



Universidad Zaragoza

Trabajo Fin de Grado

Caracterización del hábitat y determinación de la disponibilidad de alimento para *Calotriton asper* en la Canal del Palomo, Vadiello.

Characterization of the habitat and determination of food availability for *Calotriton asper* in Canal del Palomo, Vadiello.

Autor:

Javier Martínez León

Directores:

Ernesto Pérez Collazos

Rocío López Flores

Escuela Politécnica Superior de Huesca, Universidad de
Zaragoza

2018

Índice:

Resumen.....	3
Abstract.....	4
1. Introducción.....	5
1.1. <i>Calotriton asper</i>	6
1.1.1. Distribución geográfica.....	7
1.1.2. Hábitat.....	8
1.1.3. Alimentación.....	9
1.1.4. Morfología.....	12
1.1.5. Dimorfismo sexual.....	14
1.1.6. Biología reproductiva.....	15
1.1.7. Estado de Conservación y factores de amenaza.....	16
2. Objetivos.....	17
3. Material y métodos.....	18
3.1. Área de estudio.....	18
3.1.1. Parque natural de la Sierra y los Cañones de Guara.....	18
3.1.2. La Canal del Palomo.....	19
3.2. Métodos.....	22
3.2.1. Descripción del hábitat.....	22
3.2.2. Determinar el índice trófico mediante la concentración de clorofila bentónica.....	23
3.2.3. Estudio de la comunidad planctónica.....	24
3.2.4. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados.....	29
3.2.5. Evaluar la presencia de <i>C. asper</i> en la Canal del Palomo.....	31
3.2.6. Análisis estadísticos.....	31
4. Resultados.....	33
4.1. Descripción del hábitat.....	33
4.1.1. Características climáticas y meteorológicas.....	33
4.1.2. Características físicas y morfológicas de la Canal del Palomo.....	34
4.1.3. Características físicas y morfológicas de la Canal del Palomo.....	36
4.2. Determinar el índice trófico mediante la concentración de clorofila bentónica. 40	
4.3. Estudio de la comunidad planctónica.....	42
4.3.1. Fitoplancton.....	42

4.3.2.	Zooplankton.....	44
4.4.	Composición de la comunidad de macroinvertebrados.	46
4.5.	Abundancia de <i>Calotriton asper</i> en la Canal del Palomo.....	49
4.6.	Distribución de biomasa en la cadena trófica.	50
5.	Discusión.	55
5.1.	Descripción del hábitat.....	55
5.1.1.	Características climáticas y meteorológicas.	55
5.1.2.	Características físicas de las pozas en la Canal del Palomo.	56
5.1.3.	Parámetros físico-químicos del agua.....	58
5.2.	Índice trófico de las pozas de la Canal del Palomo.	59
5.3.	Estudio de la comunidad planctónica.	60
5.3.1.	Fitoplancton.	60
5.3.2.	Zooplankton.....	61
5.4.	Composición de la comunidad de macroinvertebrados.	62
5.5.	Abundancia de <i>Calotriton asper</i> en la Canal del Palomo.....	63
5.6.	Distribución de biomasa en la cadena trófica.	64
6.	Conclusiones.....	67
7.	Bibliografía.....	69
8.	Anexos.....	77

Resumen.

El tritón pirenaico (*Calotriton asper*) es un endemismo de los Pirineos que ha colonizado un hábitat poco habitual, la Canal del Palomo. El presente Trabajo de Fin de Grado se centra en analizar este entorno y determinar la disponibilidad de alimento para esta especie. Se realizaron tres campañas de muestreo, en las dos primeras se realizaron los muestreos de las pozas y en la última se tomaron datos de la morfología del terreno. Los parámetros físico-químicos de pH y temperatura mantuvieron el mismo patrón en ambos muestreos, con una media global de pH de 7,9, siendo algo más básico durante el segundo muestreo; y una media global de 17,7°C de temperatura y 5 °C menor durante el segundo muestreo. La conductividad y el oxígeno disuelto difirieron bastante durante los muestreos con medias de 251,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 339,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente, para la conductividad, y de 5,9 mg/L a 6,9 mg/L, respectivamente, para el caso del O_2 disuelto. También se estudiaron los principales eslabones que componen la cadena trófica. Para ello se analizó la biomasa de producción primaria en las pozas, tanto la clorofila bentónica como la biomasa y composición de la comunidad fitoplanctónica; y la biomasa de producción secundaria, compuesta por las comunidades de zooplancton y de macroinvertebrados. Se contabilizó un promedio de 38 individuos en los dos muestreos distribuidos en casi todas las pozas muestreadas, se detectaron individuos en todos los estados fenológicos. Los resultados sugieren que *C. asper* se mantiene en la canal logrando adaptarse a unas condiciones no óptimas para su biología, que incluyen periodos extremos de sequía y avenidas. Durante la época en que hay aportes externos, época de lluvias, se alimentó de presas terrestres fundamentalmente, esto se reflejó también en los otros productores secundarios, los cuales aprovecharon los recursos aloctónos. Durante la sequía, sin embargo, la entrada de energía en la base de la cadena trófica se limitó a la producción primaria de cada poza, siendo un factor de constricción para los niveles superiores, obligándolos a reducir el consumo de energía o a alejarse de la poza para obtenerla.

Palabras clave: cadena trófica, endemismo, PN Sierra y Cañones de Guara, plasticidad de la dieta, tritón pirenaico.

Abstract.

The Pyrenean newt (*Calotriton asper*) is an endemism from Pyrenees that has colonized an unusual habitat, la Canal del Palomo. This Final Degree Project focuses on analyzing this environment and determining the food availability for this species. Three sampling campaigns were carried out, in the first two pools were sampled and in the last one, data about the morphology of the land was taken. The physical-chemical parameters of pH and temperature maintained the same pattern in both samplings, with a global average of pH of 7.9, being somewhat more basic during the second sampling; and a global average of 17.7°C of temperature and 5°C lower during the second sampling. Conductivity and dissolved oxygen differed significantly during sampling with averages of 251.1 $\mu\text{S} / \text{cm}$ and 339.6 $\mu\text{S} / \text{cm}$, respectively, for conductivity, and from 5.9 mg / L to 6.9 mg / L, respectively, for the case of dissolved O_2 . The main links that make up the trophic chain were also studied. For this, biomass of primary production in the ponds was analyzed, both benthic chlorophyll, and the biomass and composition of the phytoplankton community; and the biomass of secondary production, composed of the zooplankton and macroinvertebrate communities. An average of 38 individuals was counted in the two samplings distributed in almost all sampled pools, individuals were detected in all the phenological stages. The results suggest that *C. asper* remains in the Canal, adapting to conditions that are not optimal for its biology, which include extreme periods of drought and avenues. During the period when there are external contributions, the rainy season, it was mainly fed by land prey, this was also reflected in the other secondary producers, which took advantage of the allochthonous resources. During the drought, however, the entry of energy at the base of the trophic chain was limited to the primary production of each well, being a factor of constriction for higher levels, forcing them to reduce energy consumption or move away from the well to obtain it.

Key words: trophic chain, endemism, Sierra NP and Cañones de Guara, diet plasticity, Pyrenean newt.

1. Introducción.

La pérdida actual de especies constituye una preocupación global (Valliente-Banuet *et al.*, 2015). Siendo los anfibios uno de los grupos más vulnerables y amenazados en la actualidad, por lo que inevitablemente están disminuyendo más rápidamente que otros grupos taxonómicos como aves o mamíferos (Stuart, 2012). Esto se debe a que son especialmente sensibles a una serie de problemas ambientales (Piracés, 2014) como son las alteraciones del hábitat (de Sá, 2005), la contaminación (Stallard, 2001), el incremento de la radiación ultravioleta (Middleton *et al.*, 2001), el cambio climático (Parra-Olea *et al.*, 2005), el comercio (La Marca *et al.*, 2005), la introducción de especies exóticas invasoras (Vredenberg, 2004), y la propagación de enfermedades, especialmente el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* que, desde 1997, ha infectado alrededor de 350 especies de anfibios en todo el mundo y ha causado la disminución de las poblaciones de más de 200 de estas especies, causando en algunos casos su extinción en la naturaleza. Como ejemplos documentados de extinciones encontramos los casos de la rana rumiante australiana (*Rheobatrachus* sp.), la rana dorada de Panamá (*Atelopus zeteki*) y la rana diurna hocicuda australiana (*Taudactylus acutirostris*), entre otros (Blaustein *et al.*, 2001, Fisher *et al.*, 2009). Los anfibios existentes actualmente son los remanentes de una antigua ramificación de la que se originaron los vertebrados terrestres, los cuales juegan un importante papel en la cadena trófica de los ecosistemas siendo tanto presas, como depredadores (de Sá, 2005). Por ello, su descenso a nivel global supondría un grave impacto en los ecosistemas, afectando a otras especies.

En España se pueden encontrar treinta y nueve especies de anfibios de los órdenes Anura y Caudata, catorce de ellas son endemismos y dos especies introducidas (Pleguezuelos *et al.*, 2002). En la comunidad autónoma de Aragón podemos hallar un total de catorce especies de anfibios, de las cuales, en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara se pueden encontrar siete de ellas (Piracés, 2014). De las especies herpetológicas encontradas en el Parque tan sólo el sapo común (*Bufo bufo*) posee la categoría “De Interés Especial” dentro del Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (Decreto 181/2005). Sin embargo, al encontrarse mucho más amenazado, por su rareza y tratarse de un endemismo pirenaico, el tritón pirenaico (*Calotriton asper*, Dugès, 1852) se trata de la especie más emblemática del Parque entre los anfibios.

Este trabajo se realiza con la finalidad de obtener datos e información que permitan caracterizar el ecosistema en el que habita la población de *Calotriton asper* de la Canal del Palomo, barranco equipado con una vía ferrata dentro del PN de la Sierra y los Cañones de Guara, así como determinar la disponibilidad de alimento para la especie durante dos momentos en el tiempo (mes de julio y mes de septiembre). No existen antecedentes de este tipo de estudios en el canal, ni en la Sierra de Guara, por lo que los resultados derivados de este trabajo podrían resultar relevantes para comprender las características biológicas y de hábitat de la especie, así como para la futura toma de decisiones de gestión y conservación dentro del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara.

1.1. *Calotriton asper*.

El tritón pirenaico es de uno de los anfibios de la Península Ibérica más ampliamente estudiados (García-Paris *et al.*, 2004). Las primeras anotaciones existentes a cerca de la especie corresponden a observaciones en lagos de alta montaña, y fueron realizadas por el científico francés, Louis Raymond De Carbonnieres, quien señaló en 1799 la presencia de salamandras acuáticas en el lago de Oncet, cerca de Bagneires du Bigorre, en Francia (Nicol, 1990). Teniendo en cuenta las características morfológicas de la especie (descritas en el apartado de “Morfología” más adelante), y la ausencia de otros anfibios similares junto con las posteriores citas de *Calotriton asper* en esta localidad, De Carbonnieres hablaba sin duda del tritón pirenaico. La especie fue descrita finalmente en 1852 por Alfred August Dugès, en base a ejemplares colectados en Eaux-Bonnes, Francia (Dugès, 1852). A partir de aquí, fue la notable diversidad fenotípica del tritón pirenaico lo que llamó primero la atención a los científicos y fomentó su estudio, dando lugar al principio a un cierto número de formas y subespecies que han sido finalmente descartadas a nivel taxonómico (Amat *et al.*, 2005, Tabla 1).

Tabla 1. Sinonimias de *Calotriton asper*. Fuente: UICN Red list. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org> (última visita: 26/05/2017).

Nombre científico	Autor
<i>Calotriton punctulatus</i>	Dugès, 1852
<i>Diemictylus asper</i>	Dugès, 1852
<i>Euproctus asper</i>	Dugès, 1852
<i>Euproctus pyrenaeus</i>	Duméril, Bibron & Duméril, 1854
<i>Hemitriton asper</i>	Dugès, 1852
<i>Hemitriton bibronii</i>	Dugès, 1852
<i>Hemitriton cinereus</i>	Dugès, 1852
<i>Hemitriton punctulatus</i>	Dugès, 1852
<i>Hemitriton rugosus</i>	Dugès, 1852
<i>Molge aspera</i>	Dugès, 1852
<i>Molge bolivari</i>	Boscá, 1918
<i>Triton asper</i>	Dugès, 1852
<i>Triton bibroni</i>	Dugès, 1852
<i>Triton cinereus</i>	Dugès, 1852
<i>Triton pyrenaeus</i>	Duméril, Bibron & Duméril, 1854
<i>Triton repandus</i>	Dugès, 1852
<i>Triton rugosus</i>	Dugès, 1852

1.1.1. Distribución geográfica.

Calotriton asper es un endemismo con distribución montana y supramontana en España, Francia y Andorra (Fig. 1). Se extiende no sólo en Pirineo axial sino también hacia el norte y el sur superando en algunos casos el Prepirineo. Se trata de una especie habitual en su zona central de distribución pero mantiene poblaciones fragmentadas en los extremos altitudinales de su distribución (Martínez-Rica, 1997; Montori *et al.*, 1997; Montori *et al.*, 2002, Montori y Herrero, 2004). Presenta una distribución mucho más amplia en la vertiente sur debido a que sus límites de tolerancia térmica en el medio acuático son mayores: 16° C en la vertiente sur frente a los 15° C en la vertiente norte de los Pirineos (Falcón, 1982; Martínez-Rica, 1983; Gosá y Berguerandi, 1994; Montori *et al.*, 2002; Montori y Herrero, 2004). *Calotriton asper* alcanza hacia el este las primeras estribaciones pirenaicas, marcando el paso de La Jonquera el límite oriental de distribución. En Cataluña, el límite sur parece estar marcado por la sierra del Montsec en su parte occidental y por el macizo de les Guilleries en su parte oriental, donde se mantienen algunas poblaciones residuales (Maluquer-Margalef, 1983, 1984).

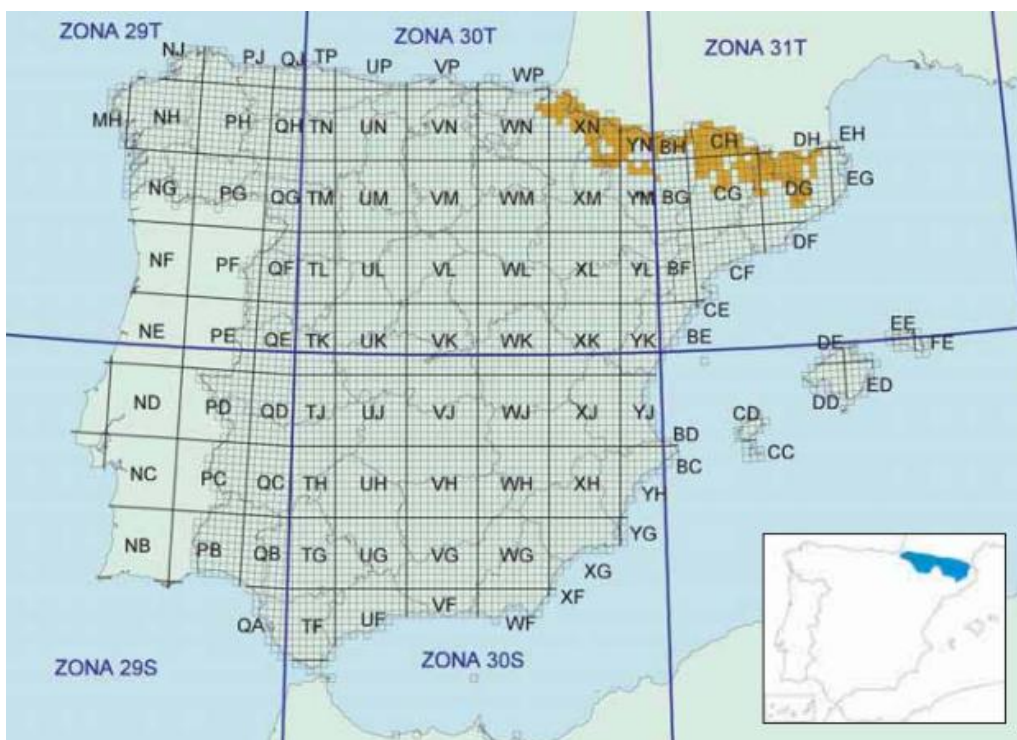


Figura 1. Distribución de *Calotriton asper*. Fuente: Atlas rojo de los anfibios y Reptiles de España.

En la zona oriental del Pirineo y Prepirineo, el límite viene determinado por las poblaciones de Navarra, teniendo como límite Guipúzcoa (Bergerandi y Arzoz, 1991). En el País Vasco únicamente se ha localizado la especie en cinco regatas de la cabecera de la cuenca del río Lordiz entre los 475 m y 775 m de altitud (Arrayago *et al.*, 2005). Se ha localizado en las subcuencas del Urrobi-Irati y del Areta, con densidades muy elevadas las poblaciones de la vertiente norte de la Sierra de Illón, y muy bajas en las poblaciones del oeste (Gosá y Berguerandi, 1994). En el Pirineo central, principalmente aragonés (Falcón, 1982; Falcón y Clavel, 1987), es muy

abundante, situándose su límite sur en las Sierras de Guara, Riglos y Sto. Domingo. En la vertiente sur se han descrito numerosas localidades cavernícolas, que se consideran como un hábitat usual dada su abundancia en toda el área.

En Francia, se distribuye por todo el Pirineo descendiendo hasta los 250 m de altitud en los valles más fríos y siendo frecuente hasta los 2400 m, aunque se han localizado poblaciones a 3000 m (Guillaume, 2006). En el piedemonte pirenaico y prepirenaico francés existen también numerosas poblaciones cavernícolas que se localizan mayoritariamente en Ariège fuera del área de distribución de las poblaciones epigeas. Dentro del Pirineo francés, se encuentra también en el macizo de Corbières, montañas situadas 20 km al SE de Carcassonne (Bosch *et al.*, 2008b).

Recientemente, se ha propuesto un modelo de dinámica de poblaciones de *C. asper* para predecir las fluctuaciones anuales del tamaño de sus poblaciones. El modelo predice una disminución de poblaciones en todos los escenarios de incremento de la frecuencia de precipitaciones extremas (Colomer *et al.*, 2014). Bajo escenario climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan una reducción en la distribución potencial actual entre un 97% y un 98% en 2041-2070 (Araújo *et al.*, 2011).

1.1.2. Hábitat.

Su hábitat característico son los torrentes de montaña media-alta con fuerte desnivel que se caracterizan por presentar riberas con escasa vegetación en los márgenes, con fondos formados por piedras y grava y con escasa vegetación ni limo en el lecho (Clergue-Gazeau y Martínez-Rica; 1978, Montori y Herrero, 2004). Otros hábitats secundarios son los lagos e ibones de alta montaña y los torrentes y riachuelos de montaña media-baja. Se puede distinguir un tercer grupo de hábitats formado por los cursos subterráneos, surgencias y fuentes (Clergue-Gazeau y Martínez-Rica, 1978). La especie se puede encontrar también en hábitats marginales, situados preferentemente en los límites de distribución y caracterizados por una fuerte mediterraneidad. Habitualmente éstos hábitats son pequeños cursos cuya temperatura del agua supera el límite de la especie en algunos meses y obligan a pasar periodos de estivación e incluso a invertir el ciclo reproductor (Clergue-Gazeau y Martínez-Rica, 1978). Esta especie presenta una gran plasticidad en relación al hábitat, pudiendo incluso modificar el ciclo biológico o la fisiología según las características del medio (Guillaume y Cavagnara, 1998).

Desde una perspectiva temporal, no se producen migraciones longitudinales en el torrente, considerando que el tritón pirenaico es más bien sedentario, aunque pueda presentar pequeños desplazamientos estacionales a lo largo del torrente inferiores a 50 m (Montori *et al.*, 2008). Ante este hecho, se observa que el tritón pirenaico no muestra ningún tipo de territorialidad en zonas del hábitat compartido (Guillaume y Cavagnara, 1998). En este sentido parece que toleran a sus conespecíficos, localizándose frecuentemente varios ejemplares bajo el mismo refugio. Esto se traduce en un constante desplazamiento y retorno de la población, datos que no coinciden con las observaciones de Montori *et al.*, (2008) quienes coinciden en

ausencia de territorialidad pero no observan ese desplazamiento con retorno, y sí un sedentarismo.

Como adaptación propia a su medio torrentícola, mucho más imprevisible que el lacustre o léntico, *Calotriton asper* ha tenido que presentar adaptaciones etológicas únicas para solventar el riesgo de deriva que suponen las súbitas crecidas de estos medios (Montori *et al.*, 2008). Así, se ha constatado que durante las crecidas y avenidas los tritones se dirigen primero hacia las orillas, donde la corriente es menor, salen del agua si la avenida es importante y se refugian en los márgenes del curso fuera de él hasta que la corriente disminuye (Montori y Llorente, 2014). Apoyando esta hipótesis se encuentran las observaciones obtenidas por Clergue- Gazeau y Martínez-Rica (1978). Estos autores observan la presencia de numerosos ejemplares activos durante el día (principal periodo de inactividad, ya que se trata de una especie crepuscular y nocturna) después del desbordamiento del río tras una tempestad.

En la Canal del Palomo, el tritón se encuentra en un hábitat característico de la Sierra de Guara: se trata de un barranco formado predominantemente por la acción erosiva del agua de la lluvia recogida en la parte superior, el Canal d'o Ciego, que actúa a modo de “embudo” canalizando el agua hacia la parte inferior y dando lugar con el paso de los años a un cañón de conglomerado fuertemente inciso. Posee numerosos saltos de agua que han socavando la roca, gracias a la erosión hidráulica, originando así pozas colgadas y en escalera que sirven de hábitat para *C. asper*. (Salamero, 2004). Este cañón presenta un régimen hídrico muy variable y de carácter estacional, determinado por el régimen de precipitaciones y la variación de temperaturas. Al estar ubicado en la Sierra de Guara, posee un clima mediterráneo-templado y una pluviometría relativamente elevada, ya que ésta se define como una isla de humedad, donde se superan los 1000 mm de precipitación en la mayoría de su extensión (del Valle y Espona, 2003). El régimen de precipitación es de tendencia equinoccial y con un cierto grado de continentalización. Ante una lluvia intensa, se pueden producir caudales elevados por la impermeabilidad de la zona de cabecera, de conglomerados, aunque la respuesta es rápida y relativamente corta. Cesadas las lluvias, o la fusión de la nieve, los caudales disminuyen en pocos días. Si se prolonga el estiaje, los caudales pueden incluso desaparecer en algunos tramos (Cuchí y Setrini, 2004). Se trata, por tanto, de un pequeño curso en el límite sur del pirineo central que se incluiría dentro del tercer grupo de hábitat descrito por Clergue-Gazeau y Martínez-Rica (1978) como hábitat marginal, donde la especie sobrevive gracias a su gran plasticidad y a su capacidad para realizar periodos de estivación cuando las temperaturas superan los límites de la especie.

