main threats include changing water properties and drying of the lagoons. This study analyses the macroinvertebrate community at two levels. First, at the global level, examining the richness and taxonomic composition. And secondly, by taxon abundance. The main objective is to observe the resilience capacity of the community after the disturbance produced by the drought (drying up of the lagoon). At the level of abundance by taxa, many of them have reached or exceeded the initial values. Those who haven't made it yet are close to making it. In terms of richness, both communities are close to reaching pre-drought levels and in terms of taxonomic composition, the analyses indicate a clear recovery of the lagoons. Although the different forms of resistance that these beings possess give them a high capacity for recovery, the increase in supra-seasonal drought events and the severity of their effects can exceed the resilience capacity of these animals, increasing the rate of local extinction and putting their survival at stake.

Keywords: ecological resilience, macroinvertebrates, drought, climate change, Mediterranean ponds, recovery.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos son sumamente diversos, encontrándonos desde los océanos a otros de menores tallas, como las lagunas y estanques. Estos últimos son ecosistemas de suma importancia, pues soportan una gran diversidad de especies acuáticas, con frecuencia especies raras, además de poseer un gran valor por ser hábitats complejos (Jooste et al., 2020) ampliamente reconocidos por los servicios que aportan al ecosistema, tales como: control de la contaminación, ciclo del carbono y reservorio o suministro de pequeñas cantidades de agua (Biggs et al., 2017). Estos humedales albergan complejas y abundantes comunidades de macroinvertebrados (Gleason y Rooney, 2018), en las que se incluyen grupos como el de los insectos. Dichas comunidades han sido objeto de estudio a lo largo de los años (Williams, 1997; Jooste et al., 2020), difiriendo entre las lagunas permanentes y las temporales (Gleason y Rooney, 2018). Las charcas temporales albergan un menor número de especies de macroinvertebrados, pero sin embargo, cuentan con taxones únicos que no se encuentran en las permanentes (Della Bella et al., 2005).

Las características de los ecosistemas mediterráneos de agua dulce dependen de este característico clima de marcada estacionalidad, con inviernos fríos y lluviosos y veranos secos y cálidos, lo que suele dar lugar a una reducción en la disponibilidad de hábitats y/o a una sequía total durante el verano (Cantonati et al., 2020). Tradicionalmente, la sequía se define como un déficit en las variables relacionadas con el agua o actividades dependientes de la misma, como por ejemplo la falta de precipitaciones, la humedad del suelo o la disminución de aguas superficiales, subterráneas o de riego, todas ellas debido a variabilidades naturales (AghaKouchak et al., 2021). Las sequías pueden ser periódicas, estacionales o supraestacionales (Lake, 2003), definiéndose estas últimas como un periodo de larga duración distinguido por una reducción de las precipitaciones y disponibilidad de agua superficial, encadenando varias estaciones o años. Esto difiere de la sequía estacional, típica de ecosistemas mediterráneos, donde estos eventos son de menor duración (Hill et al., 2019). Como perturbación, la sequía tiene dos caras: la propia perturbación (disminución de agua) y la respuesta de los organismos a esa alteración en forma de resistencia (capacidad de soportar la sequía) y de resiliencia (capacidad de recuperación tras el estiaje) (Lake, 2003). Los efectos de la sequía suelen ser negativos al reducir la calidad del agua por un aumento en la temperatura, salinidad,

contaminantes y proliferación de algas tóxicas, además de reducción oxígeno y nutrientes (Mosley, 2015). Los efectos ecológicos son más complejos, pero de forma general, se pueden resumir como el empeoramiento de la calidad del agua ya mencionado y la reducción del agua disponible, lo cual produce fragmentación y secado de estanques. Sin embargo, estos efectos suelen ser temporales, formando parte del clima del lugar y teniendo lugar una buena recuperación del sistema tras la perturbación (Vicente-Serrano et al., 2020). Son las sequías supraestacionales las que pueden causar cambios más drásticos, con efectos más extremos, logrando alterar la estructura de la comunidad y su capacidad de recuperación (Bogan et al., 2015). Ledger et al. (2012) llevaron a cabo un experimento de mesocosmos donde los macroinvertebrados resistieron sequías de baja frecuencia (trimestrales) manteniendo comunidades amplias y diversas en comparación a sequías de alta frecuencia (mensuales) que produjeron cambios estructurales en la comunidad, dando con ello lugar a conjuntos más pobres y estáticos dominados por menos especies, como quironómidos y oligoquetos, que remplazaron a especies de ciclos de vida más largos.

Una mayor duración de la lámina de agua ofrece una serie de ventajas, como balizas de señalización para los colonizadores aéreos, un mayor número de microhábitats y condiciones fisicoquímicas del agua más estables. Esto se traduce en comunidades más grandes que reducen la tasa de extinción local, permitiendo que aquellos organismos con ciclos de vida más diversos se establezcan y puedan llevar a término su completo desarrollo, favoreciendo también a organismos con dispersiones pasivas, pues éstos se ven sometidos a las presiones impuestas por el régimen hídrico teniendo que hacer frente a la desecación. Por el contrario, los animales con dispersión activa, entre los que abundan los insectos, pueden colonizar rápidamente otros espacios. Todos estos factores permiten la sucesión ecológica de la laguna (Vanschoenwinkel et al, 2009; Pérez-Bilbao et al, 2015). Los organismos que viven en aguas temporales están adaptados para sobrevivir ante situaciones de sequía, siendo, a veces, exclusivos de este tipo de hábitats. Esto lo han conseguido por medio de adaptaciones morfológicas, ciclos de vida y mecanismos de dispersión. Normalmente suelen ser estrategias de la r, en los que observamos organismos de gran capacidad de dispersión, de tamaño pequeño y rápido crecimiento, con ciclos de vida cortos y de carácter generalista-oportunista (Pérez-Bilbao et al, 2015). Entre las diferentes estrategias de resistencia encontramos algunas como la anhidrobiosis, la diapausa de huevos, larvas o adultos o cambios en el ciclo

biológico ante una perturbación como el secado, creando formas resistentes como huevos o cistos. Hay otras como la estivación, menos duradera y eficaz en la que el animal se entierra en el limo o crea una cubierta protectora. Otros sin este tipo de comportamientos, encuentran protección en microrefugios como el fango húmedo, pequeños parches de agua y aire entre el sedimento o bajo la vegetación seca, existiendo grupos de gasterópodos que suplen esto cerrando su opérculo (Strachan et al., 2015). Las diferentes formas de resistencia pueden ser dispersadas de forma pasiva por vectores como el viento, el agua o animales, siendo estos mecanismos de dispersión menos eficaces (Panov y Cáceres, 2007). Estos cuerpos resistentes también pueden quedar almacenados en el sustrato de manera latente hasta que las condiciones son de nuevo favorables, eclosionando de manera escalonada durante la nueva inundación y quedando siempre un banco de huevos disponible para eclosionar (Brendonck et al., 2016). Dichos mecanismos suponen rasgos de resistencia, pues son los que permiten a la comunidad lidiar con la perturbación que produce la pérdida de muchos individuos. Tras ello, esas formas latentes contribuyen a reestablecer en parte la comunidad. Por su parte, la resiliencia es la habilidad que permite la recuperación de la comunidad tras el evento de sequía. Resistencia y resiliencia son dos conceptos que están estrechamente relacionados, pues son las diferentes formas de resistencia, la capacidad de dispersión y el desarrollo de los individuos de la comunidad los que forman el germen de su recuperación en caso de perturbación (Strachan et al., 2015).

Se espera que el cambio climático intensifique la sequía en muchas regiones del globo (Bogan et al., 2015). En Europa, los modelos apuntan a un aumento de eventos de olas de calor y sequías más severas. En la región mediterránea, se prevé que estas sequías se adelanten incrementando su duración (Beniston et al., 2007). Según el informe de 2007 del IPCC y otros modelos (Ougougdal et al., 2020) , regiones como la cuenca mediterránea podrían presentar una disminución de los recursos hídricos relacionada con el aumento de las temperaturas. También se prevé que aumente la extensión de las zonas afectadas por sequía, cuya duración será también mayor. Es por esto que la capacidad de resiliencia de muchas especies, entre las que se encuentran los macroinvertebrados lacustres, puede ser superada por ésta y otras causas del cambio climático.