1.1.3. Alimentación.

Se trata de una especie insectívora que caza al acecho durante el día y mediante búsqueda activa durante el crepúsculo y la noche (Despax 1923a, 1923b; Clergue Gazeau, 1969, 1971; Montori 1992). Su dieta está basada principalmente en fauna acuática reófila y secundariamente en presas terrestres de deriva. Según Clergue-Gazeau (1969) las formas cavernícolas presentan largos periodos de ayuno ya que se nutren exclusivamente de presas acuáticas provenientes del exterior, siendo los ostrácodos y los moluscos los mejor representados. Engelke y Parzefall (1995),

indican que *Calotriton asper* se aproxima a las presas por localización visual. Sin embargo, en los medios cavernícolas, donde la detección visual es imposible, se muestra como un buscador activo, ampliando la variedad de presas (Uiblein *et al.*, 1992).

En las poblaciones situadas en su hábitat óptimo, la dieta está fundamentalmente formada por presas de vida acuática (larvas de Plecópteros, Efemerópteros, Dípteros y Tricópteros), representando sólo un 8.26% las presas de origen terrestre (Tabla 2). A pesar de ello, esta especie tiene un gran abanico de posibilidades para alimentarse en función del hábitat en el que se encuentra, comportándose como un verdadero generalista que incluso llega a consumir pequeños vertebrados acuáticos (larvas y metamórficos de anfibios). Serra-Cobo *et al.* (2000), indican que existe una depredación preferente sobre las larvas de *Rana temporaria* frente a las de *Rana pyrenaica*, que se traduce en una cierta segregación espacial entre ambas especies. Despax (1923a) y Montori (1988) indican la presencia habitual de mudas en los contenidos analizados. Montori (1991) observa que los adultos se alimentan principalmente de presas de pequeña talla situándose el 80,16% de las presas consumidas en el intervalo situado entre los 3 y 8 mm. Machos y hembras no difieren en la tipología de presas consumidas a pesar que las hembras consumen un mayor número de presas por estómago (12,64 de media frente a 8,66 en los machos), una mayor proporción de presas terrestres y consumen taxones menos reófilos (Montori, 1988, 1991).

Tabla 2. Revisión bibliográfica sobre la posible dieta de *Calotriton asper*. L. Larvas, AD: Adultos. **Fuentes:** 1: Montori, 1991 (Cerdanya 1, Adultos). 2: Montori, 1988 (Cerdanya 2, Adultos). 3: Montori, 1992a (Cerdanya 1, Larvas). 4: Montori, 1988 (Cerdanya 2, Larvas), 5: Montori, 1988 (Cerdanya 1, Juveniles). 6: Montori, 1988 (Cerdanya 1, Subadultos). 7: Montori, Llorente y Campeny, en Montori y Herrero, 2004 (Salardú-población lacustre-, Adultos).

	1	2	3	4	5	6	7
Plecoptera I.	33.20	15	20.30	24.50	18.80	19.70	2.70
Ephemeroptera I.	20.40	52.20	20.30	17.70	11.61	10.2	11
Trichoptera I.	8.07	4.47	1.71	0.98	9.82	2.72	0.10
Diptera I.	20.30	21.60	46.20	41.20	30.36	44.9	59
Diptera Ad.	1.43	0.08				0.68	
Homoptera	2.27						
Heteroptera	2.27	0.24			0.89	0.68	8.10
Coleoptera I.	3.28	3.28	3.32	1.47	2.68	2.72	
Coleoptera Ad.	1.34	1.34	2.11	1.47	5.36	2.72	
Lepidoptera I.	0.34	0.34			0.89	2.72	
Lepidoptera Ad.	1.26						
Himenoptera	0.59	0.16					
Diplopoda	0.17	0.08	0.50		6.25		
Ostracoda			1.21	0.98			
Copepoda			1.21	0.98	3.57		
Araneida	0.17	0.08			3.57		
Acari	0.34	0.33	2.11	10.30	3.57	1.36	
Megaloptera							2.70
Bivalvia							1.80
No identificado	5.28	3.41	3.41	0.49		7.48	6.40

Los individuos recién metamorfoseados se alimentan en mayor medida de presas terrestres, que pueden llegar a representar hasta un 40% del total de presas acuáticas (fundamentalmente larvas de díptero). Este hecho indica que durante esta fase aún mantienen una vida mixta entre el medio acuático y el terrestre (Montori, 1988). No hay información sobre la dieta de los subadultos en fase terrestre y únicamente hay datos acerca de la alimentación de los subadultos de vida acuática los cuales presentan una dieta muy similar a la de los adultos (Montori, 1988).

Durante el periodo larvario es cuando la dieta muestra mayores diferencias con la de los adultos, alimentándose casi exclusivamente de larvas de dípteros y secundariamente de efemerópteros (Montori, 1992), por lo que la diversidad de presas es mucho menor que en la otra fase, pudiéndose considerar a este estado como bastante especialista (Sánchez-Hernández, 2014). No consumen presas de origen terrestre y la talla de la presa consumida está relacionada positivamente con la talla corporal. Este hecho permite a las larvas segregarse tróficamente de los adultos (Montori, 1992). Además, existen mecanismos ecológicos de segregación espacial y

temporal que minimizan la probabilidad de canibalismo en poblaciones naturales (Montori, 1988).

1.1.4. Morfología.

La piel es muy rugosa y vascularizada (Despax, 1914, 1923), y está recubierta de pequeños tubérculos mucho más numerosos y desarrollados en la zona dorsal y base de la cola (Steiner y Stall, 1953). Las extremidades son robustas y presentan los dedos libres y aplanados (Fig. 2). La coloración dorsal en general es marrón pardusca, presentando una gran variabilidad intra e interpoblacional desde colores marrón claro casi beige hasta marrón oscuro casi negro (Amat *et al.*, 2005). Presentan una franja dorsal axial más o menos continua de color amarillo intenso y de borde irregular que se va haciendo menos aparente con la edad. Ventralmente presenta una zona central de coloración aposemática amarillo-naranja o roja más o menos manchada de oscuro. La cola presenta una coloración similar a la del cuerpo tanto dorsal como lateralmente. Se han descrito casos de melanismo en algunas poblaciones del Pirineo de Huesca: valle de Tena (García-París, 1985) y en Ordesa (Serra-Cobo, 1989). Aunque excepcionalmente puede alcanzar los 167 mm de longitud, los adultos suelen tener una longitud comprendida entre los 90 y los 160 mm. Existe una gran variabilidad de tallas entre poblaciones, incluso entre localidades vecinas. La longitud total de las hembras generalmente es algo mayor que la de los machos.

Los individuos adultos poseen una cabeza más larga que ancha y fuertemente deprimida (Fig. 2). El morro es redondeado y en general está truncado, y en él, el labio superior sobresale por encima de la mandíbula inferior, formando dos lóbulos labiales que se desarrollan mucho durante la época de celo. Los ojos son pequeños y están hundidos. La región comprendida entre los ojos y las narinas forma una especie de plataforma rectangular ligeramente más levantada hacia el morro que le da un aspecto muy característico a la cabeza y que lo diferencia de *Pleurodeles waltl*, especie con la que frecuentemente se confunde (Montori y Llorente, 2014). Las glándulas parótidas están ausentes. Presentan pliegue gular. El cuerpo es subcilíndrico y se encuentra aplanado dorsoventralmente. No presentan ni surcos costales ni cresta dorsal. El mamelón cloacal es semiesférico en los machos y presenta una obertura longitudinal. En las hembras en cambio es cónico, dirigido hacia atrás y la obertura es circular. Esta morfología facilita la colocación de los huevos entre las grietas de las piedras. La cola es comprimida y de sección subcilíndrica en la zona proximal y oval en la zona distal. La cola es más corta que la longitud cabeza-cuerpo, y en los machos es mucho más corta y robusta (Amat *et al.*, 2005, Fig. 2).



Figura 2: Morfología general de un ejemplar adulto de *Calotriton asper*.

Los individuos inmaduros (subadultos y juveniles) presentan una morfología muy similar a la del adulto a pesar de tener un tamaño menor, entre 50 y 90-95 mm (Fig. 3). En los subadultos el dimorfismo sexual está ausente (Montori y Llorente, 2014). La coloración de los subadultos es mucho más oscura que en los adultos pudiendo presentar tonalidades casi negras (Fig. 3). La línea dorsal es de color amarillo muy vivo, generalmente continua y muy contrastada. La coloración ventral es roja y a menudo muy intensa (Thorn, 1968; García-París, 1985; Nicol, 1990; Clergue-Gazeau, 1999; Salvador y García-París, 2001; Montori y Herrero, 2004, Fig. 3).



Figura 3: Morfología general de un ejemplar inmaduro de *Calotriton asper*.

En cuanto a las larvas, éstas eclosionan con una talla que varía entre 11,8 y 13,5 mm (Montori, 1992). La metamorfosis en condiciones normales puede producirse al alcanzar los 45 mm aunque Clergue-Gazeau (1969b, 1971) indica tallas de hasta 50- 60 mm. La cabeza es típicamente deprimida, mucho más larga que ancha (Fig.4). El morro es poco redondeado y casi truncado. La longitud de la cola es menor que la del cuerpo. La cresta caudal apenas se prolonga dorsalmente terminando en la mitad posterior del cuerpo. El extremo caudal es redondeado y nunca acaba en punta. Las extremidades son cortas con los dedos terminados en una uña córnea. Presentan tres ramas branquiales a cada lado, cortas y con pocas ramificaciones que aumentan en número con la edad. La coloración general es parda o gris, oscureciéndose a medida que los ejemplares se acercan a la metamorfosis (Fig. 4). El cuerpo suele ser de color uniforme con diseño de escaso punteado, al igual que la cresta caudal. Cuando se

inicia la metamorfosis se van reduciendo las branquias, aparece la coloración de adulto y se van formando las granulaciones corporales típicas de la especie (Despax, 1923a; García-París, 1985; Nicol, 1990; Salvador y García-París, 2001; Montori y Herrero, 2004).



Figura 4: Morfología general de un ejemplar en estado larvario de *Calotriton asper*.

1.1.5. Dimorfismo sexual.

Los caracteres sexuales distintivos se mantienen durante todo el ciclo anual (Serra-Cobo *et al.*, 2000). Por una parte los machos presentan un mamelón cloacal semiesférico prominente que se diferencia muy bien del de las hembras por que tiene una abertura longitudinal. Por otra, las hembras presentan un mamelón cónico y dirigido hacia atrás. La longitud de la cola es menor a la del cuerpo en los machos, mientras que en las hembras la longitud de la cola es igual o ligeramente inferior a la del cuerpo (Serra-Cobo *et al.*, 2000). En los machos también es distintivo que la cola es además más musculosa, gruesa y alta principalmente en el segmento proximal de la misma. Esto se debe en gran parte a que las vértebras caudales de este sexo en la región proximal presentan unas apófisis espinosas y transversas mucho más desarrolladas que en las hembras (Guerrero-Campo, 1995). Habitualmente la cabeza de los machos es más ancha y redondeada que la de las hembras, con las inserciones hiomandibulares más pronunciadas. Las extremidades son más robustas en los machos. En cuanto a la coloración, no existen excesivas diferencias en la coloración de ambos sexos, aunque en general la coloración críptica dorsal y aposemática ventral se mantiene durante mayor tiempo en los machos (Montori y Herrero, 2004).

1.1.6. Biología reproductiva.

Esta especie posee un hábito reproductivo particular como respuesta a una adaptación a su vida torrentícola con cursos de agua de elevada corriente, que ha sido ampliamente estudiado por varios autores (Despax, 1923a, 1923b; Thiesmeier y Hornberg, 1990). Este cortejo se divide en ocho fases: en la primera, denominada como de señalización, el macho se sitúa a la espera de que una hembra pase cerca levantándose sobre sus patas de forma que el cuerpo no toca el suelo y levanta la cola. A continuación, da paso a la segunda fase cuando una hembra se sitúa junto al macho, éste de forma muy rápida abate lateralmente la cola capturándola por la parte posterior del cuerpo. Respecto a esta sujeción, Guillaume (1999) indica que no hay evidencia de señales y detección química entre sexos, produciéndose numerosos errores de sexo. Si la hembra corresponde al macho se inicia la siguiente fase en la que el macho desplaza la sujeción a la parte posterior del cuerpo situándose el macho casi en paralelo con la hembra.

La siguiente fase denominada de excitación se caracteriza porque el macho realiza un masaje rítmico y violento del mamelón cloacal de la hembra empleando las extremidades inferiores. A continuación el macho deposita uno o varios espermátóforos en la obertura del mamelón cloacal de la hembra. Seguidamente, el macho intenta acercar e incluso introducir el espermátóforo en la abertura cloacal de la hembra con la ayuda de sus patas posteriores continuando el masaje sobre la cloaca de la hembra. La siguiente fase se caracteriza por la fricción de la masa espermática por parte del macho sobre el orificio cloacal femenino. Este masaje disgrega el espermátóforo, y según Despax (1923a, 1923b), únicamente el bloque de espermatozoides penetra en el vestíbulo cloacal, cayendo al fondo la parte gelatinosa del espermátóforo. Finalmente, en la última fase, la hembra intenta deshacer el amplexus, finalizando éste de forma espontánea en muchos casos.

La duración del amplexus es dilatada, habiéndose registrado amplexus de hasta 30 horas (Thiesmeier y Hornberg, 1990), aunque habitualmente suelen tardar unas 4 horas. Los amplexus se producen a lo largo de todo el año (Despax, 1923a, 1923b; Clergue-Gazeau, 1971, 1972; Montori, 1988; Thiesmeier y Hornberg, 1990). Sin embargo, el número de amplexus es mayor durante el período de puesta (marzo-julio). Los amplexus se localizan siempre bajo el agua, en zonas profundas o de poca corriente, y frecuentemente al descubierto.

El tamaño de la puesta es pequeño y varía de 15-25 huevos (Clergue-Gazeau, 1971, 1972) a 25-30 (Clergue-Gazeau, 1976), aunque Thiesmeier y Hornberg (1990) indican valores algo mayores (34 huevos), más acordes con los obtenidos por Montori (1988, 1992). Los huevos son depositados de forma aislada, entre las piedras o bien en su parte inferior y en las zonas más remansadas del torrente a escasa profundidad (Despax, 1923a, 1923b; Clergue-Gazeau, 1971, 1972).

1.1.7. Estado de Conservación y factores de amenaza.

El tritón pirenaico se encuentra en la categoría UICN a nivel mundial de Casi Amenazada (NT) (UICN, 2008) debido a que ocupa una superficie inferior a 20.000 km² y a que su hábitat se encuentra en declive; aunque actualmente algunos autores proponen incluirlo como Vulnerable (Bosch *et al.*, 2006, 2008a, 2008b). A nivel español, según la UICN debería estar incluido como Casi Amenazada (NT), forma parte Libro rojo de anfibios y reptiles (Montori *et al.*, 2002). Se encuentra incluido en el anejo II del convenio de Berna y en el II y IV de la Directiva Hábitats. En Aragón no se incluye en el catálogo de especies amenazadas (Decreto 181/2005).

El principal problema para esta especie es la destrucción y alteración de hábitats. Al tratarse de una especie anfibia, sufre amenazas tanto del medio acuático como del medio terrestre por lo que se ve afectado por diversos factores: desde la construcción de diques y pequeños embalses, que favorecen la presencia de peces en arroyos de montaña; hasta la apertura de nuevos caminos, la contaminación y eutrofización del medio por causas antrópicas y el uso de productos fitosanitarios en las masas forestales o en los pastos que parecen estar afectando negativamente a las poblaciones (Montori *et al.*, 2002; Bosch *et al.*, 2006, 2008a, 2008b). Por otra parte, la sobreexplotación de acuíferos por el aumento de segundas residencias y por la necesidad de agua para la fabricación de nieve artificial, así como la ampliación de algunas estaciones de esquí ha provocado la desaparición de algunas poblaciones de pequeños torrentes.

Aunque el uso de plaguicidas en las zonas de montaña es bajo, algunas poblaciones de tritón pirenaico muestran contaminación por estas sustancias (Montori y Llorente, 2014). El carácter acumulativo que presentan algunos plaguicidas como los organoclorados puede afectar a la larga a sus poblaciones. En este sentido, algunos autores destacan que las hembras pueden descontaminarse mediante la movilización lipídica que supone la puesta (Montori *et al.*, 1982, 2007).

La introducción de peces en concreto supone el principal problema para la conservación de las poblaciones de esta especie. En las poblaciones torrentícolas la disminución de los individuos de muchas poblaciones son debidos a la introducción para la pesca de la trucha de río, *Salmo trutta fario*, que depreda y desplaza al tritón pirenaico (Montori, 1988, 1991, 1997). Esto último no tendría excesiva importancia si no fuera por los sucesivos refuerzos poblacionales que se realizan, pues en la mayoría de los casos los hábitats en que se encuentra el tritón pirenaico son poco favorables para la trucha y sus poblaciones se mantienen artificialmente. Varios autores coinciden al observar que existe una distribución casi alopátrica entre ambas especies (Arrayago *et al.*, 2005; Montori, 1988; Gosá y Bergerandi, 1994)

El cambio climático afecta a la especie reduciendo el rango de distribución potencial debido a la limitación térmica de la especie. Estudios recientes predicen mediante un modelo de dinámica de poblaciones que las posibilidades de dispersión son mínimas. A pesar de la gran pérdida de clima adecuado dentro de su rango de distribución, estos modelos también resaltan áreas estables relativamente grandes (de Pous *et al.*, 2015).

2. Objetivos.

El objetivo general de este trabajo es caracterizar el hábitat y determinar la disponibilidad de alimento de *Calotriton asper* en la Canal del Palomo, Vadiello.

Los objetivos específicos abarcados por tanto son:

- Realizar una descripción del hábitat mediante las características geomorfológicas y climáticas de la canal; y los parámetros físico-químicos del agua.
- Determinar el índice trófico mediante la concentración de clorofila bentónica.
- Estudiar la comunidad planctónica (fitoplancton y zooplancton).
- Determinar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados.
- Evaluar la presencia de *C. asper* en la canal.

3. Material y métodos.

3.1. Área de estudio.

3.1.1. Parque natural de la Sierra y los Cañones de Guara.

Como ya se ha mencionado previamente, el área de estudio de este trabajo se encuentra dentro del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. Concretamente en la Canal del Palomo, conocido por la presencia de una vía ferrata completamente equipada y está ubicado en el macizo de Ligüerre, próximo al embalse de Vadiello (Fig. 5).

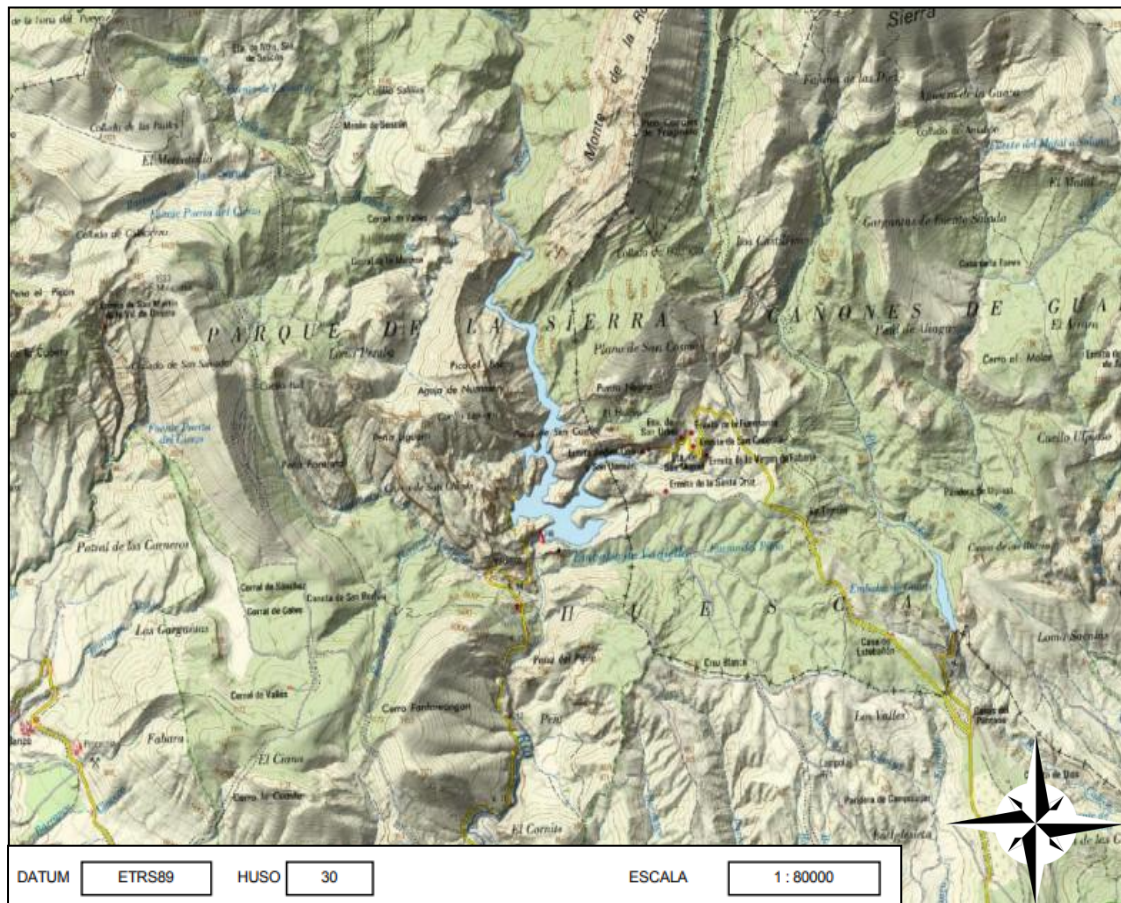


Figura 5: Localización del embalse de Vadiello (Huesca). Fuente: IBERPIX. Instituto Geográfico Nacional.

La protección del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara se realizó a través de la Ley 14/1990 del Gobierno de Aragón, declarándose como Parque de la Sierra y los Cañones de Guara. A través de la Ley 6/1998, de Espacios Naturales Protegidos se reclasifica la figura de protección a la de Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. La Ley de Espacios Naturales Protegidos de Aragón fue modificada por la actualmente vigente Ley 6/2014.

El Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) fue aprobado por Decreto 164/1997, de 23 de septiembre del Gobierno de Aragón, el cual recoge las directrices básicas para la gestión del espacio natural protegido, donde se establece la

zonificación del Parque Natural y la necesidad de realizar estudios de capacidad de acogida, creación de Centros de Interpretación y la inclusión en el Plan Rector de Uso y Gestión de una programación del uso público a través de un Plan específico para esta ámbito de la gestión. El Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque ha sufrido una corrección en 2007, mediante la Corrección de errores del Decreto 164/1997, de 23 de septiembre, y una modificación en 2001, mediante el Decreto 263/2001, de 23 de octubre, del Gobierno de Aragón.

En diciembre de 2014 se publicó el Decreto del Gobierno de Aragón, por el que se aprobó definitivamente el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (PRUG, Decreto 204/2014, de 2 de diciembre), el cual incluyen las directrices del Programa de Uso Público. En cumplimiento a lo establecido en el apartado 1.c) del Artículo 15. Usos turísticos y deportivos del PRUG de Guara, el 8 de febrero de 2016 se publica en el BOA la Orden del 28 de diciembre de 2015, del Consejero de Desarrollo Rural y Sostenibilidad, por la que se regula la práctica de la escalada en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara y de su Zona Periférica de Protección.

Esta Orden incluye la zona abarcada por el Canal del Palomo dentro de la zonificación de Zona de Uso Limitado (ZUL, zonas donde el medio natural se encuentra poco intervenido por la acción humana y cuyos ecosistemas presentan una alta calidad de sus elementos bióticos y abióticos) de *Subcategoría 3*, que corresponde a zonas de fuerte relieve con fuerte densidad de nidificación de aves; para el cual establece que está permitido escalar todo el año excepto en las cotas superiores al final de las clavijas de la Canal del Palomo, que sólo se permitirá escalar del 01-08 al 30-11. Aunque no se hace referencia a ninguna medida de control directa para la conservación del tritón pirenaico, las clavijas de la vía ferrata se colocaron de tal forma que no fuese necesario pisar las pozas para evitar perturbar a esta especie.

En cuanto a las figuras de protección, este Espacio Protegido contiene en su interior dos grandes LIC, una ZEPA y un Parque Cultural, compartiendo parte de su territorio con un tercer LIC en la parte norte del Espacio Natural Protegido: LIC Guara Norte (ES2410005), LIC Sierra y Cañones de Guara (ES2410025), LIC Silves (ES2410068), ZEPA Sierra y Cañones de Guara (ES0000015) y Parque Cultural Río Vero.

3.1.2. La Canal del Palomo.

En este estudio se abarca el área que delimita a la Canal del Palomo, cañón excavado en la margen norte del barranco de Vadiello o Isarre. Este barranco se trata de un pequeño valle cruzado por un curso de agua cuya desembocadura se encuentra en el río Guatizalema y posee una superficie total de 6,3 km² cubierta por un pinar repoblado en la década de 1960 (Cuchí *et al.*, 2013a). Desde el punto de vista geológico, se puede establecer dos divisiones dentro del valle en función de la composición y las características que podemos encontrar. Por una parte, la ladera norte del valle y parte de la cabecera están formadas por conglomerados

principalmente, en cuyo fondo afloran arcillas y yesos; mientras que la ladera sur ofrece calcarenitas y calizas. Dada la composición, se puede observar una asimetría geomorfológica transversal (Cuchí *et al.*, 2013a). Estos conglomerados muestran un relieve con importantes paredes verticales y mallos, como los Pepes o Ligüerre. En este último caso, en la base de los Mallos de Ligüerre formando parte de la ladera norte del barranco de Vadiello, podemos encontrar la Canal del Palomo (Fig. 6).

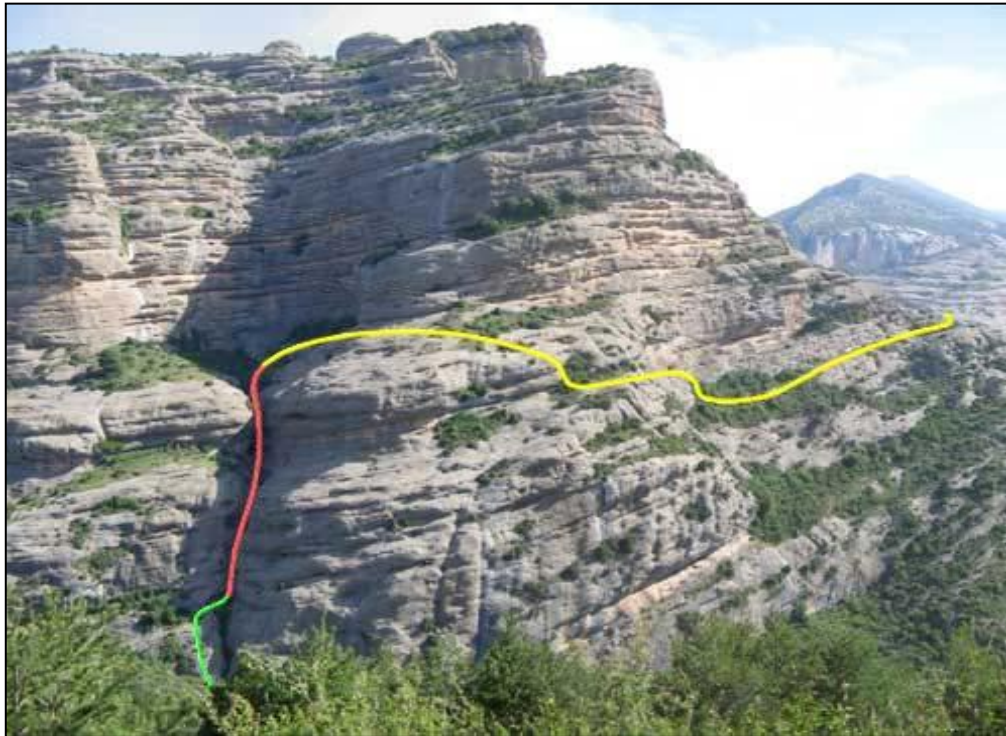


Figura 6. Recorrido realizado en la Canal de Palomo (marcado en rojo el trayecto muestreado).

La Canal del Palomo es una vía ferrata que se abrió al uso público en 1954 tras colocar 240 clavijas y 5 grapas a lo largo de un cañón natural (Figs. 6 y 7) formado por la acción erosiva del agua, recogida y canalizada en su parte superior, el Canal d'o Ciego, sobre los conglomerados que forman los Mallos de Ligüerre. Su ubicación se encuentra en las coordenadas geográficas $-0^{\circ}30'87''$ $42^{\circ}24'3''$, y UTM 723587 4680221. El tramo estudiado cuenta con 110 m de longitud aproximadamente y 100 m de ascenso (Figs. 6 y 7). Al igual que sucede con otras formaciones de conglomerados de la zona central de Huesca, éstos se han generado por litificación de gravas en los conos apicales de diversos ríos al llegar al frente pirenaico (Cuchí *et al.*, 2013b; Montes, 2009; Nichols, 2004). El cemento que une estos conglomerados tiene una naturaleza principalmente calcárea, así como en la mayoría de las gravas que contiene. Estas gravas suelen ser redondeadas, aunque también se pueden apreciar bloques angulosos en los contactos laterales con materiales más antiguos (Cuchí *et al.*, 2013b).

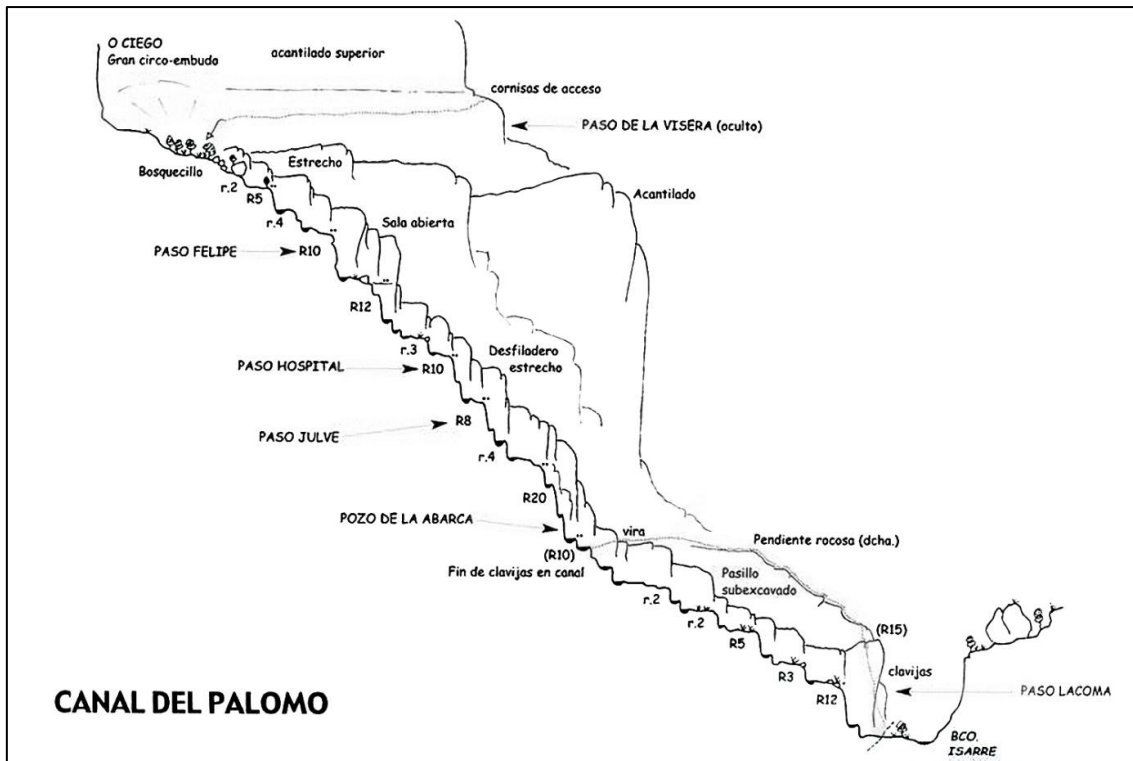


Figura 7. Perfil de la Canal del Palomo. Fuente: *Vías ferratas y caminos equipados*. (Forés et al., 2010).

El régimen de precipitación, al igual que sucede en el resto del área circundante, es mediterráneo de tendencia equinoccial y con un cierto grado de continentalización. El mínimo pluviométrico aparece en verano (considerando como tal junio, julio y agosto), destacando el mes de julio como el mes menos lluvioso (entre 25 y 35 mm), aunque tampoco se trata de un verano extremadamente seco pues en junio las lluvias son relativamente abundantes y en agosto suele verse una recuperación de las mismas (Del Valle y Espona, 2003). En el periodo estival las lluvias suelen ser de carácter tormentoso, lo que otorga un carácter irregular y torrencial muy típico en la Sierra de Guara y ampliamente estudiado (Cuchí y Setrini, 2004; Salamero, 2004; Lopez-Martínez y Freixes, 1989). Estos autores coinciden en que ante una lluvia intensa, se pueden producir caudales elevados por la impermeabilidad de las zonas de cabecera formadas fundamentalmente por conglomerados. Se trata de una respuesta rápida y relativamente corta. Cesadas las lluvias, o la fusión de la nieve, los caudales disminuyen en pocos días. Si se prolonga el estiaje, los caudales pueden incluso desaparecer (Salamero, 2004). El máximo pluviométrico sin embargo, es indefinido a lo largo del otoño o invierno, según los observatorios, pero con cantidades próximas a las de primavera (Del Valle, 1996).

3.2. Métodos.

El trabajo de campo se realizó en dos muestreos principalmente realizados en junio y en septiembre de 2016 respectivamente, aunque también se hizo una tercera visita en febrero de 2017 para toma de datos sobre el entorno físico. El transecto estudiado tiene la peculiaridad de tratarse de un canal dotado con una vía ferrata de 100 metros de desnivel aproximadamente y de dificultad K4 según la escala Hüsler, hecho que limita las opciones del muestreo. Al tener que llevar todo el material para realizar los muestreos y las respectivas muestras en mochilas sobre la espalda, el peso, el espacio de almacenamiento y la seguridad son factores a tener muy en cuenta. Por estos motivos se decidió utilizar recipientes de plástico en vez de vidrio, como son los tubos Falcon de 50 ml, para obtención y almacenamiento de las muestras de forma segura, y también se decidió no realizar réplicas en cada poza muestreada, ya que supondría triplicar prácticamente el peso de las mochilas.

Por otro lado, no todas las pozas pudieron ser muestreadas tanto por condiciones ambientales como por condiciones de seguridad. En muchos casos una vez se alcanzaron algunas pozas se descubrió que se encontraban secas por lo que no se pudo aplicar ningún método de muestreo. En otras ocasiones las pozas se encontraban en verticales muy estrechas donde no podían permanecer tres personas paradas para aplicar los muestreos de forma segura, por lo que se decidió pasar a las siguientes.

La numeración de las pozas se realizó conforme se fueron muestreando aquellas que contenían agua y se podían comprobar con el perfil de la canal, dando lugar a números correlativos con valores enteros, mientras que las restantes detectadas con agua en época lluviosa durante el tercer muestreo poseen cifras decimales (ejemplo: 8.1, 10.1) a pesar de ser consecutivas. Las pozas muestreadas fueron las siguientes: 1, 2, 4, 7, 8, 10, 11, 12, 13 y 14.

3.2.1. Descripción del hábitat.

Las características meteorológicas del entorno se determinaron mediante una revisión bibliográfica, y consultando webs con información meteorológica como AEMET y el Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Cuando se obtuvieron dichos datos, se realizó un seguimiento desde 1998 hasta el momento del muestreo de las temperaturas y las precipitaciones analizando: T^a máxima, mínima y media anuales; y precipitación media anual. A continuación se elaboró un diagrama ombrotérmico (Gaussen, 1963).

El diagrama ombrotérmico de Gaussen es una representación gráfica de datos que permite identificar el período seco en el cual la precipitación es inferior a dos veces la temperatura media (como aproximación a la sequedad estacional considerando 2·tm una estimación de la evapotranspiración). Para su representación, en el eje X se ponen los doce meses del año y en un doble eje Y se pone en un lado las precipitaciones medias mensuales (en mm) y en el otro las temperaturas medias

mensuales (en °C). Se debe considerar que la escala de precipitaciones debe ser doble que la de temperaturas. Si $P \leq 2 \cdot t_m$ la curva de precipitaciones estará por debajo de la curva de temperaturas y el área comprendida entre las dos curvas nos indicará la duración e intensidad del período de sequía.

A su vez se realizó una tercera visita al canal con el objetivo de tomar distancias y ángulos entre pozas existentes en la canal, para determinar con exactitud el perfil del barranco e identificar la flora existente.

Se determinó *in situ* los parámetros físico-químicos: O_2 disuelto, pH, temperatura y conductividad mediante el empleo de una sonda multiparamétrica Hach-Lanque HQ30 (Alemania), en cada una de las pozas.

3.2.2. Determinar el índice trófico mediante la concentración de clorofila bentónica.

Para la obtención de la clorofila bentónica, se seleccionaron entre 2 y 5 piedras de cada poza y se procedió a recoger el perifiton de un área definida de 20 cm^2 utilizando un cepillo de dientes y recogiendo todos los materiales obtenidos en un tubo Falcon de 50 ml. En aquellos casos en los que únicamente se encontró grava en el lecho de la poza a muestrear, se recogió la capa más superficial de la misma dentro de estos 20 cm^2 y se almacenó igualmente en un tubo Falcon de 50 ml.

Posteriormente en el laboratorio se filtró la materia orgánica con un filtro Whatman GF/F (filtro de $0,7 \mu\text{m}$ de diámetro de poro), extrayendo el agua de la muestra y se almacenó el filtro en un congelador hasta el momento de su análisis. Si las muestras de los tubos Falcon contenían grava se sometieron a un baño de ultrasonidos para separar todo el material de la grava, y posteriormente se retiró la grava y se filtró realizando el mismo proceso anterior.

La extracción de la clorofila se realizó depositando el filtro en un vial con acetona 90% durante 24h. Pasado ese tiempo, se filtró el extracto para reducir impurezas y se determinó la absorbancia de clorofila-a al espectrofotómetro empleando longitudes de onda de 665 y 750 nm. La clorofila-a es un pigmento fotosintético que contienen la mayoría de organismos fotosintéticos y cuyo cálculo de concentración se emplea a menudo como indicador de la biomasa de productores primarios (Vicente *et al.*, 2005).

Al observar las muestras obtenidas se pudo comprobar que algunas de éstas poseían diferentes tonalidades que iban desde el amarillo-verde hasta marrón rojizo. Esta coloración podía tratarse de la concentración de pigmentos carotenoides en el perifiton por lo que se determinó la absorbancia a 502 y 450 nm en el espectrofotómetro; es en este rango de longitudes de onda en el que se pueden determinar estos pigmentos. Los pigmentos carotenoides son compuestos cuya presencia en diversas estructuras de plantas y en gran variedad de animales, algas, hongos y bacterias se ha descrito desde hace décadas (Meléndez-Martínez *et al.*, 2007). Estos pigmentos son considerados compuestos indispensables para la vida,

fundamentalmente debido a las funciones que llevan a cabo en relación con la fotosíntesis (captación de luz, fotoprotección, disipación de excesos de energía, etc.), hasta el punto de que sin ellos, la fotosíntesis sería inviable (Frank *et al.*, 1997).

Una vez obtenidos los valores de absorbancia, se calcula el contenido en clorofila del perifiton aplicando la fórmula y los valores de referencia para el estado trófico de las aguas de un río de Dodds (Dodds *et al.*, 1998):

$$\text{Clorofila-a } (\mu\text{g/cm}^2) = 11,4 \times (A_{665} - A_{750}) \times V_e/S$$

Donde: V_e = Volumen del extracto, S = Superficie de perifiton raspada.

Para la determinación de biomasa de clorofila obtenida se empleó el factor de conversión a unidades de C propuesto por Margalef (1983) para algas, donde se considera la relación Peso Seco / Chla es de 1 g de clorofila por cada 67 g de biomasa. Además se asume que hay 1 g de C por cada 2,4 g de Peso Seco.

3.2.3. Estudio de la comunidad planctónica.

La obtención del fitoplancton, se realizó en cada poza mediante la toma directa de muestras de agua en tubos tipo Falcon de 50ml y añadiendo como conservante lugol acético (Vicente *et al.*, 2005). Una vez obtenidas fueron transportadas al laboratorio donde se conservaron a oscuras hasta su observación. Previamente al análisis, se dejaron reposar en una cámara de sedimentación de volumen conocido (10 ml en el caso del zooplancton, y 50 en el caso del fitoplancton) durante 24h. Posteriormente se determinó la taxonomía y el número de individuos con la ayuda de un microscopio invertido Zeiss Axio Vert 1 (Göttingen, Alemania). El fitoplancton detectado se identificó intentando llegar a la menor categoría taxonómica posible, empleando principalmente la clave de identificación de organismos fitoplanctónicos de Streble y Krauter (1987) y Tomas (2010).

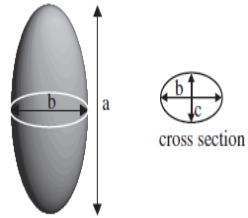
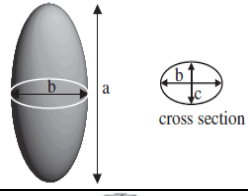
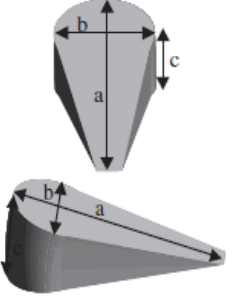
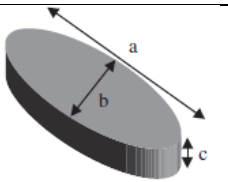
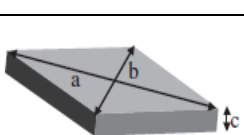
El zooplancton, se obtuvo una vez recogidas las muestras de la comunidad de macroinvertebrados, como se explica más adelante, mediante el filtrado con una malla de 50 μm , reteniendo así a organismos y permitiendo eliminar limos y sedimentos para retener únicamente el zooplancton (Amengual *et al.*, 2014). Una vez obtenida la muestra, se dejó reposar en cámaras de sedimentación durante 30 min y posteriormente se identificaron con la ayuda de un microscopio invertido y una clave dicotómica de identificación de organismos zooplanctónicos (Streble y Krauter, 1987; Díaz *et al.*, 2007).

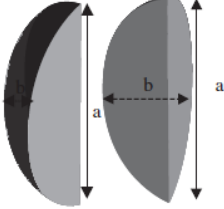
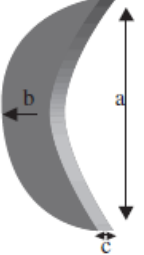
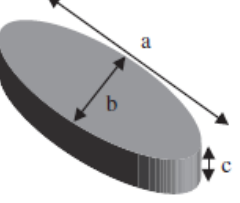
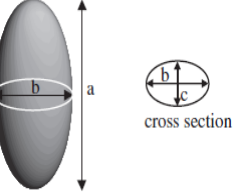
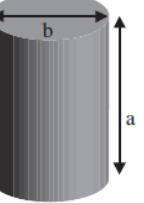
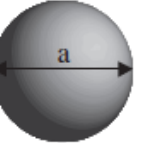
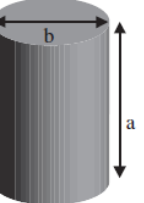
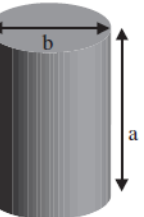
Una vez identificadas las muestras de ambas comunidades planctónicas, se realizaron fotografías digitales con ayuda de la cámara incorporada en el microscopio invertido y de su programa informático Zen 2012. El hecho de tratarse de una muestra tan grande en comparación con el campo observable en el microscopio imposibilita poder realizar un conteo del total de individuos aparentes en la muestra decantada, por lo que se fotografían aquellos individuos detectados en 30 campos con el objetivo de obtener una base representativa tanto de taxones como de tamaño de los mismos de cada muestra. Tras realizar todas las fotos se analizaron mediante el programa

informático ImageJ para obtener las medidas relativas al alto, ancho y la superficie de cada un individuo fotografiado de cada taxón y muestra para que sirva como referencia para el resto de individuos del mismo taxón. Con estos datos se obtiene la biomasa de cada taxón aplicando las fórmulas específicas para la geometría de cada uno, basado en los estudios de Sun y Liu (2003) para el fitoplancton (Tabla 3), y en los estudios de Brucet (2003), Hillebrand *et al.* (1999) y Watkins *et al.* (2011) para zooplancton (Tabla 4).

Al tratar de determinar el volumen de cada individuo mediante el análisis de fotografías digitales en dos dimensiones tenemos el inconveniente de que no podemos obtener la tercera dimensión de la profundidad para algunos cálculos de volúmenes en función de la forma del individuo, por lo que se realizaron las aproximaciones especificadas en la Tabla 3.

Tabla 3. Fórmulas para determinar el volumen de fitoplancton. Fuente: *Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton* (Sun y Liu, 2003).