La mayoría de los estudios sobre el efecto de la sequía en la comunidad de macroinvertebrados y su capacidad de resiliencia se centran en macroinvertebrados de ríos (Boulton, 2003; Bonada et al., 2020), existiendo en menor medida trabajos de este tipo de lagunas. Ejemplo de ello son los llevados a cabo por el grupo de investigación de Limnología y Biotecnología de la Universidad de León. Su trabajo previo en esta provincia con la laguna Gente y la laguna de La Era, antes y después de la sequía de 2017, servirá como precedente para el presente estudio, en el que se continuará la toma de datos de macroinvertebrados acuáticos con el fin de comprobar en qué medida se ha recuperado la comunidad.

2. OBJETIVOS

A lo largo del trabajo se aborda la cuestión de la resiliencia a dos niveles, observando qué sucede con taxones individuales y, como enfoque integrador, con la estructura de la comunidad en su conjunto, abordando la cuestión de tres formas: riqueza, índice de similitud y DCA.

Se presenta un estudio sobre macroinvertebrados de una laguna permanente y otra temporal, cuyo objetivo general es comprobar el grado de recuperación de la comunidad de macroinvertebrados lacustres en ambas tras la sequía de 2017. Como objetivos específicos se plantean:

1. Comprobar si los taxones o grupos más claramente afectados por la sequía han alcanzado niveles de abundancia similares a los de junio de 2017 (valores pre-sequía). Se espera que la comunidad se haya recuperado, alcanzando o sobrepasando estos valores de abundancia pre-sequía con el paso del tiempo.
2. Comprobar si existen diferencias en la riqueza de la comunidad entre los tres años de campañas de cada laguna. Se espera que los valores de 2022 alcancen o superen los de 2017 y por el contrario que estos dos muestren claras diferencias con 2018, momento en el que se produjo el secado de la laguna permanente y una merma de su riqueza.
3. Comprobar si la composición taxonómica se ha recuperado en las lagunas. Se espera que la composición taxonómica de la comunidad en 2022 se asemeje más a la existente antes de la sequía (2016-2017) que a la inmediatamente posterior (2017-2018).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDIO.

Las lagunas estudiadas son de tipo mediterráneo situadas al este de la provincia de León (Figura 1). La Era, de carácter permanente, se sitúa cerca de la localidad de Villaverde la Chiquita, y Gente, de carácter temporal, lo hace en la localidad de Valdepolo.

Se trata de dos lagunas someras que alcanzan el metro de profundidad en su parte más profunda en el momento de máximo llenado. Son de sustrato limoso, donde existen macrófitos que las cubren en diferentes zonas. En La Era domina *Miryophillum sp.*, y en cuanto a helófitos presentaban *Elocharis sp.* y *Scirpus sp.* En Gente abunda *Callitriche sp.*

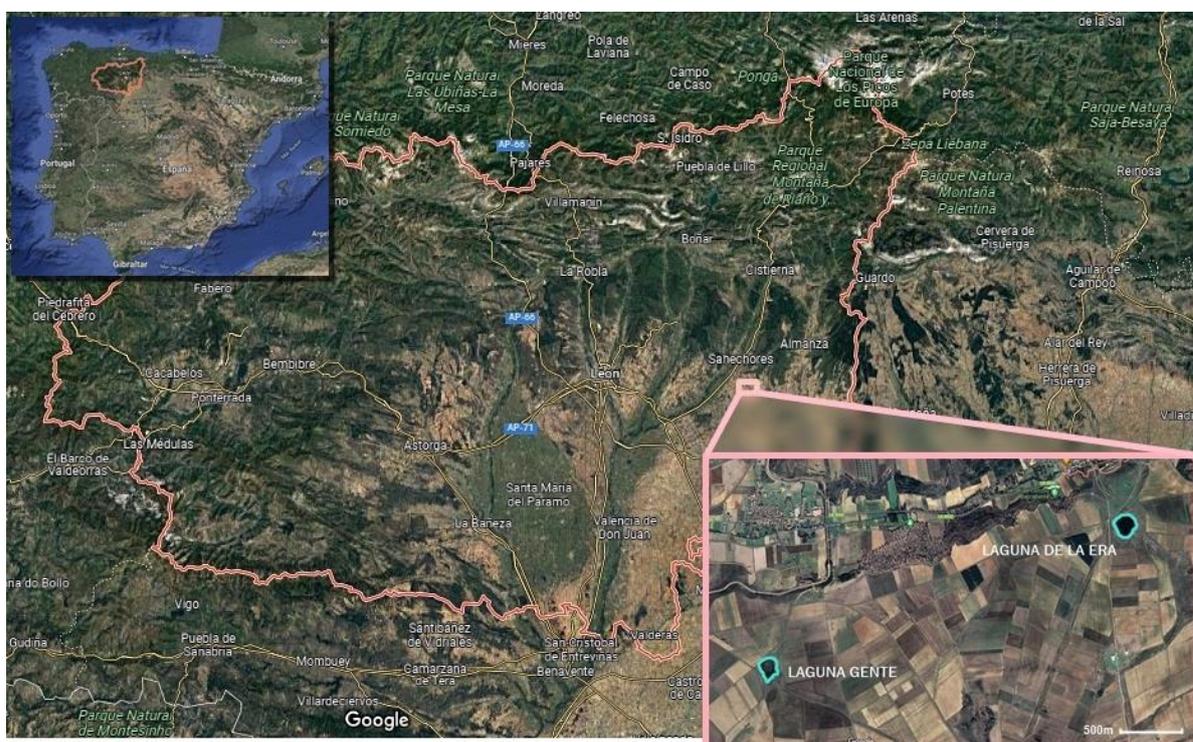


Figura 1. Localización de las lagunas de La Era y Gente en el páramo leonés, León, España. Fuente de las ortofotos: GoogleMaps.

Durante los muestreos (aparecen como 1, 2 y 3 según la campaña en que se produjeron) también se midieron algunas variables ambientales *in situ* con el fin de caracterizar mejor las lagunas (Tabla 1).

Tabla 1. Tabla de variables ambientales para caracterizar la laguna.

	La Era			Gente	
	1	2	3	2	3
Conductividad (uS/cm)	210	144	197,1	845	1024
pH	6,8	8,7	7	8,8	6,7
TDS	128	102	140	608	726
Salinidad (g/l)	95,3	70,2	95	420	500

2.2 TOMA DE MUESTRAS EN CAMPO.

En la laguna de La Era se llevaron a cabo 3 campañas de muestreo, comenzando por la campaña de noviembre de 2021 (E-1 en la tabla del anexo), la segunda se realizó en marzo (E-2) y la última a finales de mayo (E-3), ambos meses de 2022. Para la laguna Gente la intención era también realizar tres muestreos. Sin embargo, la primera campaña no pudo realizarse debido a que la laguna estaba seca. Las otras dos campañas se realizaron a la vez que las de La Era y aparecen en la tabla del anexo como G-2 y G-3. Los muestreos de los estudios anteriores tuvieron el mismo calendario y manera de proceder, es decir, tres campañas de muestreo a lo largo del año, obteniendo tres muestras de cada laguna.

El espaciado de los muestreos a lo largo del tiempo, tiene como objetivo completar un ciclo hidrológico, seguir el protocolo de los estudios precedentes y, además recoger la muestra más representativa posible de las lagunas, pues la actividad del grupo de estudio, la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, puede variar durante las distintas estaciones del año, alcanzando la máxima actividad en la última campaña, en mayo, además de que Gente se seca durante el periodo estival. Entre la primera y segunda campaña se estuvo vigilando, periódicamente, el estado de llenado de la laguna Gente, debido a las escasas precipitaciones.