Género	Fórmula	Aproximaciones	Forma
Cryptophyta	$V=(\pi/6).a.b.c$	$b=c$	Elipsoide. 
Euglena	$V=(\pi/6).a.b.c$	$b=c$	Elipsoide. 
Gomphonema	$V \approx (a.b/4).[a + ((\pi/4) - 1).b].\sin(c/2a)$	$b=c$	Gomphone-moide. 
Navicula	$V=(\pi/4).a.b.c$	$c=b/4$	Prisma de base elíptica. 
Nitzschia	$V=(1/2).a.b.c$	$c=b/4$	Prisma con base de paralelogramo. 

Cymbella	$V = \frac{2}{3} \cdot a \cdot c^2 \cdot \sin\left(\frac{b}{2c}\right)$	$b = c$	Cimbeloide.	
Closterium	$V \approx \left(\frac{\pi}{4}\right) \cdot a \cdot b \cdot c$	$c = b/3$	Prisma en forma de hoz.	
Cosmarium	$V = \left(\frac{\pi}{4}\right) \cdot a \cdot b \cdot c$	$c = b/4$	Prisma de base elíptica.	
Scenedesmus	$V = \left(\frac{\pi}{6}\right) \cdot \left(\frac{a}{4}\right) \cdot b \cdot c$	$b = c$	Elipsoide.	
Nodularia	$V = \left(\frac{\pi}{4}\right) \cdot a \cdot b^2$		Cilindro.	
Merismopedia	$V = \left(\frac{\pi}{6}\right) \cdot a^3 \cdot N^{\circ} \text{ células}$		Esfera.	
Guinardia	$V = \left(\frac{\pi}{4}\right) \cdot a \cdot b^2$		Cilindro.	
Leptocylindrus	$V = \left(\frac{\pi}{4}\right) \cdot a \cdot b^2$		Cilindro.	

Tras haber obtenido el volumen de los individuos se debe obtener la abundancia del taxón en la muestra. Para ello, conociendo las superficies constantes de la base del decantador ($S_b = 530929048 \mu m$), del campo ($S_c = 256071,95 \mu m$), número de campos (30); y el volumen analizado ($V = 50 \text{ ml}$) aplicamos la siguiente relación:

$$\text{Abundancia} = [\text{n}^\circ \text{ individuos} \cdot ((S_b/S_c) / \text{n}^\circ \text{ campos}) / V] / 1000 = \text{n}^\circ \text{ individuos} / L.$$

Con el volumen obtenido de un organismo de cada taxón, se obtiene la biomasa aplicando la siguiente relación constante basada en el estudio de Rocha y Duncan (1985): Constante carbono-ratio de volumen = $0,2 \text{ pg C}/\mu m^3$ sobre el rango de tamaño de algas de agua dulce disponibles.

Tras haber obtenido la biomasa por individuo, se obtiene la biomasa de la población multiplicando por la abundancia relativa al taxón en la muestra. De esta manera conocemos los pg de C en el volumen de de poza muestreada. Finalmente eliminamos el volumen de la ecuación dividiendo entre el volumen de agua contenido en la poza y aplicamos la relación de Margalef ($M = 1 \text{ g de C por cada } 2,4 \text{ g de Peso Seco}$) para obtener la masa total del taxón en la muestra:

$$\text{Biomasa} = \text{Biomasa población (pg C/L)} \cdot (V \text{ poza (m}^3\text{)} \cdot 1000 \text{ (L/m}^3\text{)}) \cdot M$$

Una vez obtenidas todas las biomásas de los taxones presentes en cada muestra, se suman para obtener la biomasa total fitoplanctónica en cada muestra.

En el caso del zooplancton, la diversidad y el amplio rango de tamaños existentes hacen que las estimaciones de biomasa no aporten toda la información necesaria para obtener la información requerida para modelos biológicos de flujos de materia (Watkins *et al.*, 2011). Por ello, los limnólogos han desarrollado relaciones de longitud y sequedad específicas para distintas especies de zooplancton (Tabla 4) para obtener la biomasa aplicando la siguiente ecuación general:

$$W = \alpha \cdot L^\beta$$

Donde W = peso seco en μg ; L = longitud en mm; β = pendiente de la relación logarítmica; y α = es la intersección.

Sin embargo, para algunos taxones (marcados con un asterisco, *) no se encontraron directamente las relaciones de las variables para esta fórmula dentro de la bibliografía, por lo que se realizó la siguiente aproximación: $W = \text{Volumen} \cdot \text{Factor de conversión}$; y sustituyendo V en función de la similitud con la geometría y F por factores de conversión en peso seco ya conocidos.

Tabla 4. Variables y aproximaciones para determinar la biomasa de zooplancton. Fuente: *Length-weight regressions for zooplankton biomass calculations – A review and a suggestion for standard equations* (Watkins et al., 2011).

Clase	Aproximación
Copepoda	$\alpha=1,8504$ $\beta=2,034$
Hidracarina*	V= Vol. esfera F= 0,07 (factor de conversión de los rotíferos)
Nematoda*	V=149,725 F= ancho ²
Ostracoda	$\alpha=27,9383$ $\beta=2,8$
Rotifera*	V=36,4 F= ancho ²
Tardígrada*	V= Vol. cilindro F= 0,07 (factor de conversión de los rotíferos)

La abundancia de cada taxón en este caso, al haber muestreado el zooplancton con una manga, se obtiene de la siguiente manera: Abundancia = nº indiv/18,095 (L filtrados con manga). La biomasa de la población por tanto se obtendría multiplicando la biomasa de cada individuo (μg) por la abundancia (indiv/L). Si a esta cantidad le multiplicamos el volumen de la poza correspondiente (en L) y pasamos el peso a unidades del sistema internacional (g) obtendríamos la biomasa del taxón en la marmita en cuestión. Sumando el total de biomاسas de cada marmita obtendríamos la biomasa total zooplanctónica para establecer posteriormente una comparativa con el resto de biomاسas obtenidas.

Para ambos tipos de comunidades planctónicas se estudió a su vez la diversidad de especies en cada marmita aplicando los índices de Riqueza de especies (S), y de Shannon-Wiener (H).

La Riqueza de especies (S) hace referencia al número de especies de una comunidad en un área geográfica determinada. Este índice es un estimador que permite obtener una primera aproximación a conocer la diversidad y se calcula realizando el sumatorio del total e especies distintas en la comunidad.

$$S = \text{nº de especies.}$$

El índice de Shannon-Wiener (H) es una medida de la incertidumbre para predecir a qué especie pertenecerá un individuo elegido al azar de una muestra de S especies y N individuos. Requiere que todos los individuos sean muestreados al azar y que estén representadas todas las especies de la comunidad en la muestra. Se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \times \log_2 p_i)$$

3.2.4. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados.

El muestreo que dio lugar a la posterior identificación de la comunidad de macroinvertebrados se realizó con una red o manga de 100 μ m de poro con la que se aplicaron varias pasadas tratando de obtener una muestra representativa de la heterogeneidad de cada poza, removiendo el sustrato (en caso de que lo haya) y realizando pasadas mientras el sustrato sigue en suspensión en la columna de agua; cada pasada contó como una unidad de muestreo y se aplicaron las mismas unidades a todas las pozas. Este procedimiento se aplicó repetidas veces remontando el cauce, desde aguas abajo hacia aguas arriba. Los organismos obtenidos se pasaron de la red a un tubo falcon de 50 ml donde fueron fijados con alcohol 96° (concentración final del 70%), se etiquetaron y almacenaron para su posterior identificación en laboratorio.

Una vez en el laboratorio, las muestras se repartieron en diferentes placas petri, donde se eliminó el sedimento y los posibles macrófitos que hayan sido obtenidos, y se separó cada individuo identificándolo con ayuda de una lupa binocular estereoscópica y la clave dicotómica de identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro hasta llegar a la categoría de familia (Rodrigues-Capítulo *et al.*, 2009; Oscoz *et al.*, 2011). Posteriormente, se procedió al recuento de todos los individuos que componen la muestra para estimar la abundancia relativa de los taxones en cada punto de muestreo.

Por último, con ayuda de la lupa binocular de alta precisión con cámara digital de fotos y sobre una hoja de papel milimetrado, se realizaron fotos a todos los individuos identificados. Una vez realizadas las fotos, se analizaron mediante sistemas informáticos como ImageJ y Zen 2012 y se obtuvieron los valores de las medidas (largo y ancho) de cada individuo para obtener finalmente la biomasa relativa a cada taxón.

Las biomásas se obtuvieron, al igual que sucede con el zooplancton, con una modelo de relación peso seco-longitud del cuerpo empleando una ecuación genérica ($W = \alpha \cdot L^\beta$) y sustituyendo α y β por las relaciones específicas para cada taxón (Tabla 5; Smok, 1980).

Tabla 5. Fórmulas para determinar la biomasa de zooplancton. Fuente: *Relationships between body size and biomass of aquatic insect* (Smock, 1980).

Familia	Variables
Hydracarina	V= Vol. esfera F= 0,0700
Oligochaeta	$\alpha=0,0820$ $\beta=2,1680$
Culicidae	$\alpha=0,0048$ $\beta=2,5500$
Limoniidae	$\alpha=0,0040$ $\beta=2,5860$
Psychodidae	$\alpha=0,0660$ $\beta=2,0360$
Stratiomyidae	$\alpha=0,0040$ $\beta=2,5860$
Quironomidae	$\alpha=0,0006$ $\beta=2,7700$
Ceratopogonidae	$\alpha=0,0002$ $\beta=2,8710$
Veliidae	$\alpha=0,0126$ $\beta=2,7190$
Valvatidae	$\alpha=0,0189$ $\beta=2,7800$
Lymnaeidae	$\alpha=0,0269$ $\beta=2,5000$
Baetidae	$\alpha=0,0053$ $\beta=2,8750$
Beraidae	$\alpha=0,0031$ $\beta=2,9260$
Hydropsychidae	$\alpha=0,0031$ $\beta=2,9260$
Hydroscaphidae	$\alpha=0,0040$ $\beta=2,5860$
Scirtidae	$\alpha=0,0074$ $\beta=2,8790$
Aeshnidae	$\alpha=0,0820$ $\beta=2,8130$

Al igual que sucede con el zooplancton, los macroinvertebrados fueron muestreados con una manga por lo que la abundancia se obtiene nuevamente de dividir el número de individuos de cada taxón entre el volumen de agua filtrado con la manga:

$$\text{Abundancia} = \text{n}^\circ \text{ indiv} / 18,095 \text{ (L filtrados con manga)}.$$

Para obtener la biomasa de la población es necesario multiplicar la biomasa de cada individuo (μg) por la abundancia (indiv/L).

Biomasa población: Biomasa. Abundancia = g/L

Por último, para obtener la biomasa de macroinvertebrados en la poza muestreada, es necesario multiplicar la biomasa de la población al volumen de la poza correspondiente (en L).

Biomasa poza: Biomasa población (g/L). Volumen poza (L)

Sumando el total de biomasa de cada marmita obtendríamos la biomasa total de macroinvertebrados acuáticos en cada una para establecer una comparativa.

La diversidad de los macroinvertebrados también fue estudiada empleando la Riqueza de especies (S) y el índice de Shannon-Wiener (H) mencionados anteriormente.

3.2.5. Evaluar la presencia de *C. asper* en la Canal del Palomo.

La Canal del Palomo puede poseer un mayor o menor caudal de agua a lo largo de todo el año a excepción del periodo de verano, momento en el cual no hay caudal y las pozas quedan aisladas, y en algunos casos sin apenas agua. Teniendo en cuenta lo extremo que este hábitat y la vulnerabilidad de las poblaciones, para la evaluación de la presencia de *C. asper* únicamente se empleó el conteo visual, anotando los estados fenológicos en los que se observaban los individuos, así como la coloración general observada en cada una de las pozas.

A su vez, se relacionaron los datos anteriormente obtenidos respecto a las biomasa de perifiton, fitoplancton, zooplancton y macroinvertebrados para tratar de obtener una cadena trófica en la canal que nos indique la disponibilidad de alimento para el tritón y tratar de determinar la viabilidad de esta población.

3.2.6. Análisis estadísticos.

Los análisis estadísticos se realizaron empleando el programa R 3.4.3., concretamente la extensión R Commander con el paquete "Rcmdr". Se determinó la normalidad y homogeneidad de los datos aplicando los test de Shapiro-Wilk y Levene. Posteriormente se realizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis y, se realizaron matrices de correlaciones con coeficiente de Pearson para comprobar la relación de las variables de cada poza y ANOVAs para relacionar las biomasa y parámetros físico-químicos obtenidos de cada poza entre cada muestreo.

Se elaboró, usando la ayuda de R Commander, un dendrograma de Cluster agrupando las pozas de ambos muestreos en función de las variables estudiadas, y un análisis de componentes principales (PCA) donde se agruparon dichas variables junto con las pozas en las que se determinaron.

El Análisis de Clusters (o análisis de conglomerados) es una técnica de análisis exploratorio de datos para resolver problemas de clasificación. Su objeto consiste en ordenar variables en grupos (conglomerados o clusters). Cada cluster se describe como la clase a la que sus miembros pertenecen. Permite descubrir asociaciones y estructuras en los datos que no son evidentes *a priori* pero que pueden ser útiles una vez que se han encontrado (Vicente, 2007).

El Análisis de Componentes Principales (PCA) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible (Terradez, 2000).

4. Resultados.

4.1. Descripción del hábitat.

4.1.1. Características climáticas y meteorológicas.

Una vez recibida la información meteorológica solicitada a la Confederación Hidrográfica de Ebro (SAIH Ebro), se extrajeron los datos desde el primer año disponible, 1998, hasta el año en que se realizó el último muestreo, 2016, recogiendo por tanto toda la información de los últimos 19 años. Esta información se muestra en la Figura 8 y en el Anexo 1.

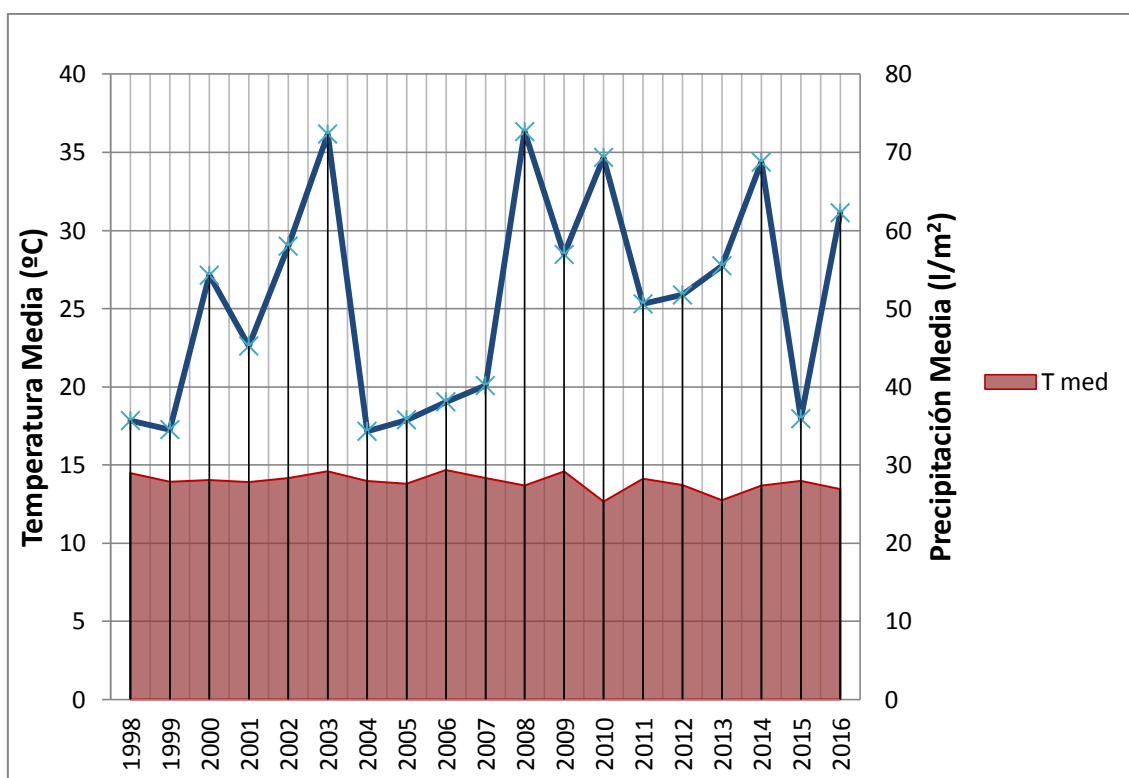


Figura 8. Evolución de la meteorología en la Canal del Palomo entre 1998 y 2016 (en color azul se indica la precipitación media y en rojo la temperatura media). Elaboración propia. Fuente de los datos: SAIH Ebro (www.saihebro.com).

Como se puede observar en la Figura 8, la temperatura se mantiene bastante constante entre los 12 y 15° C y fluctúa ligeramente de un año para otro con picos de incremento y reducción de temperaturas siguiendo un patrón casi cíclico. Cabe destacar que a partir de 2009, estas fluctuaciones se incrementan pasando de un rango de 0,5 °C de media a casi 2 °C de variación, sobresaliendo el periodo de 2009 a 2010 donde tuvo lugar la mayor diferencia de temperaturas con una disminución de 1,92 °C respecto media del intervalo de años estudiados.

También se puede apreciar en el Anexo 1 que las temperaturas máximas y mínimas se mantienen bastante constantes con el paso de los años en el periodo estudiado salvo en 2012, año a partir del cual se suceden dos años con temperaturas mínimas hasta dos grados más altas en comparación el resto de años. En el caso de 2014, al igual que sucede con las temperaturas mínimas que en 2013 y 2015 son hasta cuatro grados menores que el resto de años.

Respecto a las precipitaciones, también hay variaciones anuales pero se mantienen relativamente constantes dentro de un intervalo entre los 50 y los 70 l/m² aproximadamente. Tras uno de los picos de mayor precipitación en 2003 se puede apreciar un periodo de reducción de precipitaciones de cuatro años consecutivos hasta 2007 pero no llegó a alcanzar el criterio de sequía ya que no llega a ser inferior a la temperatura media siguiendo la metodología del diagrama ombrotérmico de Gaussen. A continuación la precipitación se vuelve a incrementar en 2008 con el mayor pico de precipitaciones anuales de todo el periodo estudiado. A partir de ahí, el régimen de lluvias se mantiene bastante constante hasta 2015 cuando se produce un año de bajas precipitaciones similar al del periodo 2005-2006.

4.1.2. Características físicas y morfológicas de la Canal del Palomo.

A continuación, en la Tabla 7 se resumen los resultados a cerca del análisis de las características físicas de las pozas a lo largo de todo el recorrido de la Canal del Palomo. En esta tabla se representan las tres dimensiones de cada poza (largo, ancho y profundidad), la composición del lecho, la distancia a la siguiente poza con el ángulo de inclinación de cada tramo y el volumen de agua alojado en cada una.

Tabla 7. Características físicas de las pozas en la Canal del Palomo.

Nº poza	Largo (m)	Ancho (m)	Profundidad (m)	Composición del lecho	Distancia (m)	Pendiente media (°)	Volumen (m³)
Entrada	0,00	0,00	0,00	N/A	29,10	52	
1	3,20	2,40	0,72	Grava 100%	1,00	90	1,448
2	1,50	0,50	0,60	Sin sustrato, 100% piedra desnuda	8,24	55	0,118
3	2,20	1,50	1,00	30% grava, 70% piedra desnuda	4,50	90	0,864
4	1,93	1,80	0,80	30% grava, 55% piedra, 15% ramas.	5,00	90	0,728
5	1,00	0,50	1,20	60%grava	19,05	80	0,157
6	1,25	0,78	1,60	30% grava, 70% roca	7,50	58	0,408
7	1,37	2,22	1,00	80%grava, 10%fango, 10%ramas	4,20	70	0,796
8	1,20	0,80	1,00	100% grava	1,70	50	0,251
8.1	0,20	0,30	0,20	100% grava	6,40	60	0,003
9	1,90	1,70	0,40	100% grava	3,70	70	0,338
10	0,90	0,60	0,20	100% grava	5,90	90	0,028
10.1	1,00	1,23	1,60	100% grava intermedia	3,80	70	0,644
11	2,15	1,15	1,40	90% piedras 10% grava	4,60	70	0,906
12	2,12	2,12	0,80	50% grava, 50% roca.	1,50	0	0,941
13	2,40	1,60	0,60	80% grava y arena, 10% MO, 10% piedra.	11,70	58	0,603
14	2,70	1,90	0,80	100% grava.	10,30	90	1,074
15	2,50	3,60	1,20	70% grava, 30% roca.	5,00	90	2,827
16	1,60	1,80	0,60	100% grava.			0,452

Los volúmenes de las pozas son muy variables a lo largo de todo el tramo estudiado, siendo significativamente mayores los del tramo final, concretamente las pozas 12, 13 y 14.

Prácticamente la totalidad del sustrato que encontramos en las pozas fue grava, de mayor o menor tamaño, aunque también encontramos pozas como es el caso de la pozas número 7 y 13 que presentaron fango o arena.

En cuanto a la flora observada durante los muestreos, se encontró vegetación rupícola en la poza 4. Concretamente se identificaron tres especies: *Asplenium trichomanes*, *Adiantum ceterach* y *Adiantum capillus-veneris*. A su vez, siguiendo el recorrido hasta la poza 9 se pudo observar el crecimiento de una hiedra entre dos techos intermedios en la pared. Al alcanzar la poza 10, ésta se encuentra en la base de una higuera; al igual que sucede al llegar a la última poza donde nos volvemos a encontrar con otra higuera.

4.1.3. Características físicas y morfológicas de la Canal del Palomo.

Tras haber realizado dos visitas aplicando métodos de muestreo y una tercera recogiendo datos del entorno en la Canal del Palomo, se lograron identificar trece taxones distintos de la comunidad fitoplanctónica, seis taxones de zooplancton y un total de doce taxones en el caso de los macroinvertebrados.

A continuación, en la Tabla 6, se resumen mediante estadísticos descriptivos los datos obtenidos en cada muestreo. Como se puede apreciar, los valores de pH entre los muestreos fueron muy similares y de carácter ligeramente básico observándose un ligero incremento en el segundo muestreo. Este hecho se manifiesta en mayor manera con la conductividad analizada, las mínimas se mantuvieron muy similares entre muestreos, pero los valores máximos obtenidos en el segundo muestreo duplicaron los valores máximos obtenidos en el primer muestreo, y dieron como resultado una media mayor.

Tabla 6. Tabla descriptiva con los valores medios, mínimos y máximos de las variables analizadas en 11 pozas en la Canal del Palomo durante este estudio (2016).

Parámetros:	Muestreo 1 (04/07/2016)			Muestreo 2 (30/09/2016)		
	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx
pH	7,70	7,40	8,17	8,07	7,60	8,46
Conductividad (µS/cm)	251,09	236	303	339,64	232	714
O ₂ Disuelto (mg/L)	5,90	1,70	14,80	6,94	5,70	8,82
T ^a (°C)	20,20	19,20	20,90	15,19	14	16,40
Clorofila a (µg/m ²)	0,05	0,02	0,64	0,01	1×10^{-4}	0,23
Abundancia fitoplancton (ind/L)	0,06	0,02	0,17	0,04	0,01	0,07
Abundancia zooplancton (ind/L)	1,43	0,17	3,32	0,92	0,22	2,21
Abundancia macroinvertebrados (ind/L)	1,22	0,16	2,21	1,26	0,05	2,60
Abundancia tritones (ind/poza)	2,73	0	12	4,18	0	17

La concentración de O₂ disuelto fue muy variable entre pozas durante el primer muestreo, teniendo hasta 13 mg/L de diferencia entre el valor máximo y mínimo, aunque la mayoría de los valores obtenidos se agrupan dentro del intervalo de 4 mg/L a 8 mg/L como se observará más adelante (Fig. 12). Al contrario de lo que sucedió durante el segundo muestreo dado que las diferencias entre máximos y mínimos son menos acusadas.

Las variaciones de temperatura son mínimas entre valores máximos y mínimos en ambos muestreos, con diferencias de 1,7 °C en el primer caso y 2,4 °C en el segundo. Sin embargo los valores medios son inferiores durante el segundo muestreo con una diferencia de hasta 5,1 °C.

Al igual que sucedió con la concentración de O₂ disuelto, los valores de clorofila a entre ambos muestreos obtuvieron diferencias muy elevadas entre los valores mínimos y máximos del primer muestreo, y diferencias menos pronunciadas en el segundo muestreo.

Respecto a las abundancias planctónicas, el fitoplancton y zooplancton siguieron una tendencia similar en el primer muestreo mostrando ambas un rango amplio de variabilidad entre el valor máximo y mínimo. Durante el segundo muestreo se observó un descenso generalizado de la abundancia fitoplanctónica, mientras que la comunidad zooplanctónica mantuvo una abundancia media similar a la del primer muestreo.

La abundancia de macroinvertebrados siguió el mismo patrón que la de zooplancton durante el primer muestreo ya que mostró unas diferencias muy marcadas entre máximos y mínimos y con cifras muy similares. Sin embargo durante el segundo muestreo esta diferencia se mantiene e incluso es ligeramente superior, al

contrario que en el caso anterior. La abundancia de macroinvertebrados mostró un rango amplio de variabilidad tanto en el primer muestreo como en el segundo.

Finalmente, los tritones observados fueron más abundantes en el segundo muestreo que en el primero. Además, se comprobó que existen marmitas en las que no se detectó ningún individuo en ninguno de los muestreos. La abundancia media fue casi el doble en el segundo muestreo que en el primero. Los parámetros físico-químicos se presentan a continuación detalladamente en las figuras 9, 10, 11 y 12.

Como se puede apreciar en la Figura 9 y Anexo 2, el pH de las diferentes pozas fue siempre superior a 7,4. Destacaron las pozas 10 y 13 donde encontramos unos niveles más básicos superando pH 8 durante el primer muestreo.

A pesar de que se observa menos variabilidad entre pozas contiguas durante el segundo muestreo, el pH obtuvo valores superiores en todas las marmitas salvo en la 10. Los valores más altos se observaron en las pozas 8, 9 y 14, siendo este último el mayor obtenido durante el estudio.

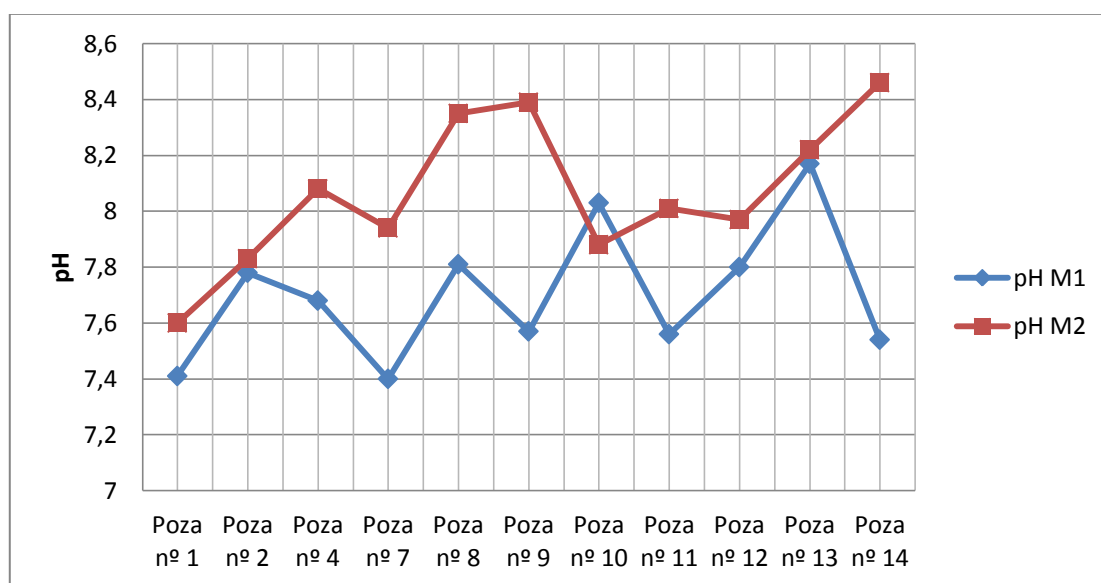


Figura 9. Valores de pH de cada una de las pozas en la Canal del Palomo (azul y rojo para los muestreos 1 y 2, respectivamente).

Durante el primer muestreo, la conductividad (Fig. 10) se caracterizó por mantener un valor estable a lo largo de la canal entre los 200 y los 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Únicamente aparece fuera de este intervalo la poza N°7 con una conductividad ligeramente por encima del resto con 303 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Al igual que sucede en el anterior muestreo, la conductividad permanece bastante constante en las pozas durante el segundo muestreo (Fig. 10). Sin embargo fue ligeramente superior a partir de la poza 8, y se detectó un pico de conductividad en la poza 13.

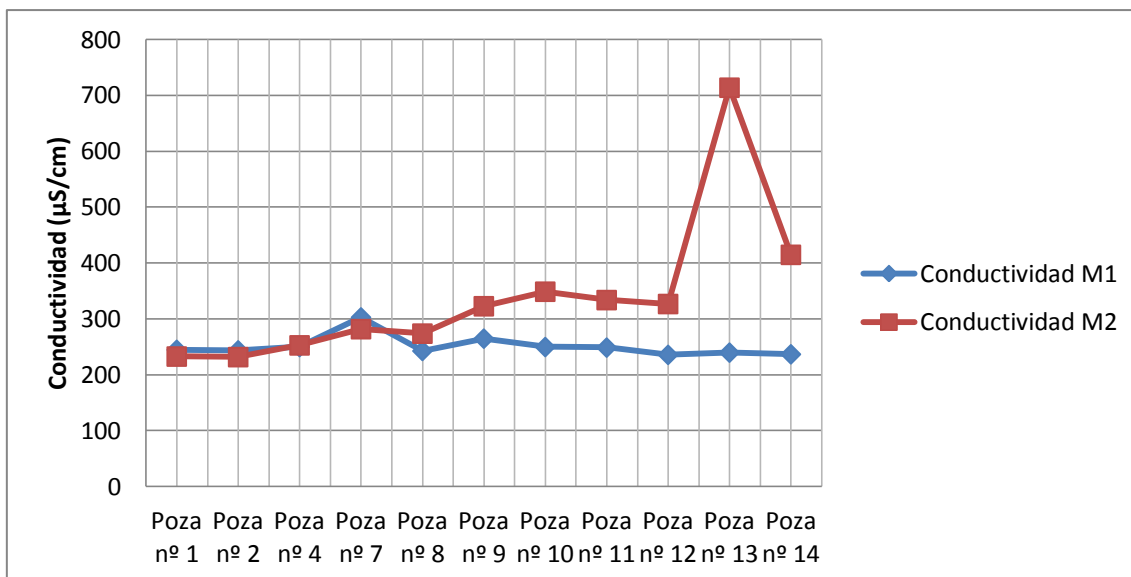


Figura 10. Determinación de la conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en la Canal del palomo (azul y rojo para los muestreos 1 y 2, respectivamente).

Tal y como se observa en la Figura 11, durante el primer muestreo la mayoría de pozas tuvieron una concentración de oxígeno disuelto entre 4 y 8 mg/l; destacaron las pozas 10 y 13, donde se observaron los resultados más elevados, coincidiendo con los valores más elevados de pH y por otro lado, las pozas 7, 9 y 14 registraron la concentración de O_2 más baja, alrededor de los 2 mg/L.

Durante el segundo muestreo se apreció una mayor constancia en los resultados obtenidos ya que no presenta tanta variabilidad como en el caso anterior. Los resultados fueron bastante uniformes dentro de un intervalo entre los 6 y los 8 mg/l en su mayoría.

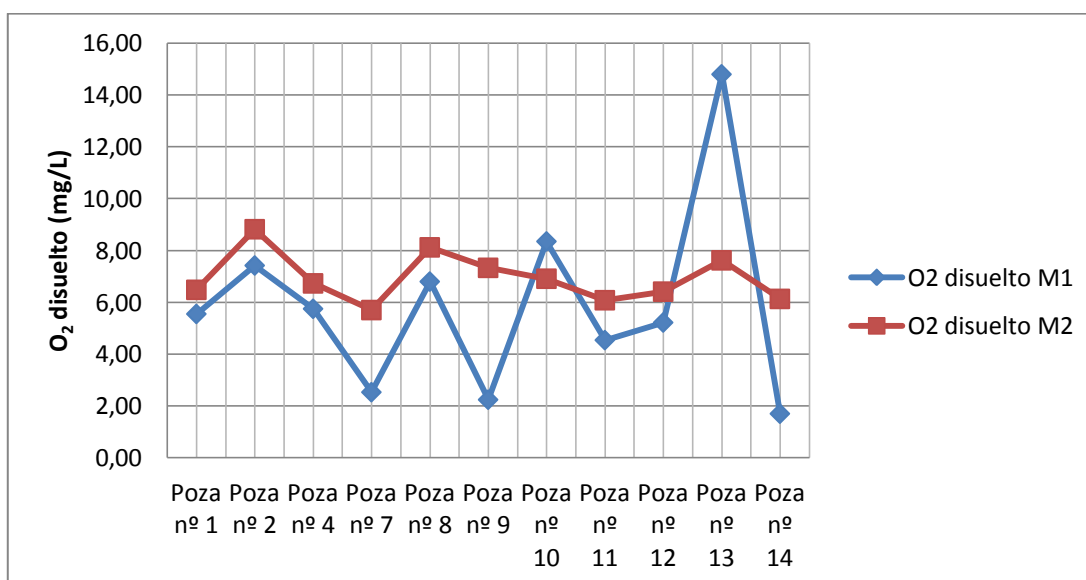


Figura 11. Determinación de la concentración de O_2 disuelto (mg/L) en la Canal del Palomo (azul y rojo para los muestreos 1 y 2, respectivamente).

Al igual que sucede con otros parámetros analizados, la época en la que se realizaron los muestreos influye en los resultados. En la Figura 12 se puede apreciar como la temperatura, en general, es más elevada debido a que este se realizó en junio, a principio de verano, y en periodo de escasas lluvias. La temperatura se mantuvo entre los 18 y los 20 grados en la mayoría de pozas.

En el caso del segundo muestreo se apreciaron, en general, temperaturas más bajas entre los 14 y los 15,5 °C ya que se realizó a finales de septiembre coincidiendo con la bajada de las temperaturas y el aumento de las precipitaciones características del inicio del otoño. A su vez se apreció que a partir de la poza 9, ésta incluida, la temperatura del agua fue ligeramente superior.

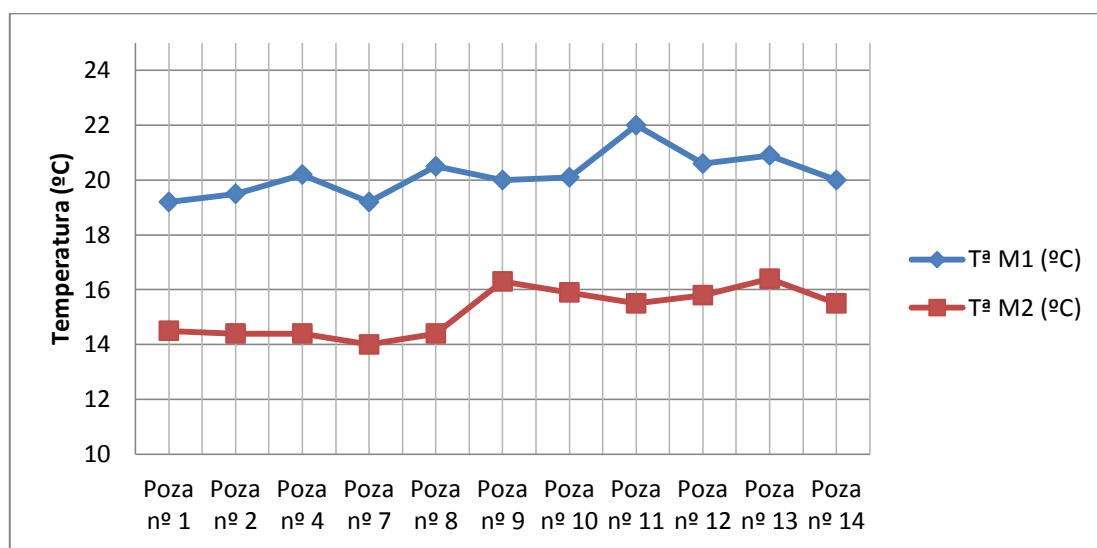


Figura 12. Temperatura del agua en la Canal del Palomo (azul y rojo para los muestreos 1 y 2, respectivamente).

4.2. Determinar el índice trófico mediante la concentración de clorofila bentónica.

Los resultados referentes a la concentración de clorofila bentónica en las diferentes pozas de la Canal del Palomo analizadas se muestran en la Figura 14. En el primer muestreo se observó mayor variación de clorofila a mientras que en el segundo muestreo se observan resultados similares a partir de la segunda poza.

Como se ha comentado previamente, en el primer muestreo se obtuvieron datos más heterogéneos. En la Figura 13 se observa un pico muy alto de concentración de clorofila en la poza 8, seguido de la poza 1, mientras que el resto de valores varían entre los 0 y 5 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ y siendo ligeramente más altos en las pozas más altas, a partir de la número 9. A pesar de ser tan heterogéneos, los valores mostrados son superiores en todas las pozas, salvo en la 2 y la 4, a los del segundo muestreo.

También se puede apreciar que los resultados obtenidos durante el segundo muestreo son bastante homogéneos, sobre todo a partir de la poza 4, punto a partir del cual los valores se mantienen entre los 0,2 y 0,7 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Destaca la poza 9 puesto que tiene el valor mínimo observado de clorofila con 0,017 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$.

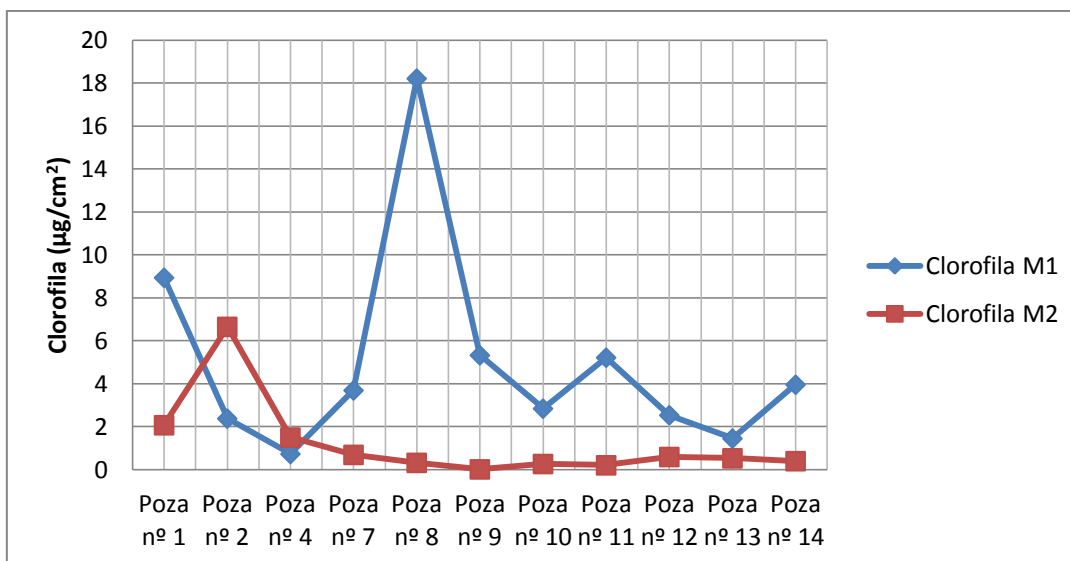


Figura 13. Concentración de clorofila a bentónica ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) en la Canal del Palomo (azul y rojo para los muestreos 1 y 2, respectivamente).

En cuanto a los pigmentos carotenoides y al licopeno, determinados a longitudes de onda de 450 y 502 nm, parecen seguir una tendencia similar a los resultados de la clorofila a lo largo de las pozas de la canal en el primer muestreo. Siendo su valor, en general, elevado durante los dos muestreos en relación con las medidas que se obtuvieron para la clorofila-a aunque es especialmente apreciable durante el primero (Fig.14). La absorbancia para estos pigmentos es superior en las pozas 12 y 13, para el primer muestreo, y en las pozas 2, 12 y 13, en el caso del segundo.

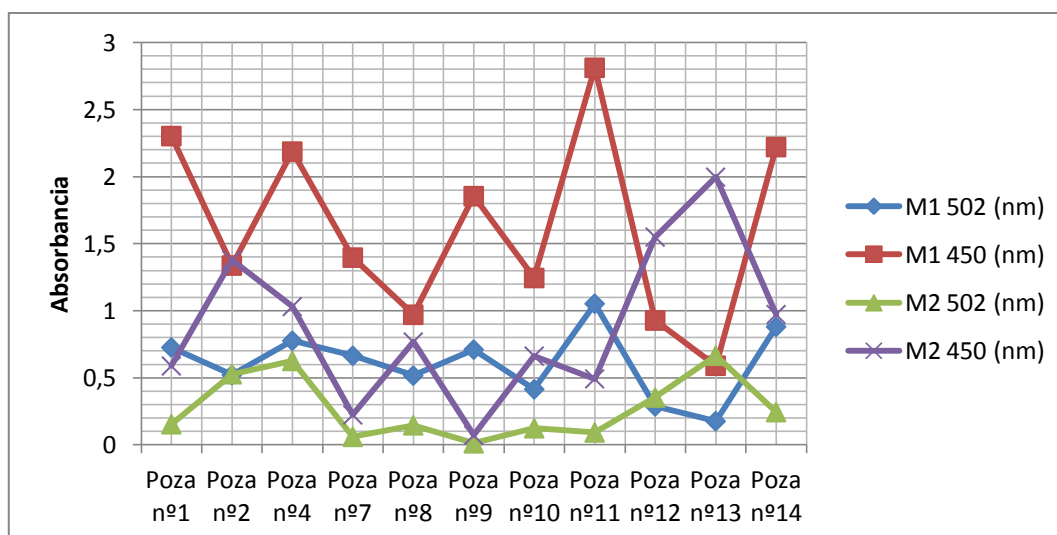


Figura 14. Absorbancia de pigmentos carotenoides (450 nm) y licopeno (502) en la Canal del Palomo (azul y rojo para el muestreo 1, verde y morado para el muestreo 2).

4.3. Estudio de la comunidad planctónica.

4.3.1. Fitoplancton.

Tras haber identificado y contabilizado todos los taxones de la comunidad planctónica detectados en cada muestreo, los datos se recogieron en las figuras 15 y 16. En ambos muestreos se observa una predominancia de las clases *Bacillariophyceae*, destacando sobre todo los géneros *Nitzschia* y *Navicula*, y *Cryptophyta*, cuyo mayor representante es el género *Chroomonas*.

Se observó que la mayor diversidad de taxones fitoplanctónicos se encontraban en la poza 1 y en tres de las últimas pozas (Fig. 15), concretamente en las pozas 11, 12 y 13 para las cuales el índice de Shannon obtuvo los mayores valores (tabla 8). De igual manera sucede con el número de individuos identificados en cada muestreo, en estas tres últimas se dio la mayor abundancia. Por el contrario, las pozas intermedias (de la 4 a la 10) registran los menores valores, tanto en lo que se refiere a número de individuos, como en índices de diversidad.

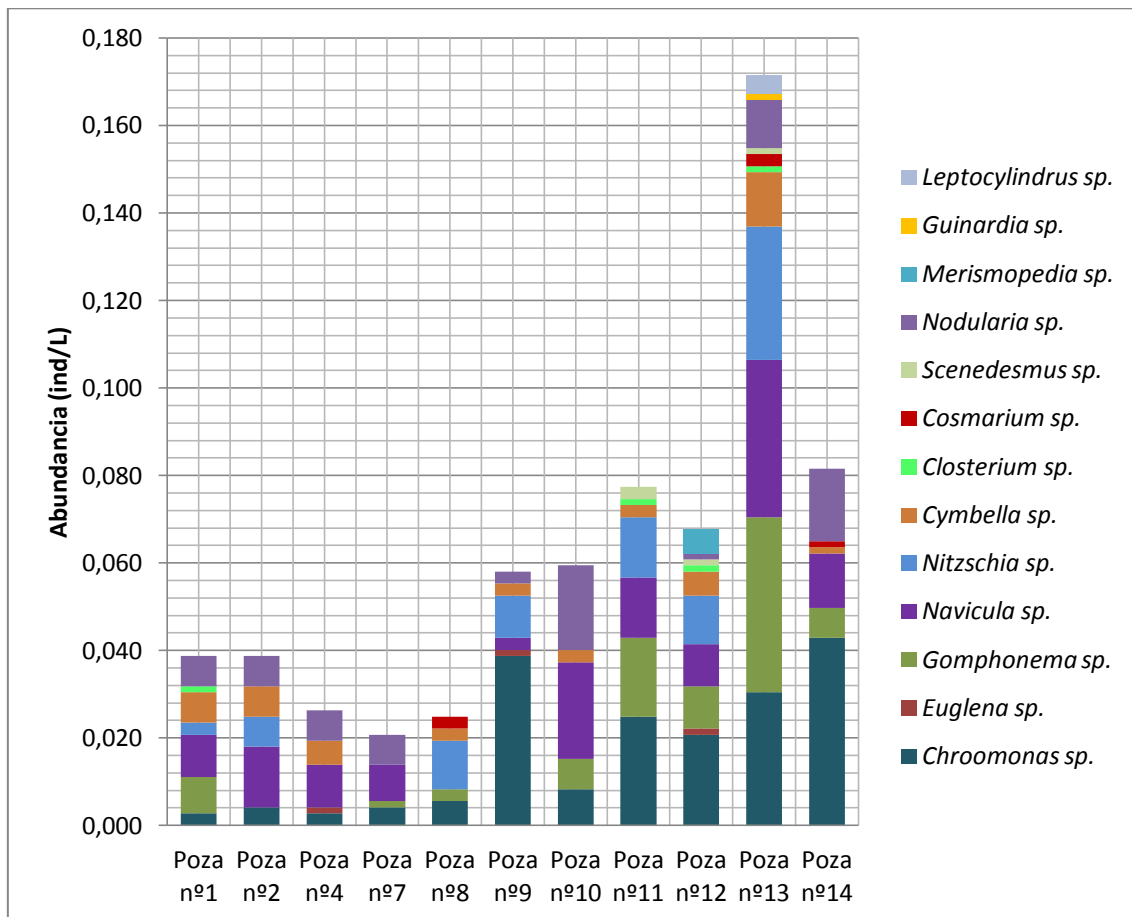


Figura 15. Abundancia (ind/L) de taxones fitoplanctónicos determinados para el primer muestreo.