La manera de proceder de las campañas de años anteriores, siendo estas las del estado de pre-sequía y post-sequía, además del estado actual aparecen representadas cronológicamente en el gráfico siguiente (Figura 2):

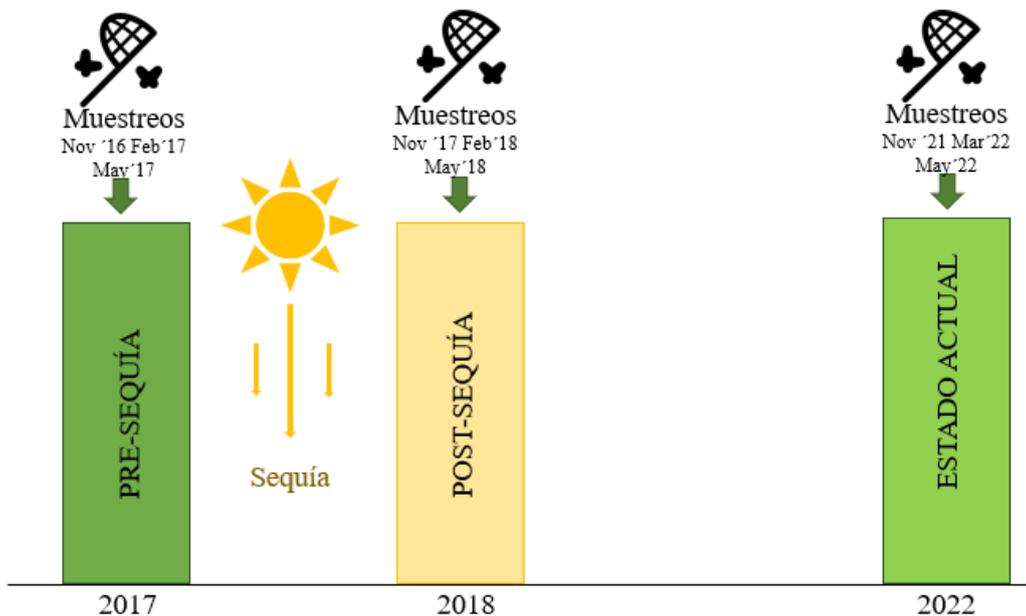


Figura 2. Diagrama que representa los antecedentes del estudio y campañas de muestreo indicando el año hidrológico, el estado de la laguna y el evento de sequía como referencia.

La manga utilizada en los muestreos fue de una luz de malla de modelo estándar FBA (Freshwater Biological Association) de 500 micras de luz. El tiempo total que empleamos en cada laguna fue de dos minutos. Estos dos minutos se repartieron en muestrear diferentes ambientes de la laguna, con el fin de obtener la muestra más representativa posible. Dichos ambientes fueron, desde la orilla hacia la parte central de la laguna, zonas de sustrato libre de vegetación, zonas de hidrófitos sumergidos y zonas de helófitos de escaso porte presentes en las orillas (*Elocharis* sp.), con el fin de muestrear los diferentes ambientes de la laguna. Se excluyeron las manchas de vegetación helófito (*Scirpus* sp.) del muestreo, debido a la altura y espesura de los parches de plantas. La técnica de muestreo empleada fue *kick and sweep sampling*, por resultar eficiente y minimizar la pérdida de taxones en estos casos (García-Criado y Trigo, 2005), la cual se realiza removiendo el limo con los pies delante de la manga, al mismo tiempo la red va barriendo desde detrás, recogiendo los ejemplares “levantados” por el movimiento de los pies. Las muestras se recogieron en botes plásticos etiquetados correspondientemente y fueron inmediatamente fijadas con alcohol para su procesamiento posterior en el laboratorio.

2.3 PROCESAMIENTO DE MUESTRAS EN EL LABORATORIO.

Las muestras de las correspondientes campañas fueron lavadas con agua en una “torre” de dos tamices de diferentes tamaños de luz, el primero de mayor diámetro de luz 5 milímetros y el segundo de 500 micras. Dicho procesado divide la muestra original en dos fracciones, una gruesa, retenida en el primer tamiz, y una fina, retenida en el tamiz de 500. La fracción gruesa se procesa entera pero para la fina, más laboriosa y con mayor número de ejemplares, empleamos un submuestreo, el cual, consiste en recoger una proporción conocida de la fracción, debiendo reunir la condición de contar, al menos unos 100 individuos por cada submuestra. Para evitar pérdida de taxones, en las otras submuestras no elegidas o resto, se buscaba, de manera menos concienzuda, especímenes de taxones aún no encontrados en la fracción submuestreada. Cabe destacar que el procesado y guardado de las diferentes muestras se realizó de manera separada para evitar errores. Los individuos encontrados fueron identificados hasta nivel de familia exceptuando a los ácaros y oligoquetos.

El valor de abundancia total viene dado por la suma de los valores de los ejemplares de la fracción gruesa, más los de la fracción fina. Para obtener el valor de la fracción fina se multiplica el número de individuos por el factor de submuestreo. A estos añadiremos los ejemplares de taxones encontrados en el resto.

2.4 TRATAMIENTO DE DATOS.

Se han agrupado los datos de las campañas de muestreo con el fin de abreviar, se designan a las muestras del año hidrológico 2016-17 como 2017, las de 2017-18 como 2018, y a las de 2021-2022 como 2022.

A partir de los datos previos a este estudio, se han seleccionado los taxones más afectados por la sequía de 2017, atendiendo como criterio a sus valores de abundancia a lo largo de los años. Los taxones elegidos han sido aquellos claramente dominantes (Baetidae) o con preferencia por medios permanentes (Coenagrionidae), con una tendencia clara de pérdida de abundancia tras el año de sequía, 2018, de entorno al 75%. También seleccionamos dos grupos con la tendencia contraria, poca abundancia seguida de un aumento claro, también del 75%. Algunas familias han sido agrupadas a nivel de orden debido a que muestran una respuesta más clara que observando la tendencia de las

familias por separado. La tendencia de Trichoptera obedece a la familia más abundante Leptoceridae. En el caso de Hemiptera, todas las familias seguían la misma tendencia mostrando un resultado ligeramente distinto Pleidae. En Coleoptera se decidió agruparlos debido a los valores de abundancia más bajos que otros conjuntos de familias.

En el caso de la riqueza, se estudió la riqueza α de cada laguna los años 2017, 2018 y 2022 a partir del conjunto de datos que ofrecieron las tres campañas de muestreo anuales. Agrupando los datos de manera gráfica podemos observar y describir los cambios producidos a lo largo del tiempo en la comunidad de cada laguna.

Para la comparación global de la composición taxonómica se compararon las composiciones taxonómicas por pares de años utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis, debido a la importancia de las abundancias en este estudio. El índice de Bray-Curtis se considera como una medida de la diferencia entre las abundancias de cada especie presente (Brower y Zar, 1984), y se expresa mediante:

$$I_{BC} = 1 - \frac{\sum (x_i - y_i)}{\sum (x_i + y_i)}$$

Tomamos el valor del índice entre 2017 y 2018 como indicador de la intensidad del cambio (valores más bajos, mayor cambio) y el valor 2022-2017 como valor de recuperación (mayor valor, más recuperación).

Además, se realizó un análisis multivariante de ordenación del tipo DCA. Mitchell et al. (2000) utiliza una metodología similar (CCA) para comprobar la resiliencia de ecosistemas terrestres en base a la estructura de la comunidad. El tratamiento de los datos se llevó a cabo utilizando el programa PAST.

3. RESULTADOS.

En los muestreos aparecieron 29 taxones, identificados a nivel de familia a excepción de los oligoquetos y los ácaros (Tabla 2). Ambas lagunas por separado contaban con un total de 21 taxones, siendo 5 exclusivos de La Era, Oligochaeta, Nepidae, Hygrobiidae, Leptoceridae y Chaoboridae y 7 de Gente Philopotamidae, Ancyliidae, Physidae, Planorbidae, Caenidae, Haliplidae y Stratiomyidae, siendo el resto comunes a ambas lagunas. En la laguna permanente dominó la familia Baetidae, seguida de cerca por la familia Pleidae, también bastante abundante en la laguna temporal. En esta dominaron los moluscos siendo la familia Planorbidae la más común, seguida de otras como Culicidae e Hydrophilidae. Se puede observar, por lo general, que durante la campaña de mayo aumenta el número de individuos recogidos en casi todos los taxones. (Anexo).

A continuación, se presenta una tabla (Tabla 2) con los datos condensados de las tres campañas de muestreo de cada año, de las lagunas Gente y La Era. Se puede observar de manera general, como los taxones descritos como dominantes anteriormente, se ajustan (a excepción del año de sequía) a lo descrito en el año 2022.

Tabla 2. Datos con los valores de abundancia de las lagunas agrupados por año.