Tabla 8. Índices de diversidad determinados para la comunidad fitoplanctónica en el primer muestreo.

	Poza nº1	Poza nº2	Poza nº4	Poza nº7	Poza nº8	Poza nº9	Poza nº10	Poza nº11	Poza nº12	Poza nº13	Poza nº14
Abundancia total (ind/L)	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,06	0,06	0,08	0,07	0,17	0,08
Riqueza de Margalef	7	5	5	4	5	6	5	7	10	11	6
Diversidad de Shannon	1,79	1,53	1,40	1,23	1,43	1,09	1,40	1,63	1,94	1,92	1,30

Durante el segundo muestreo (Fig. 16, tabla 9) se detectó la misma relación de valores de diversidad y número de individuos en las pozas más altas 11, 12 y 13, pese a ser superior en el caso de la poza 11 y ligeramente inferior en las pozas 12 y 13. Sin embargo, cabe destacar que las pozas intermedias 7 y 8 también mantienen valores altos, al contrario de lo observado en el primer muestreo y, además, la poza 1 en este segundo muestreo mantiene uno de los valores más bajos respecto a diversidad.

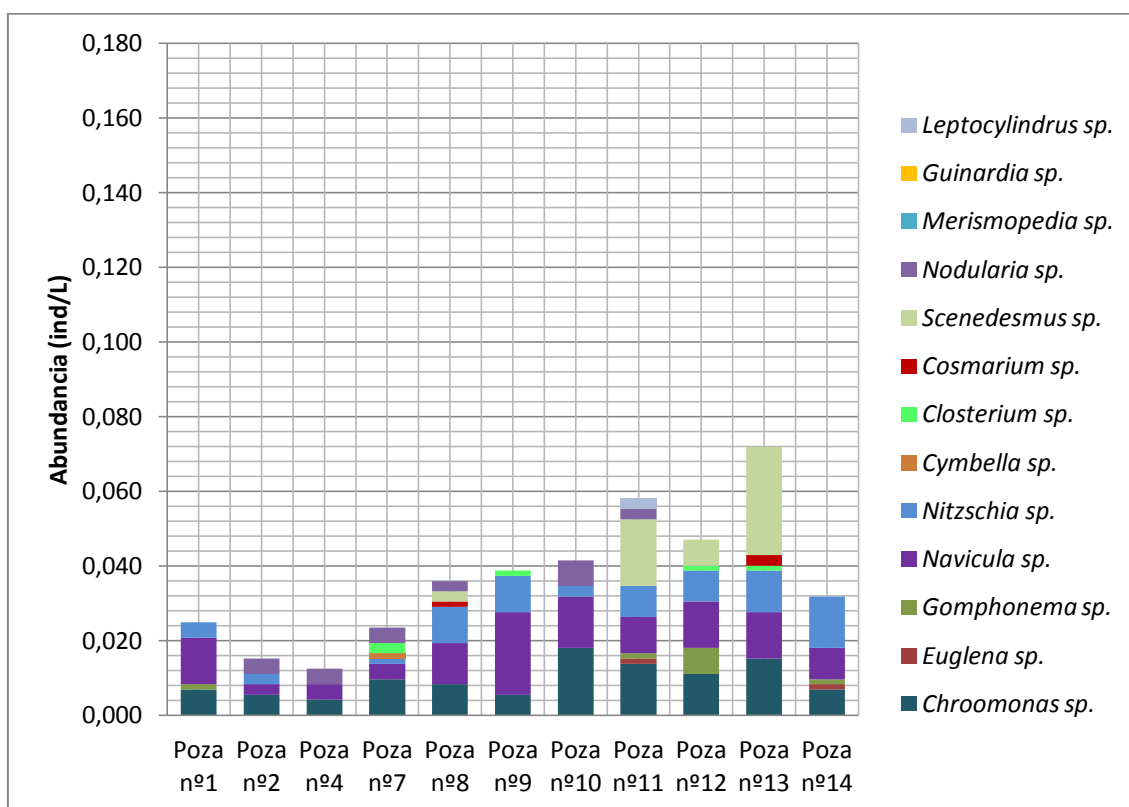


Figura 16. Abundancia (ind/L) de taxones fitoplanctónicos determinados para el segundo muestreo.

Tabla 9. Índices de diversidad determinados para la comunidad fitoplanctónica en el segundo muestreo.

	Poza nº1	Poza nº2	Poza nº4	Poza nº7	Poza nº8	Poza nº9	Poza nº10	Poza nº11	Poza nº12	Poza nº13	Poza nº14
Abundancia total (ind/L)	0,02	0,02	0,01	0,02	0,04	0,04	0,04	0,06	0,05	0,07	0,03
Riqueza de Margalef	4	4	3	6	6	4	4	8	6	6	5
Diversidad de Shannon	1,16	1,34	1,10	1,56	1,57	1,06	1,21	1,75	1,67	1,49	1,32

4.3.2. Zooplancton.

En cuanto al zooplancton, estuvo compuesto principalmente por copépodos y rotíferos, siendo los copépodos dominantes en el primer muestreo y los rotíferos dominantes en el segundo, tras el verano.

En el primer muestreo (Fig. 17, Tabla 10), la diversidad mayor se dio en las tres primeras pozas (1, 2 y 4) y se mantuvo menor pero similar entre las pozas intermedias (7, 8, 9 y 10). En las pozas finales (11, 12, 13 y 14) sin embargo, se aprecian valores inferiores e incluso nulos de diversidad, por presencia de un solo taxón de zooplancton en la última poza.

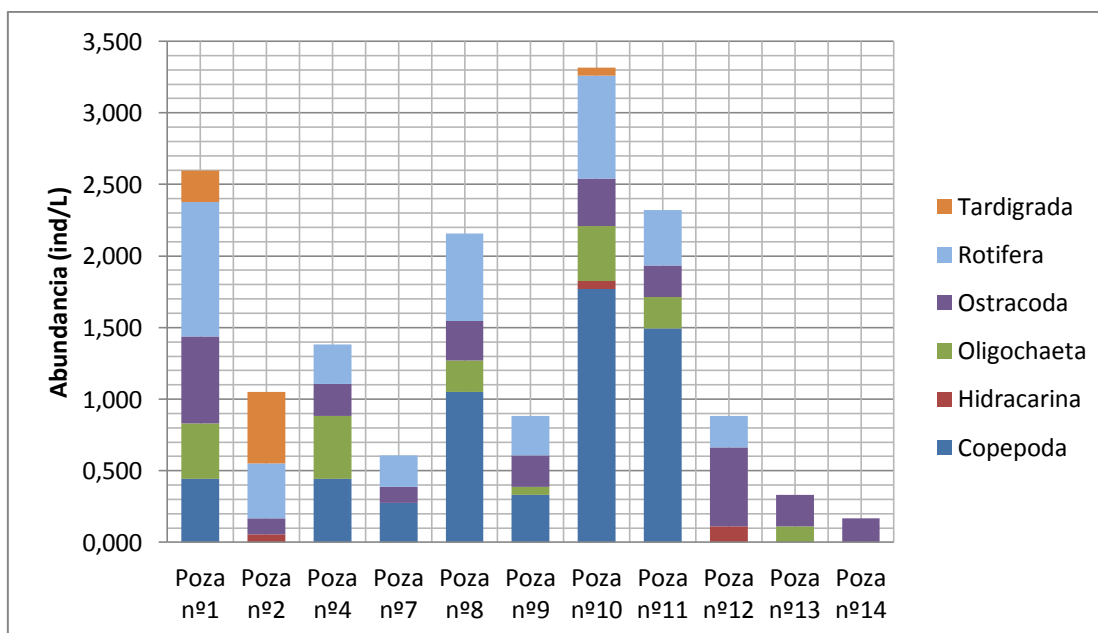


Figura 17. Abundancia (ind/L) de taxones zooplanctónicos determinados para el primer muestreo.

Tabla 10. Índices de diversidad determinados para la comunidad zooplanctónica en el primer muestreo.

Muestreo 1											
	Poza nº1	Poza nº2	Poza nº4	Poza nº7	Poza nº8	Poza nº9	Poza nº10	Poza nº11	Poza nº12	Poza nº13	Poza nº14
Abundancia total (ind/L)	2,60	1,05	1,38	0,61	2,16	0,88	3,32	2,32	0,88	0,33	0,17
Riqueza de Margalef	5	4	4	3	4	4	6	4	3	2	1
Diversidad de Shannon	1,50	1,11	1,37	1,04	1,20	1,25	1,28	1,03	0,90	0,64	0,00

Durante el segundo muestreo (Fig. 18, Tabla 11) se observa la misma tendencia que en el primero salvo que la diversidad es nula en varias pozas. Cabe destacar este hecho ya que se trata de pozas tanto del tramo inicial (poza 2), tramo intermedio (poza 9), y tramo final (11 y 14). El hecho de que la diversidad sea nula se debe a que únicamente se ha detectado un taxón en cada una de las pozas mencionadas, rotíferos principalmente.

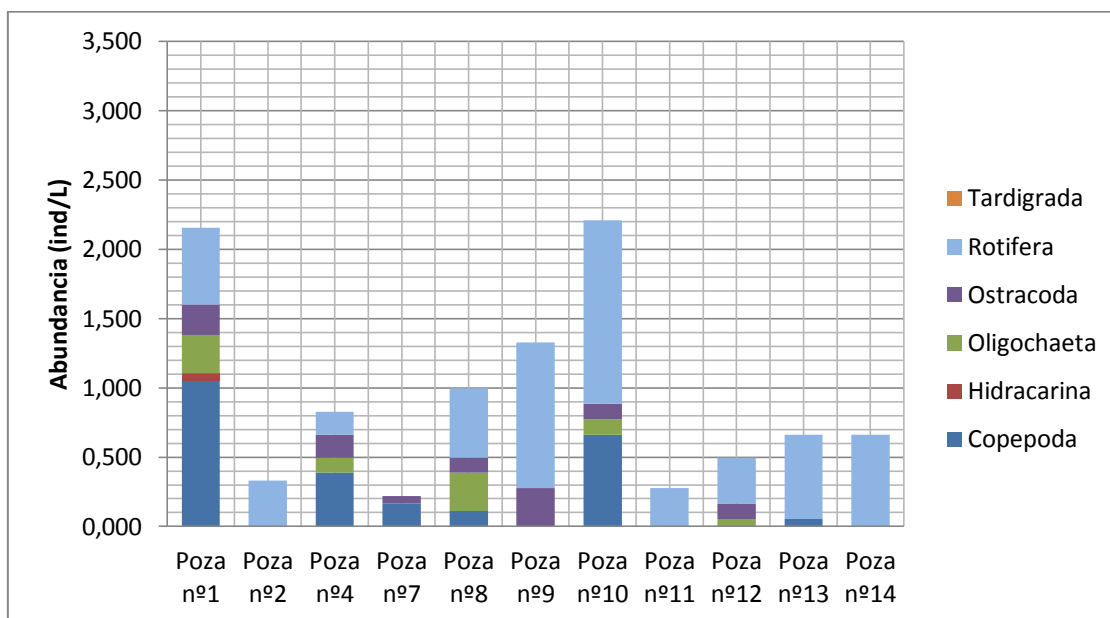


Figura 18. Abundancia (ind/L) de taxones zooplanctónicos determinados para el segundo muestreo.

Tabla 11. Índices de diversidad determinados para la comunidad zooplanctónica en el segundo muestreo.

Muestreo 2											
	Poza nº1	Poza nº2	Poza nº4	Poza nº7	Poza nº8	Poza nº9	Poza nº10	Poza nº11	Poza nº12	Poza nº13	Poza nº14
Abundancia total (ind/L)	2,16	0,33	0,83	0,22	0,99	1,33	2,21	0,28	0,50	0,66	0,66
Riqueza de Margalef	5	1	4	2	4	1	4	1	3	2	1
Diversidad de Shannon	1,29	0,00	1,27	0,56	1,19	0,00	0,97	0,00	0,85	0,29	0,00

4.4. Composición de la comunidad de macroinvertebrados.

A lo largo del primer muestreo se detectaron un total de 14 taxones entre los diferentes puntos del primer muestreo (Fig. 19). Destaca la presencia predominante de dípteros en todas las pozas siendo el único orden presente en todas ellas, especialmente de las familias *Culicidae* y *Chironomidae*.

Respecto a los índices de diversidad (Tabla 12), el índice de riqueza de Margalef, se mantuvo similar a lo largo de la canal en el primer muestreo con valores entre 4 y 5, a excepción de las dos primeras pozas que poseen una menor riqueza taxonómica. El índice de Shannon, sin embargo, nos indicó mayor variabilidad, encontrando en las pozas 4 y 7 los valores más altos de diversidad taxonómica y siendo a su vez altos en las pozas 2 y 8 y en las dos pozas finales (13 y 14). Respecto al resto de pozas mantienen valores homogéneos entre 0,64 y 0,74.

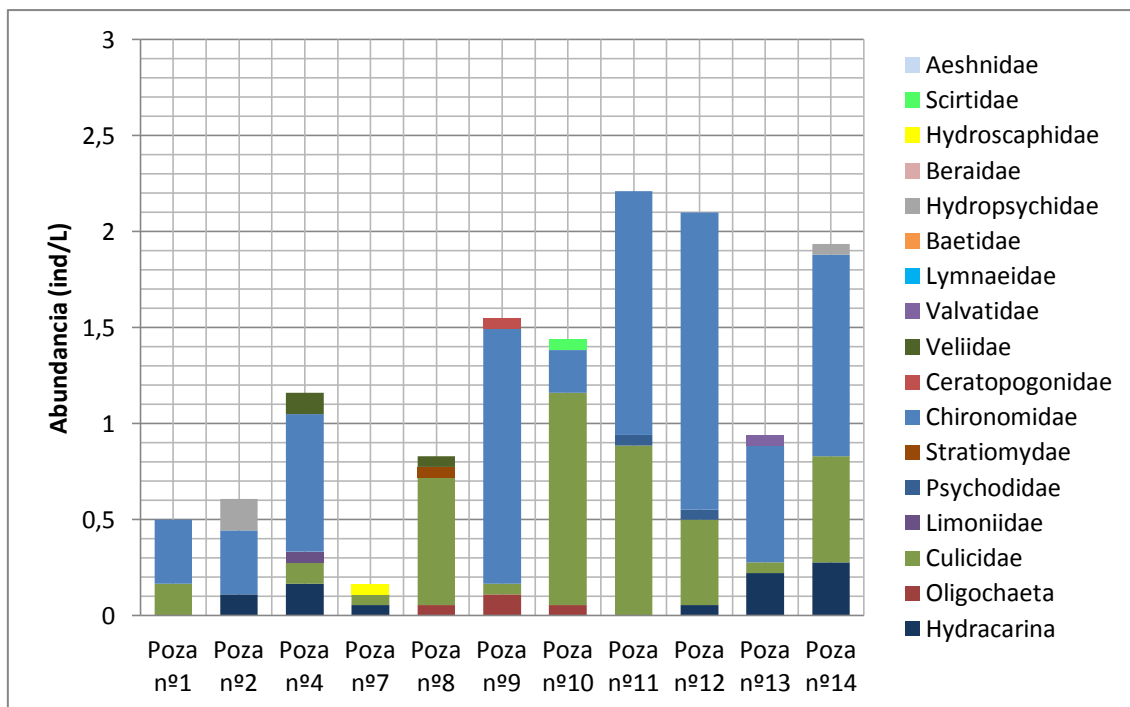


Figura 19. Abundancia (ind/L) de la comunidad de macroinvertebrados detectados en el primer muestreo.

Tabla 12. Índices de diversidad de la comunidad de macroinvertebrados detectados en el primer muestreo.

	Poza n°1	Poza n°2	Poza n°4	Poza n°7	Poza n°8	Poza n°9	Poza n°10	Poza n°11	Poza n°12	Poza n°13	Poza n°14
Abundancia Total (ind/L)	0,50	0,61	1,16	0,17	0,83	1,55	1,44	2,21	2,10	0,94	1,93
IBMWP	4	11	15	17	17	9	8	8	12	11	13
EPT (%)	0,00	27,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,88	2,86
Riqueza de Margalef	2	3	5	4	5	4	4	3	4	4	4
Diversidad de Shannon	0,64	0,99	1,17	1,38	0,91	0,56	0,74	0,77	0,74	0,95	1,07

Durante el segundo muestreo (Fig. 20) se mantiene la predominancia de dípteros en todos los puntos de muestreo, salvo en la poza 2 donde no se observaron. Se aprecia el hecho de que en las cuatro pozas finales el número de efemerópteros es similar o superior al de dípteros en algunos casos. Este fenómeno contrasta con el primer muestreo ya que no se encontraron efemerópteros durante este.

En cuanto a los índices de diversidad del segundo muestreo (Tabla 13), la riqueza de Margalef nos muestra una evolución similar a la del primer muestreo ya que se mantiene homogénea aunque algo superior al primer muestreo con valores entre 4 y 6, siendo este último el valor más habitual. Se aprecia un descenso de riqueza en las pozas 2 y 4, siendo este primero el menor valor existente ya que únicamente se encontró un individuo de un taxón; y también se encontró un valor máximo de

diversidad en la poza superior 8. Por otro lado, el índice de Shannon sigue esta misma tendencia de resultados: homogénea y constante en la mayoría de los puntos de muestreo a excepción de las pozas 2 y 4 donde se detecta un descenso de biodiversidad, y de la poza 8 donde se ve incrementada.

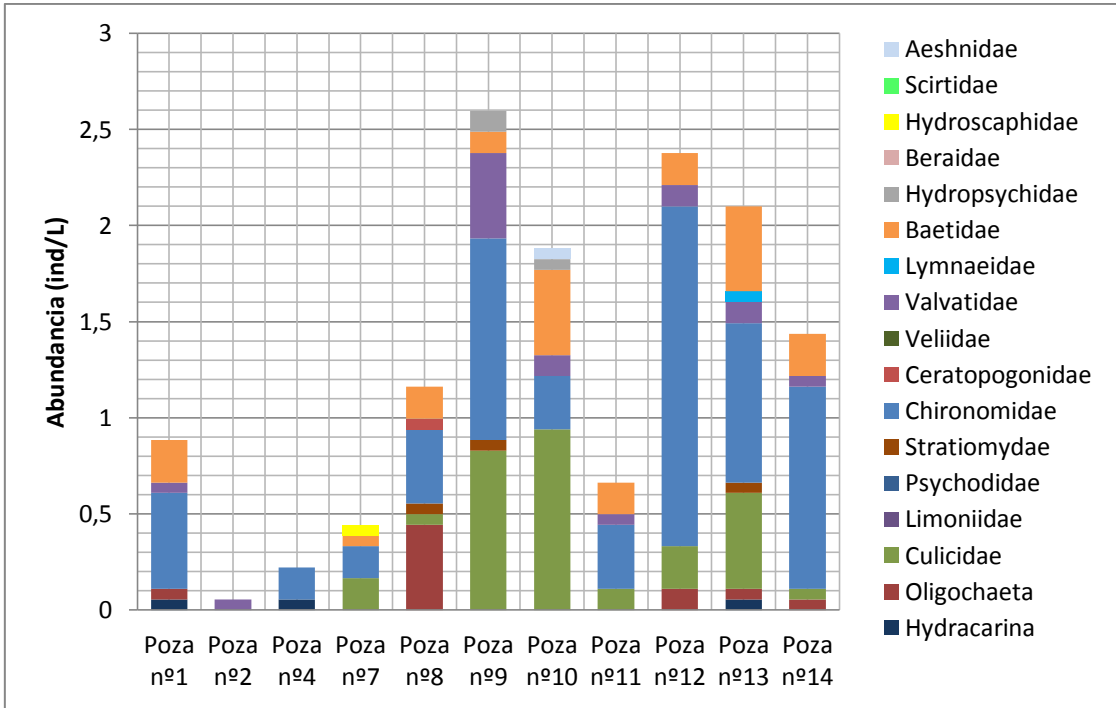


Figura 20. Abundancia (ind/L) de la comunidad de macroinvertebrados detectados en el segundo muestreo.

Tabla 13. Abundancia e índices de diversidad de la comunidad de macroinvertebrados detectados en el segundo muestreo.

	Poza n°1	Poza n°2	Poza n°4	Poza n°7	Poza n°8	Poza n°9	Poza n°10	Poza n°11	Poza n°12	Poza n°13	Poza n°14
Abundancia Total (ind/L)	0,88	0,06	0,22	0,44	1,16	2,60	1,88	0,66	2,38	2,10	1,44
IBMWP	14	3	6	13	17	20	24	11	12	23	17
EPT (%)	25,00	0,00	0,00	25,00	14,29	8,51	26,47	25,00	16,67	21,05	18,52
Riqueza de Margalef	5	1	2	4	6	6	6	4	5	8	6
Diversidad de Shannon	1,19	0,00	0,56	1,25	0,98	1,38	1,34	1,20	1,04	1,57	1,02

4.5. Abundancia de *Calotriton asper* en la Canal del Palomo.

Los conteos de tritón pirenaico realizados en ambos muestreos dieron como resultado los datos recogidos en la Figura 21, donde se muestran tanto el número de individuos encontrados en cada poza como el estado fenológico en el que se encontraban.