	E-2017	E-2018	E-2022	G-2017	G-2018	G-2022
Oligochaeta		100	29	4	77	
Glossiphoniidae	6					
Erpobdellidae	32	9	13	5		6
Hirundinidae			1			
Ferrisiidae				5	2	
Physidae	4			47	1	33
Planorbidae				525		1596
Sphaeriidae	42		1	25	1	205
Ancylidae						69
Acari	3		13	10		5
Coenagrionidae	148		174			8
Lestidae	8	103	28	81	162	4
Aeshnidae	1	1		9		
Libellulidae	20	22	25	40	24	63
Baetidae	6092	1	2026			
Caenidae	16					1
Corixidae	78	37	222	42	10	
Naucoridae	76	4	114	17		1
Notonectidae	17		106	6	10	22
Pleidae	708	112	471	11		296
Nepidae			1			
Dytiscidae	6	47	45	24	38	141
Haliplidae					1	4
Hygrobiidae	4	2	30	2		
Dryopidae		110			17	
Helophoridae		2		2		
Hydrochidae		1				
Hydrophilidae	24	23		19	12	560
Donaciinae					16	
Crambidae				1		
Leptoceridae	24		126			
Limnephilidae			2	44	1	161
Polycentropodidae	16					
Philopotamidae						1
Ceratopogonidae		1				
Chaoboridae	32		192	4	1	
Chironomidae	245	261	192		1050	97
Culicidae		1	54	13	9	755
Sciomyzidae				1		
Stratiomyidae				1		228
Tipulidae	2	7		4	4	

3.1 TAXONES INDIVIDUALES.

De las familias obtenidas en los muestreos, comparamos las abundancias por años con el fin de observar la evolución y posibles diferencias entre las mismas. Para ello hemos seleccionado los taxones o grupos con los patrones más significativos. Los taxones de la laguna La Era son los que cobran más protagonismo por presentar respuestas más claras de recuperación y sensibilidad a la sequía. En la Figura 3 se muestran las respuestas a la sequía de aquellos taxones cuyas abundancias se redujeron un 75% o más entre 2017 y 2018.

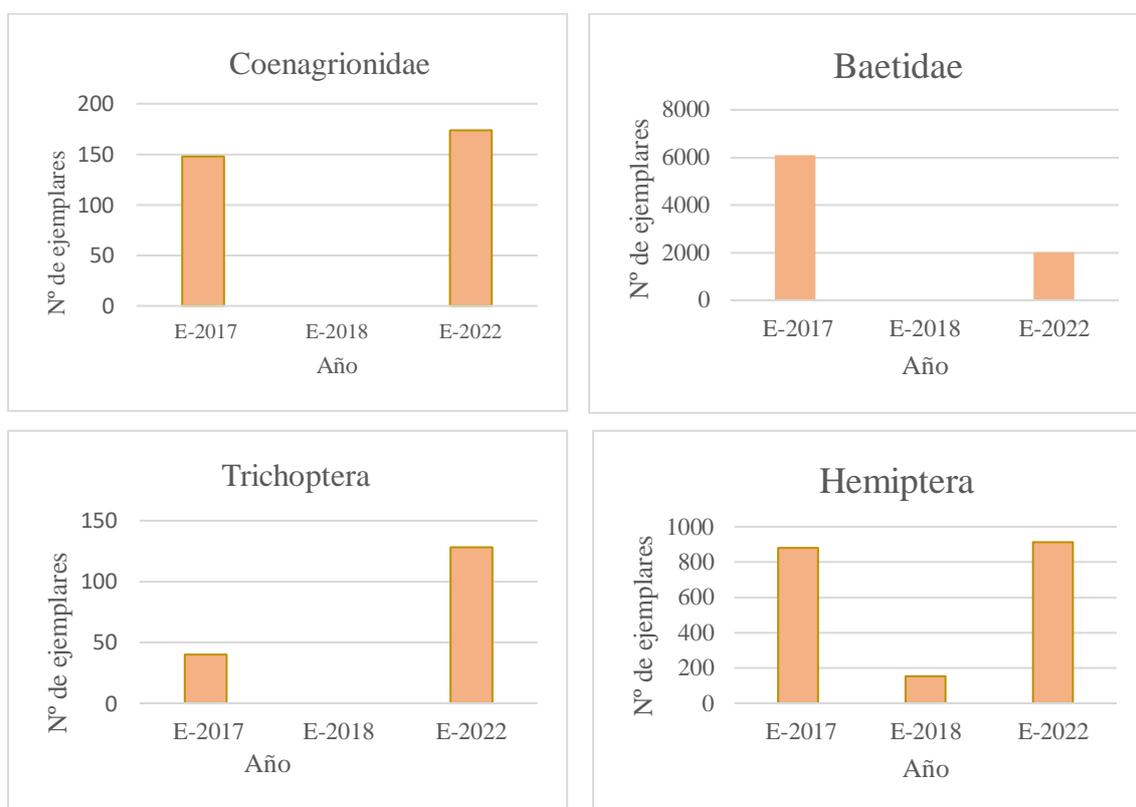


Figura 3. Abundancias de taxones seleccionados en La Era en los tres periodos considerados; a) Coenagrionidae, b) Baetidae, c) Trichoptera y d) Hemiptera.

En primer lugar, se presentan Baetidae y Coenagrionidae, dos taxones asiduos de lagunas permanentes en los que se observa una clara respuesta negativa a la perturbación de la sequía, casi llegando a desaparecer tras la misma. Ambos muestran una recuperación favorable, aunque en Baetidae no se alcancen las cifras iniciales, dispone de una buena abundancia, siendo el taxon más abundante en La Era en la campaña de 2022.

También siguen esta tendencia los órdenes de Trichoptera y Hemiptera, representados en la Figura 3 (c y d), los cuales son afectados de manera clara por la sequía y presentando una buena recuperación, más clara en el grupo de los tricópteros, que se manifiesta con un buen número de individuos actual, ambas cifras superando el estado de pre-sequía. Para las chinches los valores se asemejan más a los del estado inicial superándolo actualmente por poco.

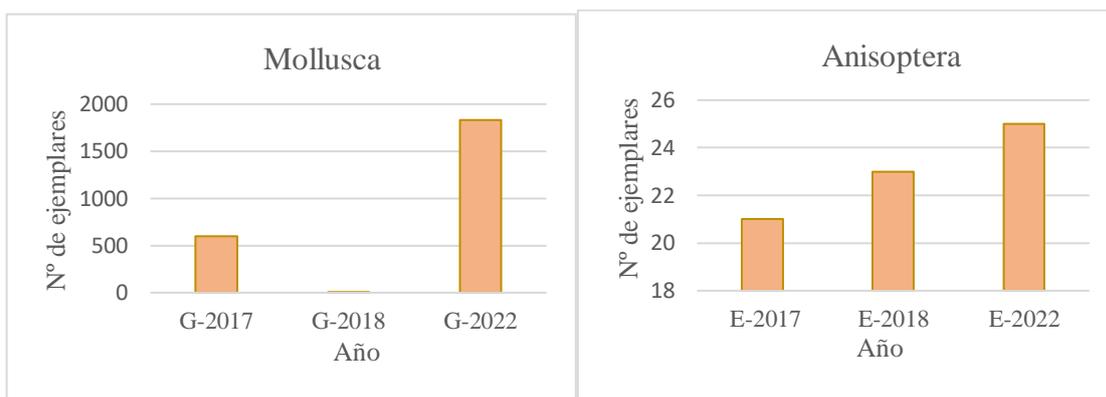


Figura 4. Representa las abundancias totales a) del filo Mollusca para la laguna Gente y b) del orden Anisoptera para la laguna La Era en los diferentes años de estudio.

Para los siguientes taxones (Figura 4) encontramos una respuesta similar a los taxones anteriores, para el orden Mollusca, recuperándose la comunidad de la laguna Gente, alcanzando cifras superiores a las de 2017. Para el caso de los Anisoptera observamos una tendencia de aumento de las abundancias claramente escalonada, no viéndose, aparentemente, afectada por el episodio de sequía.

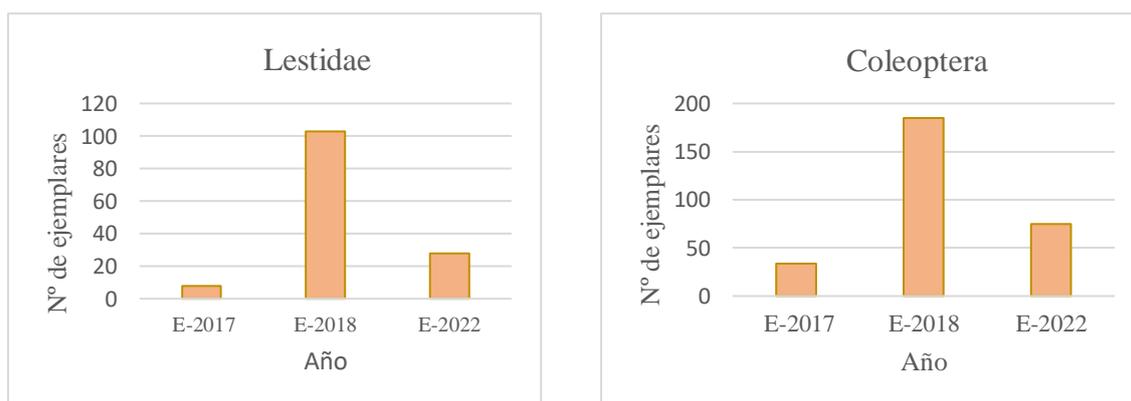


Figura 5. Representa las abundancias totales de a) la familia Lestidae y b) del orden Coleoptera en La Era.

Gráficamente (Figura 5) en el caso de la familia Lestidae observamos claramente la tendencia contraria, sucede lo mismo con el grupo de los coleópteros. La familia de los lestidos, al contrario que los coenagrionidos, es asidua de lagunas temporales, es por

ello que aumentó su abundancia en el año de la perturbación. Los coleopteros también aumentaron su presencia en la laguna con la sequía, aunque estos no han disminuido tanto en número como Lestidae.

3.2 COMPARACIÓN GLOBAL DE LA COMUNIDAD: RIQUEZA.

Se puede observar de manera clara (Figura 6) como el número de taxones, o riqueza, disminuye durante el año posterior a la sequía (en amarillo), tanto en la laguna permanente como en la temporal. Cabe destacar que, aunque se observa actualmente una recuperación de la riqueza frente al año post-sequía aún no se han alcanzado de nuevo los valores iniciales pre-sequía. En La Era llegamos a 21 de los 23 taxones del año 2017 y en Gente de los 25 taxones que había antes de la perturbación solo llegamos a 21 taxones.

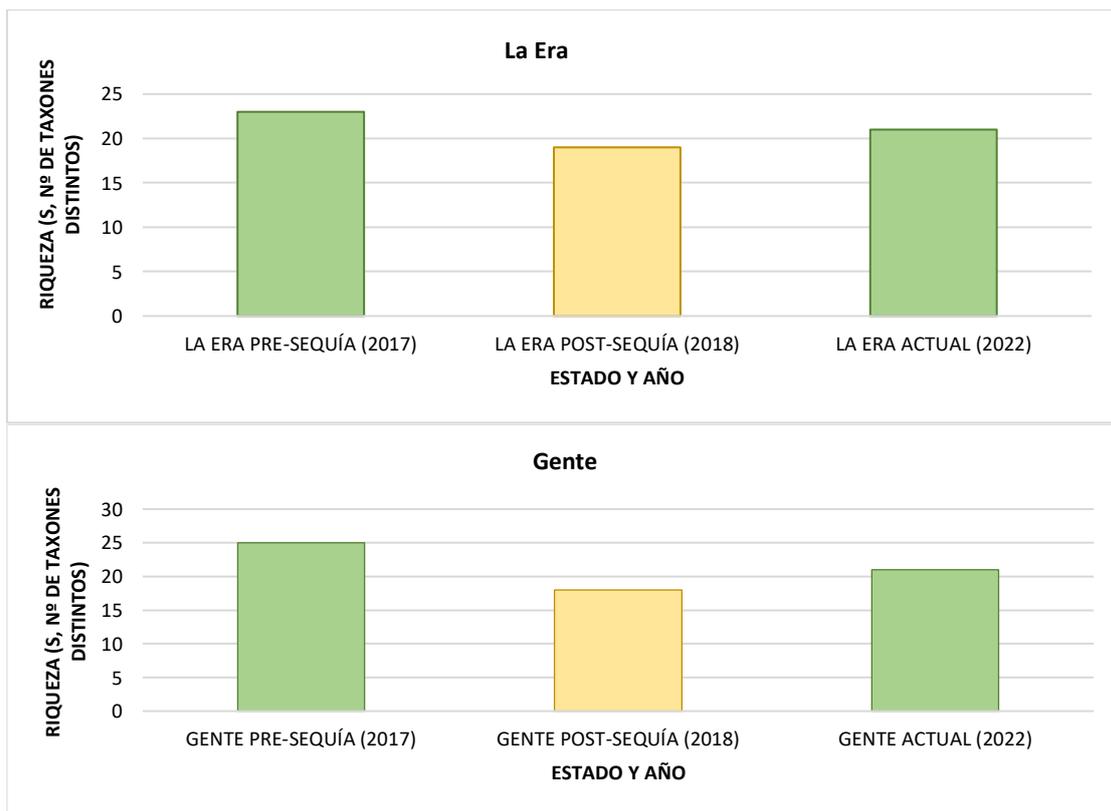
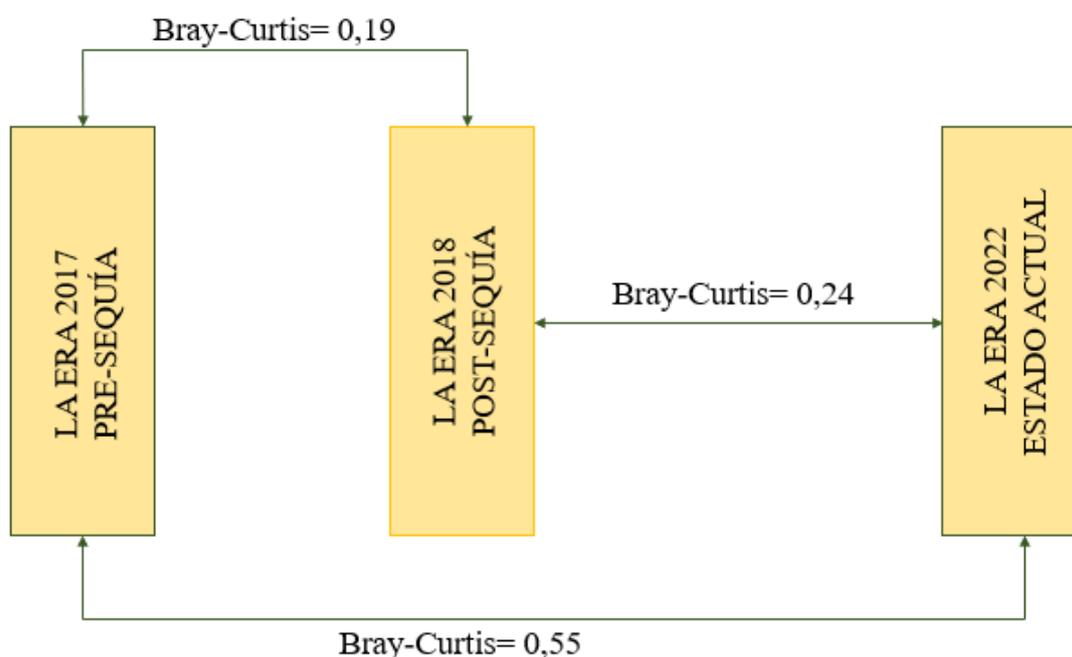


Figura 6. a) riqueza de la laguna La Era para los años 2017, 2018 y 2022, b) riqueza de la laguna Gente para los años 2017, 2018 y 2022.

3.3 COMPARACIÓN GLOBAL DE LA COMUNIDAD: COMPOSICIÓN TAXONÓMICA.

Gráficamente (Figura 7) podemos ver para La Era valores más claros y que nos arrojan más información. Como esperábamos, el valor más alto corresponde al par pre-sequía de 2017 y el actual de 2022, es de 0,55 indicativo de mayor similitud, y por ende, de que la comunidad se parece al estado anterior. Esto es sinónimo de recuperación. En cuanto a los otros valores, son similares entre sí, 0,19 y 0,2, además de que son más bajos. Esto nos dice que las comunidades no se parecen demasiado.

Para la laguna temporal el índice no nos ofrece resultados muy llamativos. El valor de mayor similitud se encuentra entre las campañas de 2017 y 2018. Esto quiere decir que son las comunidades que más se asemejan. Las que menos se parecen son las de 2018 y 2022. Sin embargo, al comparar esta última con la de 2017, obtenemos un valor de 0,3, lo cual nos quiere decir que la comunidad empieza a parecerse de nuevo, poco a poco, a la de 2017.