La distribución de este urodelo difiere mucho a lo largo del transecto estudiado y a lo largo de las épocas de muestreo. Durante el primer muestreo se contabilizaron un total de 30 individuos en las 14 pozas, y la especie mostró una predominancia en su distribución en las pozas más altas (11, 12, 13 y 14), destacando especialmente estas dos primeras acumulando gran parte de los individuos adultos (28 individuos) y diez en estado larvario de la Canal. En este periodo se detectaron a su vez dos individuos adultos de forma puntual en la primera poza, tres en la séptima donde también se encontraron dos larvas y en la décima una. En el resto de puntos de muestreo no se encontraron individuos juveniles. La coloración observada fue la habitual en la especie fuera del periodo de reproducción, castaño oscuro y uniforme con alguna mancha amarillenta en la zona dorsal y amarillento uniforme en la zona ventral.

El segundo muestreo difiere en gran medida respecto a la distribución de los individuos ya que se encontraron individuos en la mayoría de las pozas sin encontrar grandes agrupaciones como en el muestreo anterior, mostrando una mayor equitatividad. Se contabilizaron un total de 46 individuos en las 14 pozas. Sólo hubo tres puntos de muestreo sin individuos: la poza 2, 9 y 10. Se observó un mayor número de individuos agrupados en las pozas intermedias 7 (8 individuos) y 8 (17 individuos), en esta última se encontraron individuos en los tres estados fenológicos. Cabe destacar que los juveniles se encontraban únicamente en un punto intermedio como es la poza 8 con 3 ejemplares y en dos finales: las pozas 12 y 14, ambas con un individuo en cada una de ellas, y sumergidos en el agua junto con el resto de los adultos. Las larvas tienen una distribución similar a la de los juveniles y de igual número al anterior muestreo.

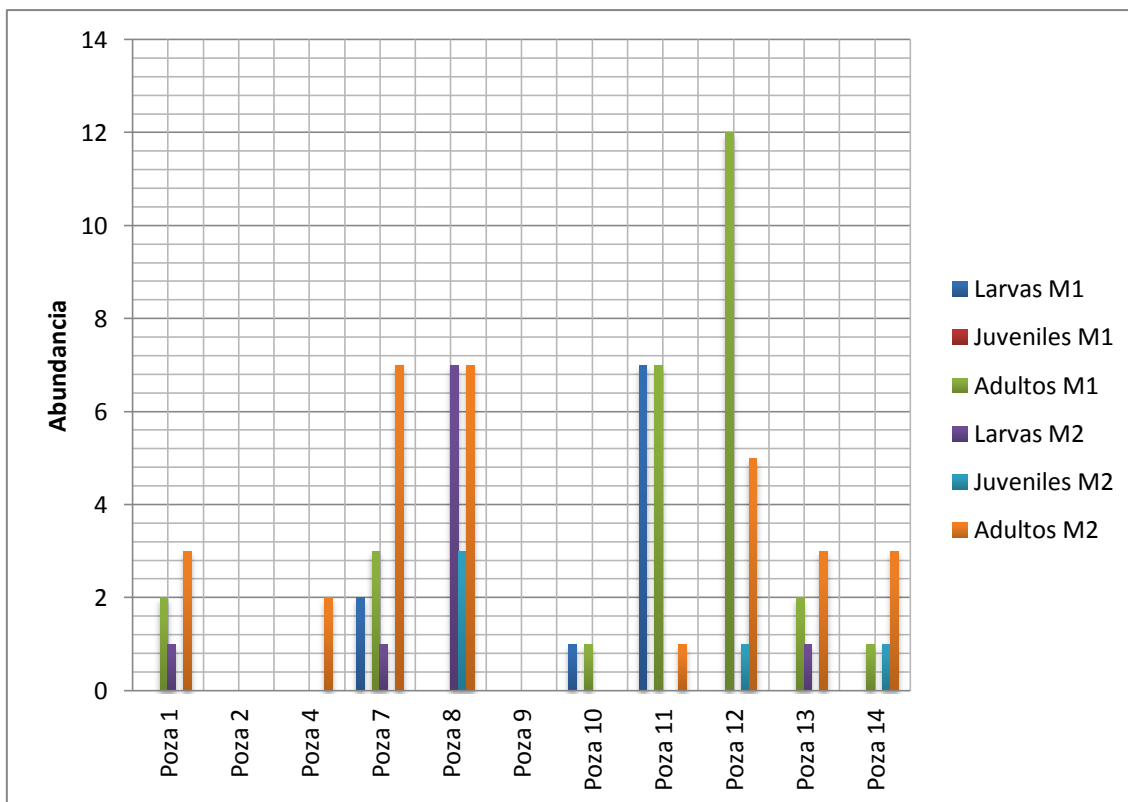


Figura 21. Número de individuos (ind/poza) de tritón pirenaico en distintos estadios fenológicos, en la Canal del Palomo. Se indican larvas (azul), juveniles (rojo) y adultos (verde) en el primer muestreo, y larvas (morado), juveniles (azul claro) y adultos (naranja) en el segundo muestreo.

4.6. Distribución de biomasa en la cadena trófica.

Tras haber analizado y convertido a una misma unidad de medida todas las biomazas correspondientes a los apartados anteriores, se han representado en las figuras 22 y 23, y en el Anexo 3, correspondientes a los dos muestreos.

En la Figura 22, relativa al primer muestreo, se aprecia una clara predominancia de biomasa de perifiton. Ésta es muy variable dentro del grupo de los tres puntos de muestreo iniciales ya que se han obtenido los mayores y menores resultados de esta biomasa en las pozas 1 y 4 respectivamente; el resto de puntos de muestreo mantiene unos valores bastante constantes entre los 10 y 20 g salvo en el caso de la poza 13, donde los valores son ligeramente inferiores.

En lo que respecta a biomasa fitoplanctónica, los valores obtenidos están muy por debajo del resto de biomazas, obteniendo órdenes numéricos de hasta 1×10^{-12} gramos. Por contraposición, la biomasa zooplanctónica es muy superior en la mayoría de puntos de muestreo a la de fitoplancton y macroinvertebrados tal y como se aprecia en la gráfica, destacando especialmente las pozas 4, 7, 11 y 12.

Los análisis de la biomasa relativa los macroinvertebrados muestran que se mantiene constante a lo largo de la canal con valores entre los 0,02 g y los 0,05, destacan las pozas 1, 12 y 14 con valores superiores a la media, obteniendo en este último caso hasta 0,45 g de biomasa.

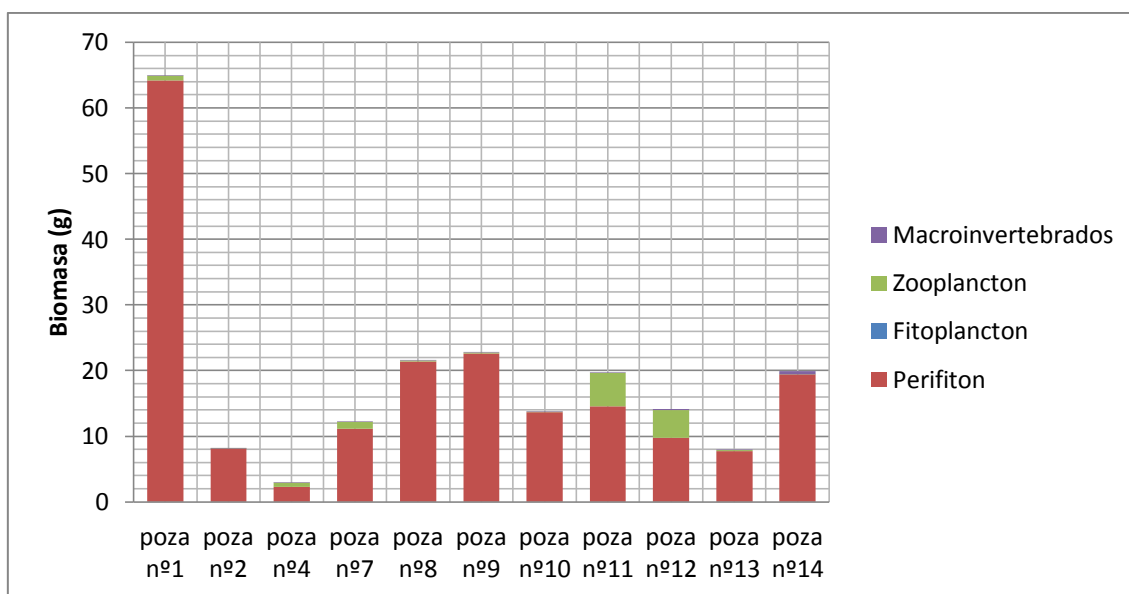


Figura 22. Biomasa (g) de los diferentes niveles de cadenas tróficas en cada poza en la Canal del Palomo durante el primer muestreo.

Durante el segundo muestreo (Fig. 23) se aprecia una tendencia similar a la del primer muestreo dada la predominancia de biomasa de perifiton en todos los puntos de muestreo pero con valores muy inferiores en todos los casos. Esta predominancia destaca en las tres marmitas iniciales ya que muestran los valores más elevados, concretamente la poza 2 contiene la mayor cantidad. Las pozas intermedias en este caso muestran las menores cantidades de biomasa obtenidas y las pozas finales muestran cantidades muy similares entre los 1,95 g y los 2,81 gramos. Se observa a su vez que la biomasa zooplanctónica es bastante constante en este segundo muestreo mostrando valores entre los 0,06 g y los 0,16 g, destacando la poza 10 con la mayor cantidad obtenida, y las pozas 2, 3 y 11 con los mínimos valores hallados.

Respecto a las comunidades planctónicas, el zooplancton obtenido en este muestreo difiere bastante del obtenido en el primer muestreo ya que es superior en las pozas iniciales, constante y con valores medios en las pozas intermedias, y se reduce su cantidad en las pozas finales. La biomasa fitoplanctónica en este caso sí que mantiene la tendencia del primer muestreo con masas muy inferiores al resto, con cifras que varían entre los $8,6 \times 10^{-11}$ g y los $6,5 \times 10^{-13}$ g.

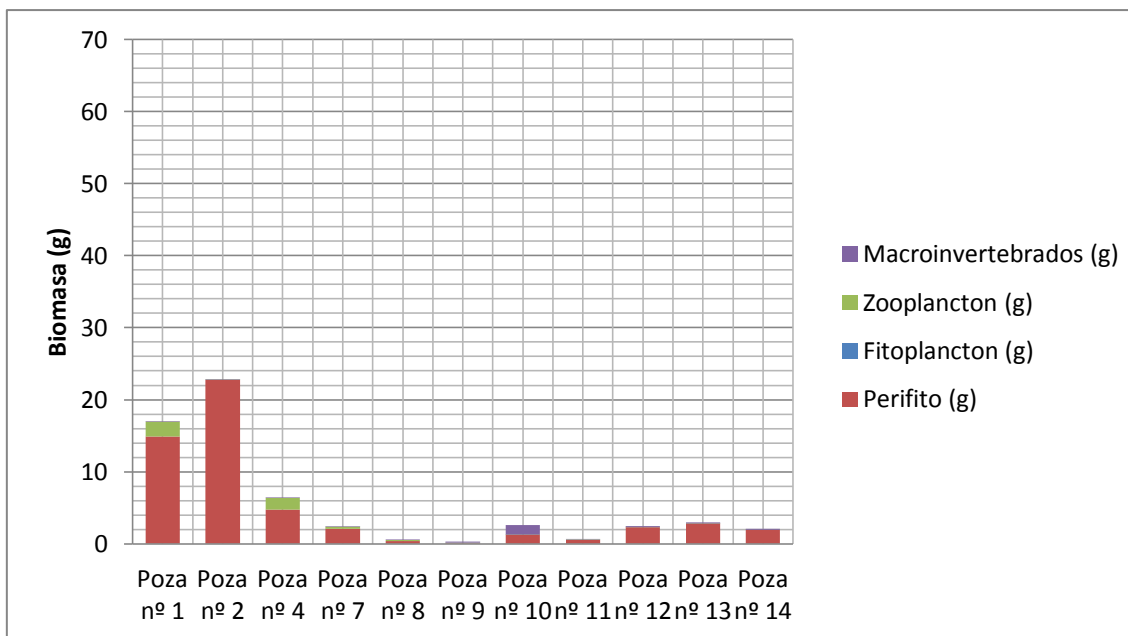


Figura 23. Biomasa (g) de los diferentes niveles de cadenas tróficas en cada poza en la Canal del Palomo durante el segundo muestreo.

Estadísticamente, en primer lugar se comprobó la normalidad y homogeneidad de los resultados obtenidos en la determinación de las biomásas de cada elemento de la cadena trófica estudiado y las distintas variables fisico-químicas del agua anteriormente mencionadas aplicando los test de Shapiro-Wilk y Levene. En ambos casos se observó que el p valor era superior a 0,05 por lo que los datos inicialmente se consideraban heterogéneos y no significativos. A continuación se decidió aplicar el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, en cuyo caso el resultado fue el mismo. En este caso se trató de aplicar matrices de correlaciones con coeficiente de Pearson para comprobar la relación de los datos en cada poza, y también se emplearon ANOVAs para relacionar las biomásas y parámetros fisico-químicos obtenidos de cada poza entre cada muestreo. Para ambos casos el resultado obtenido fue el mismo, p valor superior a 0,05.

Dadas las dificultades para el análisis de los datos, se decidió emplear los análisis explicados previamente en el apartado de metodología. Los puntos de muestreo se relacionaron en función de las variables estudiadas aplicando un dendrograma de Cluster (Fig. 24) donde se diferenciaron los dos muestreos empleando M (primer muestreo) o P (segundo muestreo). Los resultados muestran una disposición basal en el Cluster de M1, P10, P13 y M13. M11 y M12 se agrupan en un punto intermedio, mientras que dos clusters están claramente definidos y se corresponden con el muestreo 1: M2, M4, M8, M10, M14, M7 y M9, y con el muestreo 2: P4, P7, P11, P12, P14, P8, P9, P1 y P2. Siendo las únicas pozas que mantienen una relación en ambos muestreos las pozas 11 y 12.

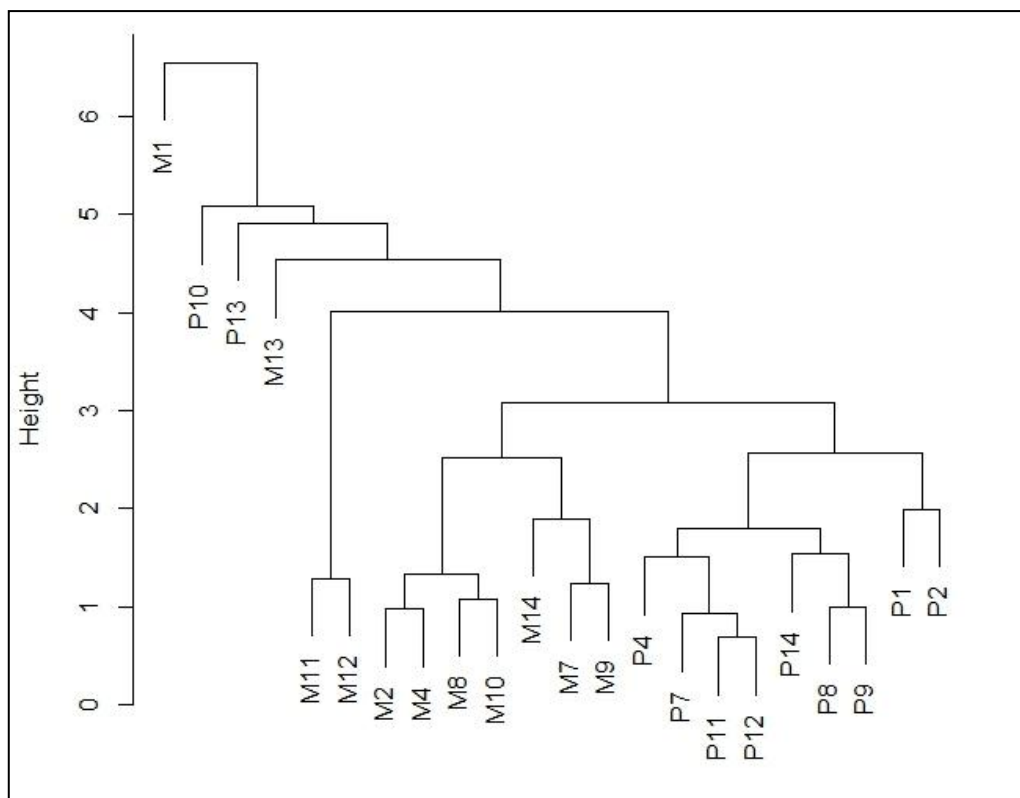


Figura 24. Dendrograma Cluster agrupando las pozas en función de las variables analizadas.

Para poder visualizar mejor la relación de las variables estudiadas se realizó un gráfico de dispersión del dendrograma (Fig. 25). En este gráfico se añadió mediante puntos verdes la presencia de tritón pirenaico en la marmita correspondiente para poder encontrar una relación de las variables con la presencia de la especie.

Destaca el hecho de que gran parte de las variables se agrupan a lo largo de una recta imaginaria que conectaría el punto M11 hasta el punto P13, estas variables son: M11, M12, M7, M14, M9, biomasa de zooplancton, M4, P1, biomasa de macroinvertebrados, P4, P7, P11, conductividad del agua, P9, P8, P14, pH y P13. Dentro de esta recta encontramos doce marmitas con localización de tritón pirenaico de quince que lo contienen en total, lo que significa que tanto las marmitas como las variables mencionadas guardan relación y son significativas para la presencia del tritón.

Paralela a la recta principal, se forma una recta secundaria por encima abarcando algunas variables pero de forma más dispersa, como son: la temperatura, M8, M2, M10, P2 y el O₂ disuelto. Estas variables se encuentran relacionadas a su vez con la presencia del tritón pirenaico pero resultan ser menos significativas que las abarcadas en la primera recta.

Existen una serie de variables que se encuentran muy alejadas a ambas rectas y que, por tanto, no influyen de igual manera que las anteriores a favorecer la presencia de este anfibio. Estas son: M1, biomasa de perifiton, biomasa fitoplanctónica, M13 y P10.

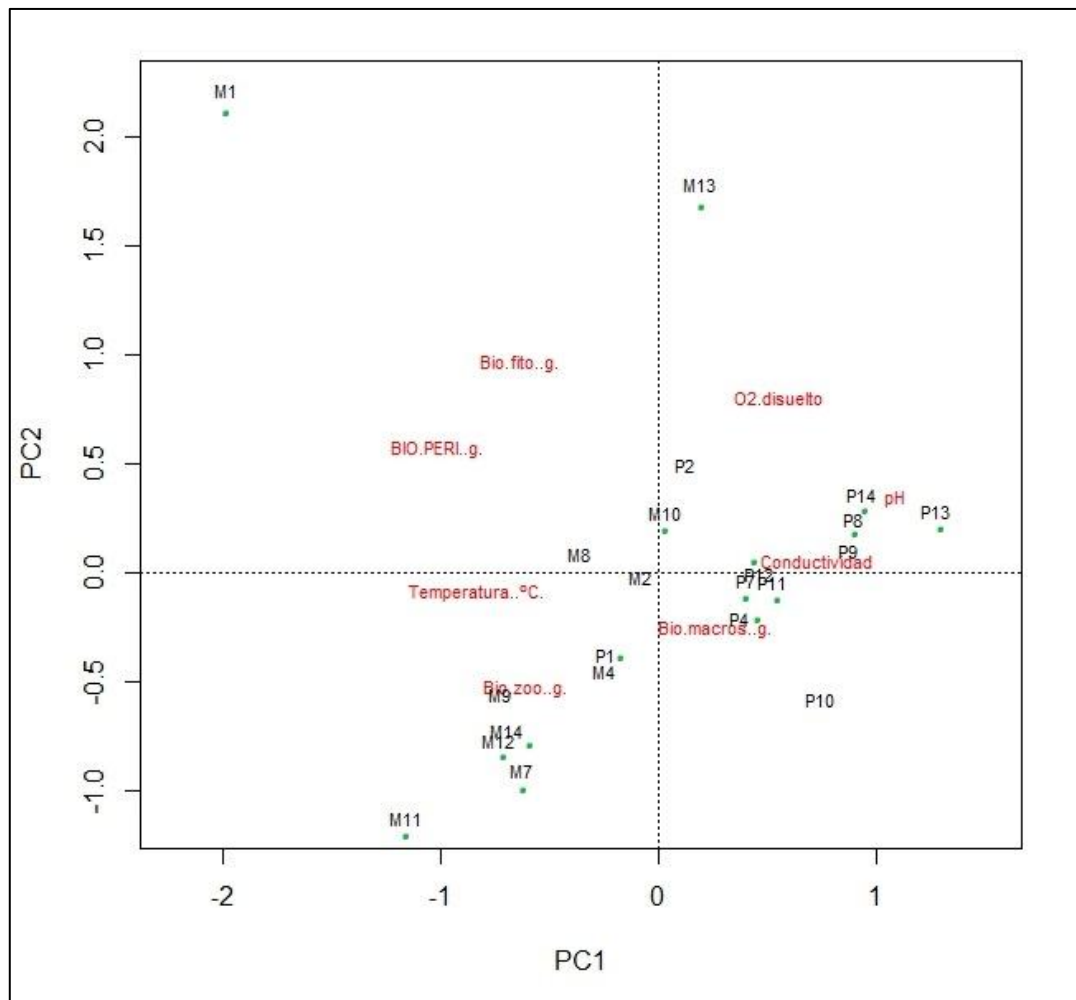


Figura 25. Gráfico de Análisis de Componentes Principales (PCA). En color rojo aparecen las variables analizadas y en negro las pozas, siendo aquellas que contienen la letra "M" las estudiadas en primer muestreo y las que contienen la letra "P" las estudiadas en el segundo.

5. Discusión.

Dada la complejidad de los muestreos, la variedad de los mismos, y su adaptación para acotar este estudio a su aplicación efectiva en un trabajo final de grado, los resultados obtenidos no tienen el objetivo de definir al detalle las relaciones tróficas del tritón pirenaico en la Canal del Palomo, si no de obtener un primer análisis descriptivo del entorno para formar una base de estudio sobre la que seguir trabajando detalladamente en estudios posteriores.

5.1. Descripción del hábitat.

5.1.1. Características climáticas y meteorológicas.

El diagrama ombrotérmico de Gaussen elaborado con los datos meteorológicos facilitados por SAIH Ebro (Fig. 8) nos muestra que no hubo periodos de sequía dentro del intervalo de años estudiado (1998-2016). Este hecho ha podido ser clave para la supervivencia del tritón pirenaico en un hábitat como el estudiado donde la disponibilidad de agua depende únicamente del patrón de precipitaciones. De este modo, se pudo comprobar que las sequías producidas dentro de la canal fueron estacionales y no se prolongaron en exceso, denotando un régimen de precipitación mediterráneo cuyo mínimo pluviométrico aparece en verano, aunque tampoco se trata de un verano extremadamente seco pues en junio las lluvias son relativamente abundantes, tal y como se ha descrito anteriormente, y en agosto suele verse una recuperación de las mismas (Del Valle y Espona, 2003). Estas condiciones permiten a la especie sobrevivir en el periodo seco empleando modificaciones etológicas, anatómicas y fisiológicas tales como la adaptación al medio bentónico, la capacidad de enterrarse para conservar la humedad, y ser capaces de llevar una vida casi exclusivamente acuática (Montori, 1988).