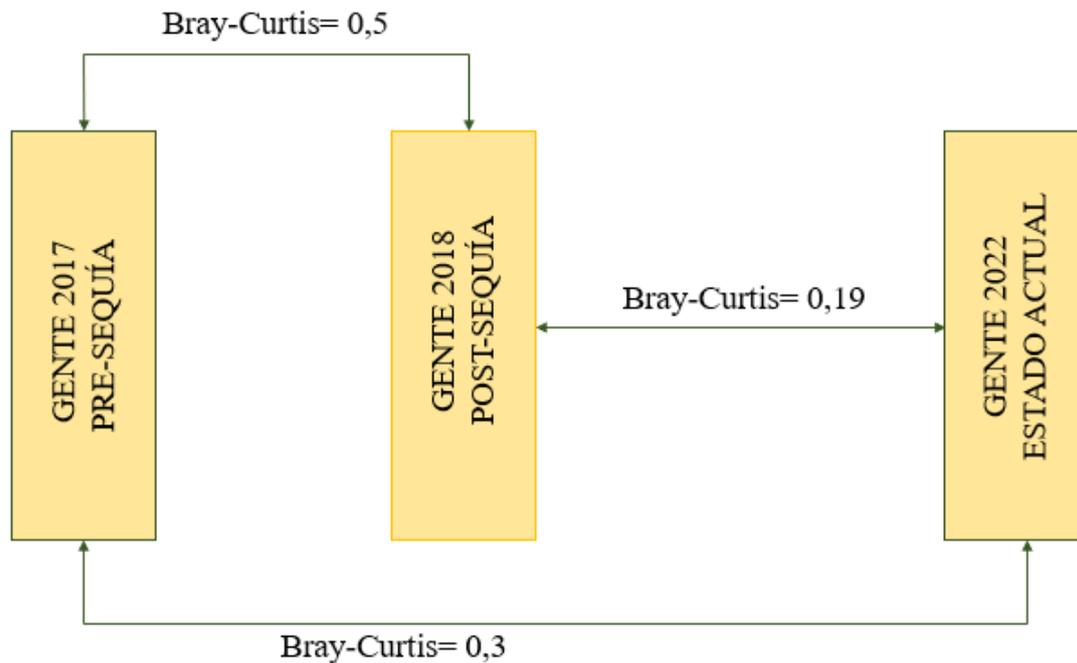


Figura 7. a) similitud entre la laguna de La Era a lo largo del tiempo, b) similitud entre la laguna de Gente a lo largo del tiempo.

En el gráfico obtenido del DCA (Figura 8) apreciamos lo siguiente: a un extremo del eje 1 se encuentran los estados de 2017 y 2022 de la laguna permanente, al otro los mismos estados pero de la temporal y las muestras de 2018, en el medio, apartadas de su zona natural. También el gráfico denota una gran recuperación de La Era, ya que actualmente en 2022 se asemeja mucho a la situación original de 2017.

Esta técnica nos permite identificar taxones característicos de cada tipo de enclave. En la laguna temporal tienen mucho peso taxones, ya mencionados anteriormente, como Baetidae y Coenagrionidae y otros como Polycentropodidae, Glossiphoniidae y Caenidae, taxones con clara preferencia por este tipo de hábitats. Lo mismo sucede con los taxones del otro extremo, característicos de hábitats de carácter temporal, donde se agrupan algunos tipos como los moluscos y la familia de coleópteros Dytiscidae. La situación de G-2017 respecto de G-2022 también indica una recuperación de la comunidad.

Para los valores de sequía encontramos lo que esperábamos, ambos valores alejados de sus zonas naturales, debido a los cambios producidos en las comunidades (pérdida de riqueza y abundancia), y más próximos entre sí que respecto de otros años. En cuanto a taxones de esta zona aparecen Chironomidae y Oligochaeta, los cuales no se decantan

preferentemente por ningún tipo de laguna y además aumentan sus abundancias en el año posterior a la sequía.

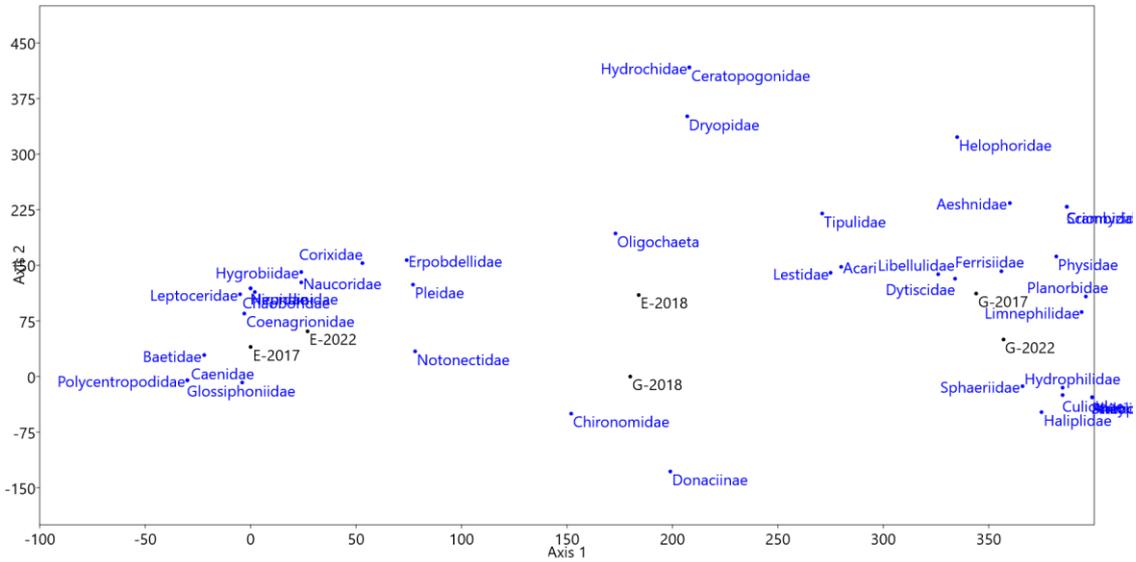


Figura 8. Gráfico obtenido con el programa PAST, del análisis multivariante DCA. Los autovalores del eje 1 y del eje 2 son 0,8054 y 0,1424 respectivamente.

4. DISCUSIÓN

Cada vez es mayor la percepción sobre la importancia de las pequeñas masas de agua dulce, tanto a nivel de abundancia como a nivel de importancia para la biodiversidad. También lo es de la amplia gama de servicios que ofrecen al ecosistema y su sensibilidad y vulnerabilidad a las perturbaciones producidas por las actividades antropogénicas (Bartout et al., 2015). A todos estos factores de amenaza se suma, actualmente, otra más: el cambio climático.

Muchos estudios e índices indican que el cambio climático va a producir una disminución de los recursos hídricos, debido al aumento de las temperaturas y una mayor frecuencia y duración de los periodos de sequía (Ougougdal et al., 2020). A raíz de una menor duración del hidropериодо, algunas lagunas permanentes pueden secarse pasando a comportarse como temporales (tal y como ocurrió con la laguna de La Era en 2018), y por ende, muchas lagunas de carácter temporal pueden llegar a desaparecer por completo (Zacharias y Zamparas, 2010). En este estudio hemos observado que los eventos de sequía o disminución del hidropериодо provocan una reducción en la riqueza de la comunidad de macroinvertebrados que forman parte de este tipo de lagunas, o dicho de otro modo, a mayor duración del agua en la laguna mayor riqueza de la comunidad (Della Bella et al., 2005). Esta tendencia se ha dado tanto en la laguna permanente como en la temporal, siendo en esta última mayor la pérdida de taxones durante el periodo de sequía.

Aunque las comunidades de macroinvertebrados de este medio son sensibles a los cambios en el hidropериодо, afectando a la riqueza de la comunidad, estos seres cuentan con una serie de estrategias que permiten su recuperación. La capacidad de resiliencia de los taxones depende de las distintas formas de resistencia que tengan frente a la sequía. Los organismos que cuentan con mecanismos de dispersión aérea o estadios vitales resistentes a la sequía responden al llenado de la laguna con una mejor recuperación o recolonización (Necker et al., 2021). Del mayor o menor éxito de estas estrategias dependen las abundancias presentes después de la perturbación (Brendonck et al., 2016). En el caso del presente estudio, de manera general se cumple la hipótesis que se había sugerido, pues hay recuperación de las especies.

En el caso de la laguna permanente, se presentan dos familias (Baetidae y Coenagrionidae) muy ligadas a este tipo de lagunas, debido a su gran abundancia en ellas, su ausencia en lagunas temporales y su gran disminución en los episodios de sequía. Ambas familias muestran la misma y clara tendencia: buenas abundancias antes de la sequía, casi desaparición tras la misma y una buena recuperación. Los principales factores de la pronta recolonización de la laguna, en el caso de Baetidae puede deberse a que tienen adultos alados que son dispersados por el viento (Vanschoenwinkel et al., 2009). Esto sumado a la proximidad de otras lagunas más grandes en la zona favorece la recuperación tras el secado, pues Baetidae tolera periodos de sequía muy cortos (Datry et al., 2012). En Coenagrionidae, los individuos adultos poseen dispersión activa, y por lo tanto, una vez completado el ciclo larvario, el adulto es capaz de desplazarse a nuevas masas de agua donde depositar los huevos, evitando así que el taxón desaparezca. Una vez que se produzca de nuevo el llenado de la laguna, esta puede ser recolonizada por los adultos de otras próximas. La sensibilidad a la desecación puede deberse a que el evento de sequía no ofrezca margen de tiempo a completar el ciclo de vida, muriendo la larva antes de desarrollarse por completo y transformarse en imago. También puede deberse a características de agua concretas que sólo puede proporcionar la estabilidad físico-química de una laguna permanente y que varían al descender el nivel del agua. Éste puede ser un rasgo exclusivo de las especies de Coenagrionidae que habiten dicho tipo de lagunas, pues por lo general, los odonatos suelen ser bastante generalistas (Bird et al., 2019; Jooste et al., 2020).

Los siguientes órdenes estudiados poseen también representación en la laguna temporal, aunque sus abundancias no sean tan destacables como las de la laguna permanente. Hablamos de Trichoptera y Hemiptera, taxones con la misma tendencia clara a descender en número en episodios de sequía, pero con buenas recuperaciones. Ello se debe a que los adultos son individuos de vida terrestre con capacidad de vuelo. En el caso de los hemípteros los adultos son dispersores activos, algunas familias de estos órdenes como Naucoridae, Notonectidae y Corixidae presentan una excelente capacidad de vuelo que les permite recorrer largas distancias (Lytle, 2015). Ante el secado de la laguna, su presencia en las lagunas temporales también puede explicarse debido a que estos animales buscan un enclave donde el alimento para sus larvas sea abundante y donde además suele haber pocos depredadores (Lytle y Smith, 2004).

En el caso de la familia Lestidae y el grupo de los coleópteros, se aprecia claramente la respuesta inversa, aumentando sus abundancias en el año de sequía. En el caso de los coleópteros, su presencia en aguas temporales puede haber surgido como una estrategia para aprovechar la ausencia de depredadores y abundancia de presas, adoptando el papel de depredador principal algunas familias de coleópteros carnívoros tales como Dytiscidae (Bird et al., 2019). A estas razones se suman el carácter generalista de muchos escarabajos acuáticos, su alta tolerancia a variaciones del medio, aguante de bajas concentraciones de oxígeno (pues son insectos aeropneutiscos, respiran del aire) y su alta capacidad de dispersión activa. Son grandes voladores que pueden evitar el secado de la laguna marchándose a colonizar otras masas de agua permanentes (Strachan et al., 2015). Lestidae es otro de los taxones de clara preferencia temporal. Además de contar con adultos de vida aérea como otros grupos, este taxón en particular cuenta con un estado de diapausa en forma de huevo, con un embrión completo y listo para la eclosión, la cual se produce en primavera de manera sincrónica. Tras ello el desarrollo es muy rápido, tomando apenas unos meses. La resistencia de los huevos y el rápido desarrollo de la larva permite escapar de la sequía y aprovechar el medio temporal, además de que algunos estudios sugieren que el descenso del nivel del agua podría favorecer aún más la velocidad de desarrollo (Norling, 2018).

El caso curioso es el de Anisoptera, el cual no ve mermado su número y sigue aumentando su abundancia. Esto podría deberse al carácter generalista de muchos odonatos (Jooste et al., 2020) y su gran capacidad de dispersión, teniendo amplias zonas de distribución (Strachan et al., 2015).

En cuanto a la laguna temporal, muchos de sus taxones son endémicos de estos hábitats y están acostumbrados a lidiar con la perturbación de la sequía. Sin embargo, la comunidad de moluscos sufre el mismo efecto que otros taxones de la laguna permanente. Es cierto que muchas familias de moluscos gasterópodos como Planorbidae o bivalvos como Sphaeriidae pueden sobrevivir a la sequía de diferentes formas, cerrando su concha o su opérculo. El periodo de tiempo que pueden resistir de esta manera es limitado. Para que sea duradera esta estrategia necesita que quede cierta humedad o lecho fangoso para que se pueda recuperarse con el posterior llenado (Strachan et al., 2015; Bird et al., 2019) ya que los organismos de cuerpo blando, donde se incluyen los moluscos, suelen ser susceptibles a la sequía y los efectos de esta sobre

el agua, como por ejemplo el incremento de la salinidad, haciendo que desaparezcan tras la sequía (Aspin et al., 2019).

La pronta recuperación de las comunidades de las lagunas observada por pares con el índice de Bray-Curtis, puede deberse a la cercanía de otras lagunas de características y comunidades similares que actúen como balizas para los dispersores aéreos que forman gran parte de la comunidad de macroinvertebrados. También puede que la escasa distancia entre lagunas sea suficiente para la llegada temprana de dispersores pasivos (Vanschoenwinkel et al., 2009).

En cuanto a la riqueza, viendo los resultados obtenidos, podemos afirmar que los periodos de sequía producen una merma de la riqueza de la comunidad de este tipo de hábitats, pues muchos de los organismos que habitan aquí no son capaces de resistir la propia sequía o las variaciones que ésta produce sobre el agua antes de que la laguna se seque (de Necker et al., 2021).

5. CONCLUSIONES

Tras los resultados obtenidos en el presente estudio y los resultados arrojados por otros autores en sistemas diferentes como ríos o lagunas salinas, podemos concluir que la comunidad de macroinvertebrados parece tener una alta resiliencia ante la sequía. Los taxones con gran capacidad de dispersión, en su mayoría de fase adulta voladora, son los mayores responsables de la recuperación. Algunos ejemplos serían los taxones Baetidae, Coenagrionidae y el orden Hemiptera. A día de hoy, tras estos 5 años, se puede decir que la comunidad en su conjunto, atendiendo a su composición taxonómica, es apenas diferenciable de la anterior a la perturbación.

Los estudios sobre la capacidad de resiliencia de macroinvertebrados lacustres en lagunas esteparias son relativamente escasos. Que estos organismos cuenten con numerosas estrategias o formas de resistencia, las cuales les permiten ser resilientes a los cambios y recuperarse tras una perturbación, no quita para que la amenaza del cambio climático pueda producir alteraciones graves en la estructura de sus comunidades. Los eventos de sequía supraestacional, cada vez más frecuentes y severos, pueden producir que la capacidad de recuperación de estos seres se vea superada,

provocando grandes pérdidas de riqueza y abundancia. Es por esta razón que debemos dar más importancia a este tipo de estudios y que sirvan así como precedente de muchos otros. En cualquier caso, este no es más que un pequeño avance para descubrir cómo se comportan los macroinvertebrados lacustres ante los incipientes efectos del calentamiento global.

6. REFERENCIAS

- AghaKouchak, A., Mirchi, A., Madani, K., Di Baldassarre, G., et al., (2021) "Anthropogenic drought: Definition, challenges, and opportunities". *Reviews of Geophysics*, 59, e2019RG000683. <https://doi.org/10.1029/2019RG000683>
- Aspin, T. W. H., Khamis, K., Matthews, T. J., Milner, A. M., et al., (2019) "Extreme drought pushes stream invertebrate communities over functional thresholds", *Global Change Biology*. Blackwell Publishing Ltd, 25(1), pp. 230–244. doi:10.1111/gcb.14495.
- Bartout, P., Touchart, L., Terasmaa, J., Choffel, Q., et al., (2015) "A new approach to inventorying bodies of water, from local to global scale", *Erde. Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin*, 146(4), pp. 245–258. doi:10.12854/erde-146-20.
- Beniston, M., Stephenson, D. B., Christensen, O. B., Ferro, C. A. T. et al., (2007) "Future extreme events in European climate: An exploration of regional climate model projections", *Climatic Change*, pp. 71–95. doi:10.1007/s10584-006-9226-z.
- Biggs, J., von Fumetti, S., y Kelly-Quinn, M. (2016) "The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers." *Hydrobiologia*, 793(1), 3–39.
- Bird, M. S., Mlambo, M. C., Wasserman, R. J., Dalu, T., Holland, A. J., Day, J. A., Villet, M. H., Bilton, D. T., Barber-James, H. M. y Brendonck, L. (2019) "Deeper knowledge of shallow waters: reviewing the invertebrate fauna of southern African temporary wetlands", *Hydrobiologia*. Springer International Publishing, pp. 89–121. doi:10.1007/s10750-018-3772-z.
- Bogan, M. T., Boersma, K. S. y Lytle, D. A. (2015) "Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasedonal drought in arid-land headwater streams", *Freshwater Biology*, 60(12), pp. 2547–2558. doi:10.1111/fwb.12522.
- Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Gallart, F., von Schiller, D., Fortuño, P., Latron, J., Llorens, P., Múrria, C., Soria, M., Vinyoles, D. y Cid, N. (2020) "Conservation and management of isolated pools in temporary rivers", *Water (Switzerland)*. MDPI AG, pp. 1–24. doi:10.3390/w12102870.
- Boulton, A. J. (2003) "Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages" *Freshwater Biology*. 48, 1173–1185. doi:10.1046/j.1365-2427.2003.01084.x
- Brendonck, L., Pinceel y T. y Ortells, R., (2016) "Dormancy and dispersal as mediators of zooplankton population and community dynamics along a hydrological disturbance gradient in inland temporary pools" *Hydrobiologia* 796, 201–222. DOI 10.1007/s10750-016-3006-1
- Brower, J. E. y J. H. Zar. (1984) "Field and laboratory methods for general ecology." Wm. C. Brown Co. Dubuque, Iowa. 226 pp
- Cantonati, M., Poikane S., Pringle, C.M., Stevens, L.E., et al., (2020) "Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation". *Water*, 12(1):260. <https://doi.org/10.3390/w12010260>
- Datry, T., Corti, R. y Philippe, M. (2012) "Spatial and temporal aquatic-terrestrial transitions in the temporary Albarine River, France: Responses of invertebrates to experimental rewetting", *Freshwater Biology*, 57(4), pp. 716–727. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02737.x.
- de Necker, L., Brendonck, L., van Vuren, J., Wepener, V. y Smit, N. J. (2021) "Aquatic invertebrate community resilience and recovery in response to a supra-seasonal drought in an ecologically important naturally saline lake", *Water (Switzerland)*. MDPI AG, 13(7). doi:10.3390/w13070948.

- 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(6), pp. 583-600.
- García-Criado, F. y Trigal, C. (2005) "Comparison of several techniques for sampling macroinvertebrates in different habitats of a North Iberian pond", *Hydrobiologia*, 545(1), pp. 103-115.
- Gleason, J.E. y Rooney, R.C. (2018) "Pond permanence is a key determinant of aquatic macroinvertebrate community structure in wetlands.", *Freshwater Biol.* 63:264–277. <https://doi.org/10.1111/fwb.13057>
- Hill, M. J., Mathers, K. L., Little, S., Worrall, T., et al. (2019) "Ecological effects of a supra-seasonal drought on macroinvertebrate communities differ between near-perennial and ephemeral river reaches". *Aquatic Sciences*, 81(4), 62–. doi:10.1007/s00027-019-0659-7
- Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Fourth Assessment Report. Climate Change: Synthesis Report; Intergovernmental Panel on Climate Change: Geneva, Switzerland, 2007
- Jooste, M. L., Samways, M. J. y Deacon, C. (2020) "Fluctuating pond water levels and aquatic insect persistence in a drought-prone Mediterranean-type climate", *Hydrobiologia*, 847(5), pp. 1315–1326. doi: 10.1007/s10750-020-04186-
- Lake, P.S. (2003) Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshw Biol* 48:1161–1172
- Lytle, D. A. (2015) "Order Hemiptera", in Thorp and Covich's *Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology: Fourth Edition*. Elsevier Inc., pp. 951–963. doi:10.1016/B978-0-12-385026-3.00037-1.
- Lytle, D. A. y Smith, R. L. (2004) Exaptation and Flash Flood Escape in the Giant Water Bugs, *Journal of Insect Behavior*. 17, 169–178.
- Mosley, L.M., (2015). Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Reviews*, 140, 203-214.
- Norling, U. (2018) "Constant and shifting photoperiods as seasonal cues during larval development of the univoltine damselfly *Lestes sponsa* (Odonata: Lestidae)", *International Journal of Odonatology*. Taylor and Francis Inc., 21(2), pp. 129–150. doi:10.1080/13887890.2018.1462263.
- Ougougdal, H. A., Khebiza, M. Y., Messouli, M. y Lachir, A. (2020) "Assessment of futurewater demand and supply under IPCC climate change and socio-economic scenarios, using a combination of models in Ourika watershed, High Atlas, Morocco", *Water (Switzerland)*. MDPI AG, 12(6). doi:10.3390/w12061751.
- Panov, V. E. y Caceres, C. (2007) "Role of Diapause in Dispersal of Aquatic Invertebrates", en Alekseev, V. y De Stasio, B. (eds.) *Diapause in Aquatic Invertebrates Theory and Human Use*. Dordrecht: Springer Netherlands. MOBI, volume 84. DOI: 10.1007/978-1-4020-5680-2_12
- Pérez-Bilbao, A. J. Benett C. y Garrido J. (2015) "Assessment of the effects of the dry period on the faunal composition of aquatic macroinvertebrate assemblages in two temporary ponds in NW Spain" *J. Limnol.*; 74(3), 467-476 DOI: 10.4081/jlimnol.2015.1060
- Strachan, S. R., Chester, E. T. y Robson, B. J. (2015) "Freshwater invertebrate life history strategies for surviving desiccation", *Springer science reviews*, 3(1), pp. 57–75. doi: 10.1007/s40362-015-0031-9.
- Vanschoenwinkel, B., Hulsmans, A., De Roeck, E., De Vries, C., Seaman, M., y Brendrock, L. (2009). "Community structure in temporary freshwater pools: disentangling the effects of habitat size and hydroregime" *Freshwater Biology*, 54(7), 1487–1500

Vicente-Serrano, S. M., Quiring, S. M., Peña-Gallardo, M., Yuan, S. y Domínguez-Castro, F. (2020) "A review of environmental droughts: Increased risk under global warming?", *Earth-Science Reviews*. Elsevier B.V. doi:10.1016/j.earscirev.2019.102953.

Williams, D. D. (1997) "Temporary ponds and their invertebrate communities", *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 7(2), pp. 105-117.

Zacharias, I. y Zamparas, M. (2010) "Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem", *Biodiversity and Conservation*, pp. 3827–3834. doi:10.1007/s10531-010-9933-7.

ANEXOS

Tabla con las tres campañas de muestreo del año 2022.

		E-1	E-2	E-3	G-2	G-3
	Oligochaeta	8	16	5		
Hirudinea	Erpobdellidae			13	5	1
	Hirundinidae			1		
Mollusca	Ancylidae				39	30
	Physidae				11	22
	Planorbidae				636	960
	Sphaeriidae	1			175	130
	Acari		8	5	5	
Odonata	Coenagrionidae	24	70	80	4	4
	Lestidae			28		4
	Libellulidae			25	5	58
Ephemeroptera	Baetidae	709	243	1074		
	Caenidae				1	
Hemiptera	Corixidae	1	1	220		
	Naucoridae	2	4	108	1	
	Notonectidae		2	104		22
	Pleidae	98	216	157	244	52
	Nepidae		1			
Coleoptera	Dytiscidae	1	25	19	55	86
	Haliplidae				4	
	Hygrobiidae			30		
	Hydrophilidae			12	89	471
Trichoptera	Leptoceridae			126		
	Limnephilidae		2		160	1
	Philopotamidae				1	
Diptera	Chaoboridae		14	178		
	Chironomidae	60	152	223		97
	Culicidae		4	50	657	98
	Stratiomyidae				32	196