Respecto a las temperaturas, las temperaturas anuales se mantuvieron bastante constantes entre los 14 y 15 grados favoreciendo así a *C. asper* ya que se trata de un anfibio acuático que habita preferentemente los torrentes de aguas frías de montaña media-alta con fuerte desnivel cuya temperatura del agua no supere los 15°C en la vertiente norte del Pirineo y 16- 17°C en la vertiente sur (Clergue-Gazeau y Martínez-Rica, 1978; Montori y Herrero, 2004).

5.1.2. Características físicas de las pozas en la Canal del Palomo.

Los resultados obtenidos de la medición de los volúmenes de las pozas muestreadas muestran que los mayores volúmenes se encuentran en las pozas 1, 11, 12 y 14 con valores entre los 0,864 m³ y los 1,448 m³ (Tabla 7), la poza 3 se encuentra dentro de este intervalo pero no fue muestreada ya que se encontró seca en ambos muestreos. Únicamente la poza 15 supera estas cifras pero no tampoco muestreada por motivos de seguridad. Las pozas 11 y 12 parecen ser de especial importancia ya que se trata de volúmenes de agua que se mantienen más o menos constantes a lo largo del año incluso en épocas de sequía y en ellas se detectó la presencia de tritón en todos los muestreos (Fig. 21), al contrario de lo que sucede con el resto de las pozas. Cabe la posibilidad de que estas pozas más grandes realicen el papel de “sumidero” manteniendo en ellas al grueso de la población anfibia durante todo el año. Desde éstas, los tritones pueden dispersarse favorecidos por los torrentes causados por el agua de las lluvias que baja por la canal. Aunque es lo que parece ocurrir, se trata de una hipótesis no demostrada puesto que su confirmación supondría un estudio poblacional específico diseñado con ese objetivo. Para ello, debería tenerse en cuenta la capacidad de *C. asper* de enterrarse bajo el sustrato rocoso para sobrevivir a condiciones adversas (Montori y Llorente, 2014), y no serviría el método de muestreo llevado a cabo en este estudio, basado en el conteo visual, dado que podría existir un sesgo importante a la hora de afirmar el papel de las pozas sumidero.

El sustrato de las pozas de la Canal de Palomo cumplió las condiciones ideales para la especie objeto de este estudio, al estar formado en todas las pozas por grava o piedra sin arenas ni limos. Este tipo de sustrato ha sido resaltado como principal en el hábitat de este anfibio por numerosos autores (Despax, 1923; Clergue-Gazeau, Martínez-Rica, 1978; Montori y Herrero, 2004) junto con escasez o ausencia de vegetación y limo en el lecho. Estos autores también indican que la especie, sin embargo, en zona de torrentes y riachuelos en altitud (entre 750 y 1500 m) presenta una preferencia por una vegetación de ribera abundante que contribuye a evitar el calentamiento del agua por encima de los límites de la especie. Esta situación no es posible en la canal por las propias condiciones geomorfológicas que imposibilitan el crecimiento de especies vegetales salvo vegetación rupícola y dos higueras encontradas en las cercanías al final del tramo superior del ascenso. Sin embargo, la escasez de la luz solar es de especial relevancia debido a las sombras provocadas por la propia morfología de la canal, lo que limita, además, el crecimiento de la vegetación.

A lo largo de todo el recorrido encontramos un desnivel muy marcado entre los 60° y los 90° de pendiente (Tabla 7), lo que favorece el desplazamiento de los caudales de agua torrenciales formados por las precipitaciones esporádicamente. La deriva de individuos corriente abajo causada por estas aguas torrenciales se ha descrito como uno de los factores más importantes que pueden modificar la estructura de la población de las comunidades de agua corriente (Lancaster y Hildrew, 1993). Con el objeto de entender mejor estos desplazamientos, Waters (1972) describió en su investigación tres tipos diferentes de deriva entre invertebrados: deriva constante, deriva catastrófica y deriva conductual. Estas tres formas de deriva también se aplican a las especies acuáticas urodelas, tal y como se indica en el estudio de Montori *et al.* (2008). Por lo tanto, los desplazamientos de urodelos en hábitats de arroyos no es

necesariamente un proceso exclusivamente pasivo corriente abajo, como es el caso de las inundaciones y corrientes torrenciales de agua, también puede ocurrir una migración activa en dirección ascendente formando parte este desplazamiento de esta "deriva de conductual" indicada por Waters (1972). En el caso de *C. asper*, la migración río arriba podría ser importante para colonizar nuevos hábitats, para compensar la "deriva constante" (o pasiva) río abajo o para recolonizar hábitats después de inundaciones catastróficas (Montori *et al.*, 2008).

La hipótesis de que se produzca el ascenso de individuos por la Canal del Palomo es especialmente relevante ya que existe una corriente de agua debajo de la canal, un torrente de agua que circula por el barranco de Vadiello, pero no hay ninguna masa de agua en su cabecera, por lo que en el caso de una gran avenida el ascenso sería la única manera de recolonización de las pozas. A pesar de no encontrar estudios específicos a cerca de la capacidad del tritón pirenaico para superar grandes desniveles como los encontrados en la Canal del Palomo, sí que hay referencias bibliográficas a cerca de especies similares urodela capaces de trepar por plantas o terrenos rocosos. Un ejemplo de ello es la salamandra de espalda roja (*Plethodon cinereus*), especie que deja el suelo del bosque durante las noches lluviosas y con niebla y trepa a las plantas donde se alimentan de los homópteros y hemípteros que habitan en la vegetación (Jaeger, 1978). Los resultados de este trabajo mostraron que las salamandras que trepaban a las plantas durante la noche ingerían un volumen significativamente mayor de alimentos que sus conespecíficas que se alimentaban en el suelo del bosque durante la noche. Sin embargo, no trepaban en noches secas cuando la desecación de la salamandra se produce rápidamente. Este mismo hecho se observó en el tritón americano de puntos rojos (*Notophthalmus viridescens*) en los estudios de Roe y Grayson (2008) al estudiar los comportamientos migratorios de la especie en época de apareamiento. Éstos al haber sido expuestos a polvo fluorescente evidenciaron rastros de desplazamientos realizados en troncos de árboles y helechos, posiblemente desplazamientos realizados para alimentarse como en el caso anterior. Otro ejemplo es el tritón ibérico (*Lissotriton boscai*, Fig. 25), que durante los estudios de Rodríguez-García y Diego-Rasilla, (2006) evidenciaron que en cautividad tras completar la metamorfosis tendían a moverse hacia los márgenes del tanque y ocupar el área poco profunda, donde a veces salían del agua al escalar las paredes verticales del recipiente.



Figura 25. *Lissotriton boscai* trepando una roca vertical en lecho fluvial.

Ante estos ejemplos y vista la persistencia de la población en nuestra área de estudio no se puede descartar la posibilidad de que *Calotriton asper* sea capaz de trepar los desniveles existentes en la canal, siendo la media de distancia entre pozas de 7,57 m y la distancia máxima de 19,05 m entre las pozas 5 y 6. Para testar esta hipótesis sería necesario ahondar en el tema con una investigación propia, observando la capacidad de movimiento de la especie en la canal.

5.1.3. Parámetros físico-químicos del agua.

Los resultados obtenidos respecto al pH en ambos muestreos se encontraron entre 7,40 y 8,05, salvo en algunos casos puntuales donde el pH fue ligeramente superior, sobre todo en el segundo muestreo posiblemente debido a la producción primaria en dichos puntos (Anexo 2). Estos datos coinciden con estudios realizados en diversos cursos de agua en la Sierra de Guara (Buera *et al.*, 1997). Los incrementos de pH en el agua de los ecosistemas acuáticos se producen generalmente relacionados con incrementos en la tasa de disolución del sustrato geológico, así como el incremento de la tasa fotosintética (Elosegi y Sabater, 2009).

Respecto a la conductividad, ésta se situó entre los 240 y los 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$, inferior a los resultados obtenidos en análisis hidroquímicos realizados en Guara previamente, concretamente en diversos puntos del río Guatizalema, y en la Hoya de Huesca (Buera *et al.*, 1997; Zufiaurre *et al.*, 2015). En estos trabajos la conductividad estuvo entre los 350 y 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el primer caso en la cuenca del río Guatizalema; y entre 500 y 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el segundo. Estos resultados manifiestan el hecho de que el agua contenida en la canal tiene su origen en el agua de lluvia recogida en la parte superior de la misma (el Canal d'O Ciego) que actúa a modo de embudo, y la breve

erosión que provoca a lo largo de su recorrido hasta quedar retenida en las pozas, siendo así muy reducido el contenido en cationes disueltos en el agua y dando conductividades muy reducidas.

Tal y como se ha observado en la figura 12 los resultados de oxígeno disuelto en las pozas muestran en general valores comprendidos entre los 4 y 8 mg/L en el primer muestreo salvo algunas excepciones con valores inferiores. Se trata de valores coincidentes con resultados obtenidos en estudios hidroquímicos de aguas del Pirineo cuyos valores en general abarcan el mismo intervalo (Puyal *et al.*, 1998). Las concentraciones bajas de oxígeno disuelto en el agua se relacionan habitualmente con tasas de respiración elevadas, a causa de la acumulación de materia orgánica muerta (Elosegi y Sabater, 2009). Este es el caso en las pozas de la Canal del Palomo, en algunas de las cuales se acumulaban restos vegetales de la cuenca, pero también restos de organismos animales en descomposición, apreciables a simple vista.

Por último, los resultados obtenidos respecto a la temperatura muestran homogeneidad a lo largo del tramo estudiado tanto en el primer muestreo como en el segundo, y son acordes a la temperatura ambiente en la zona en las épocas de los muestreos. Cabe destacar un ligero incremento de temperaturas a partir de la poza 7 en ambos muestreos (Fig. 13). Realizando el ascenso de la vía ferrata se pudo comprobar que la propia morfología de la canal era menos angosta a partir de dicho punto, lo que favorecía la exposición de radiación solar. Este fenómeno bien pudo favorecer el incremento en las temperaturas de dichas pozas, aunque no queda analizado dentro de este estudio.

5.2. Índice trófico de las pozas de la Canal del Palomo.

Tal y como se ha visto anteriormente, en el primer muestreo se obtuvieron resultados heterogéneos en cuanto a la concentración de clorofila contenida en el perifiton muestreado en cada poza. La calidad del agua es una de las variables que influyen en la diversidad y en la concentración del perifiton de los ríos y arroyos, pero no es la única (Toja, 2008). La heterogeneidad espacial en cada tramo, en lo que se refiere a diferencias de velocidad, tipo de sustrato, presencia o no de vegetación, radiación incidente; entre otras variables, determinan la evolución de esta comunidad. Las variaciones, tanto estacionales como anuales, de las condiciones ambientales determinan fluctuaciones en las poblaciones de estas algas, cuyo desarrollo depende de la temperatura, la intensidad luminosa, las características hidrodinámicas y las características fisicoquímicas de las aguas (Toja, 2008). En nuestro caso el primer muestreo coincidió con el inicio de julio y unas temperaturas elevadas del agua en cada poza, entre los 19 °C y los 22 °C (Fig.13), factor que podría favorecer el crecimiento del perifiton junto con las posibles sombras producidas por la propia morfología de la canal y la ausencia por completo de lluvias y, por tanto, de escorrentía.

La concentración de clorofila de las pozas de la Canal del Palomo obtuvo valores entre 0 y 18 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ para el primer muestreo y 0.017 y 7 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ para el segundo muestreo. En el primero, todas las pozas superaron el umbral de la

mesotrofia ($2 \mu\text{g}/\text{cm}^2$; Dodds, 1998) excepto la 4 y la 13. Dos de las pozas, la 1 y la 8 resultaron ser eutróficas ($>70 \mu\text{g}/\text{cm}^2$; Dodds, 1998). En cuanto al segundo muestreo, sólo la poza 2 superó el límite de la mesotrofia, el resto resultaron oligotróficas.

En las pozas 7, 9, 11 y 14, a pesar de encontrar concentraciones relativamente altas de clorofila *a* (Fig.14), las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua fueron las menores obtenidas (Fig. 12), mostrando un balance producción:respiración, decantado hacia la vía heterótrofa. Sin embargo, durante el segundo muestreo, las concentraciones de clorofila *a* obtenidas fueron bastante homogéneas. Este muestreo se produjo a finales de septiembre, periodo en el cual aumenta el número de precipitaciones y la temperatura del agua desciende en algunas pozas hasta en 6°C (Fig. 13). Las condiciones mencionadas anteriormente se tornaron más favorables para la concentración de oxígeno disuelto, ya que a pesar de obtener valores inferiores de clorofila *a* en todas las pozas, excepto la 2 y la 4, la concentración de oxígeno disuelto fue más elevada y homogénea en todas las pozas (Fig. 12). Este hecho a su vez se vio favorecido por la aparición de escorrentía puntual en la canal.

Por otra parte, la absorbancia obtenida tanto para el primer como para el segundo muestreo de pigmentos carotenoides y licopeno fue elevada. El licopeno se encuentra asociado a la presencia de cianobacterias, organismos que son capaces de resistir condiciones extremas de irradiancia (Hirschberg y Chamovitz, 1994). De tal manera, las algas del perifiton desarrollan su capacidad de crecer a intensidades de luz bajas y altas incrementando la concentración de diferentes carotenoides fotoprotectores (Forján *et al.*, 2007), otorgándoles las coloraciones pardo-amarillentas observadas en las muestras.

5.3. Estudio de la comunidad planctónica.

5.3.1. Fitoplancton.

Tal y como se ha reflejado en los resultados, durante el primer muestreo la composición de la comunidad fitoplanctónica está formada fundamentalmente por diatomeas (*Bacillariophyceae*), especialmente de los géneros *Navicula* sp. y *Nitzschia* sp., y *Cryptophyceae* del género *Chroomonas* sp. en la totalidad de las pozas (Fig. 15). Las diatomeas son un taxón cosmopolita de las que se conocen multitud de especies, en este caso se detectaron los géneros *Gomphonema* sp., *Closterium* sp., *Cymbella* sp., *Navicula* sp. y *Nitzschia* sp. Se trata de organismos que viven de manera bentónica asociada a sustratos diversos (piedras, vegetación, etc) en aguas generalmente dulces, de calidad buena o intermedia (Díaz *et al.*, 2007).

En el caso de las criptofitas, están representadas por el género *Chroomonas* sp., en la totalidad de las pozas. Se trata de un género de algas unicelulares tanto de agua dulce como del medio marino. En los humedales estas algas, que se desarrollan preferentemente en los meses fríos, suelen proliferar dando al agua una coloración pardo-rojiza. A muchos taxones se les asocia con lagos pobres en nutrientes, pero se pueden desarrollar en pequeños cuerpos de agua especialmente enriquecidos con

nutrientes. Una característica general es la capacidad de formar cistes de resistencia en condiciones desfavorables (Díaz *et al.*, 2007).

La predominancia de estos dos grandes grupos taxonómicos nos indica que durante el primer muestreo las condiciones ambientales en la Canal del Palomo dieron lugar a ambientes eutróficos en las pozas. Se trata de dos grupos taxonómicos que aprovechan los pulsos de nutrientes gracias a su estrategia de vida *r*, de la que sacan provecho en momentos de avenida cuando se producen pulsos de nutrientes (López-Flores *et al.*, 2014). Otros taxones asociados como *Cosmarium* sp. o *Euglena* sp. encontrados en algunas de las pozas, también son propios de aguas efímeras ó de aguas estancadas y ríos tanto de forma planctónica como asociada a diversas superficies; en el caso de *Euglena* sp. se emplea como indicador de eutrofia y contaminación en el agua entre moderada y alta (Díaz *et al.*, 2007).

En el segundo muestreo sucede de igual manera, se observó una predominancia de taxones de las clases *Bacillariophyceae* y *Cryptophyceae* (Fig. 16), en este caso con predominancia casi exclusiva en todas las pozas de los géneros *Chroomonas* sp. y *Navicula* sp., y con una abundancia más reducida (Tabla 9). Sin embargo desapareció casi por completo la presencia de especies características de entornos eutróficos como *Cosmarium* sp. y *Euglena* sp., permaneciendo únicamente en las pozas 8, 11, 13 y 14 de forma muy reducida. No obstante, cabe destacar un gran incremento en la abundancia del género *Scenedesmus* sp. en las pozas 11, 12 y 13 ya que este género, aunque se mueve en un amplio rango de nivel trófico, es más característico de medios enriquecidos (meso o eutróficos). Por todo esto se deduce que un cambio en las condiciones ambientales como el aumento de las precipitaciones y una reducción de la temperatura favorecen la reducción de la eutrofia a nivel general en la Canal del Palomo salvo en pozas puntuales donde las condiciones internas de reciclaje propician la acumulación de materia orgánica y nutrientes en el agua.

5.3.2. Zooplancton.

El zooplancton identificado durante el primer muestreo sigue el mismo patrón que el fitoplancton. Como bien definió Margalef (1983), ante un nivel trófico elevado, la densidad fitoplanctónica aumenta y está constituida principalmente por especies de pequeño tamaño, lo que se traduce a la vez en una comunidad de zooplancton en la que predominan pequeñas tallas (microfiltradores). Este hecho se confirma dentro del área de estudio, donde predominaron rotíferos y copépodos (Fig. 17), dando lugar a una comunidad zooplanctónica que por sí misma indica eutrofia. Los rotíferos son organismos prácticamente cosmopolitas cuya ecología de la especie y su abundancia puede ser un índice de eutrofia (Díaz *et al.*, 2007). La clase *Copepoda* constituye un grupo de pequeños crustáceos filtradores que nos acerca también a aspectos como la salinidad, la temperatura, el nivel trófico o la permanencia del agua en los sistemas acuáticos continentales (Margalef, 1983). Este taxón puede asumir el papel ecológico de varias especies a medida que va desarrollándose: en estadios larvarios (nauplio) actúan como microfiltradores pasivos, mientras que a medida que atraviesa los distintos estadios de desarrollo hasta adulto, el tamaño de partícula que filtra es mayor (Margalef, 1983). Cuando es adulto, en el caso de los ciclopoides que se han detectado en las muestras, puede incluso actuar como un depredador (Margalef,

1983). Este hecho, unido a que la capacidad de movimiento es diferente también en los distintos estadios del copépodo, confiere que una misma especie se caracterice por el uso de distintos nichos ecológicos en el sistema (Díaz *et al.*, 2007).

Destaca la presencia del phylum *Tardigrada* dentro del muestreo. Se trata de un taxón encontrado en el agua intersticial de sedimentos marinos y de agua dulce, en el suelo, y en plantas acuáticas y terrestres como algas, musgos, hepáticas y líquenes. Presenta una distribución cosmopolita, pero se sabe muy poco sobre su biogeografía. Algunas especies presentan una amplia tolerancia ecológica lo que repercute en una amplia distribución mundial y concuerda con el patrón ecológico expuesto anteriormente dentro de la Canal del Palomo. Los tardígrados exhiben un notable resiliencia contra condiciones abióticas extremas, incluyendo bajas y altas temperaturas (de -253°C a 151°C), radiación ionizante (hasta 6000Gy), vacío, alta presión (hasta 600MPa) y extrema desecación (Agerlin *et al.*, 2009).

Durante el segundo muestreo se encontró una predominancia casi exclusiva de rotíferos en todas las pozas, excepto la 7 y la 9 (Fig. 18). Este hecho concuerda con la tendencia descrita en el anterior muestreo, salvo que en este caso la población de copépodos se ve reducida en gran medida, tal y como sucedió con la abundancia general de los taxones identificados. Los taxones *Hydracarina* y *Tardigrada* desaparecen por completo en este muestreo salvo en la poza 1 para el primero. Esta disminución de la abundancia en la comunidad zooplanctónica, así como la desaparición casi completa de algunos de los taxones pareció ser debida a un cambio en las condiciones ambientales.

5.4. Composición de la comunidad de macroinvertebrados.

Tal y como se ha comentado en el apartado de resultados, la comunidad de macroinvertebrados analizada durante el primer muestreo mostró una predominancia de dípteros, concretamente de las familias *Culicidae* y *Chironomidae* (Fig. 19). Los dípteros acuáticos habitan en más tipos de agua que cualquier otro grupo de insectos y su biología es sumamente diversa (Hanson *et al.*, 2010). La familia *Culicidae*, forma parte del hiponeuston: sus individuos viven justo debajo de la superficie del agua debido a su modo de respiración. Apenas poseen capacidad locomotora por lo que predominan ambientes sin corriente de agua y aguas estancadas (Hanson *et al.*, 2010). En el caso de la familia *Chironomidae*, poseen hábitos bentónicos y utilizan seda para construir refugios y pegarlos al sustrato, que también es empleada como un “hilo de seguridad” para evitar que la larva sea arrastrada por la corriente (Tachet, 2010). Se trata de una familia habitual en ambientes eutróficos (Tachet, 2010) Los hábitos biológicos de ambas familias difieren, por tanto, ampliamente en cuanto al nicho ecológico ocupado por cada uno. Sin embargo la predominancia de estos taxones respalda un hecho mencionado anteriormente, el carácter mediterráneo del caudal de los arroyos de montaña en la Sierra de Guara. Otros dípteros encontrados en este muestreo son las familias *Stratiomidae*, *Psychodidae*, *Ceratopogonidae* y *Limoniidae*. Estos taxones poseen hábitos bentónicos manteniéndose ocultos bajo el

sustrato, o bien semibentónicos y permaneciendo agarrados a macrófitos y rocas adheridas al sustrato (Hanson *et al.*, 2010).

Destaca la presencia de la familia de hemípteros *Veliidae* en las pozas 4 y 8, que se caracteriza por formar parte del epineuston viviendo en la fase aérea sobre la película de aguas tranquilas y estables. Esto concuerda con la amplia abundancia de culícidos y los patrones anteriormente descritos, ya que durante el primer muestreo tuvo lugar un periodo de sequía dentro de la canal con ausencia de corriente superficial de agua.

Durante el segundo muestreo, sin embargo, encontramos el caso contrario con una amplia reducción de la abundancia de culícidos en la mayoría de las pozas (Fig. 20) y con una distribución pequeña, pero homogénea de la familia *Baetidae*. Este tipo de efemerópteros se caracterizan por tener un cuerpo hidrodinámico y un abdomen aplanado para impulsarse y nadar, pudiendo habitar así entornos con corriente de agua. Este hecho junto con un incremento en el índice de diversidad en la mayoría de las pozas concuerda con los anteriores resultados del segundo muestreo indicando una mejora de la calidad de las condiciones ambientales en esa fecha.

5.5. Abundancia de *Calotriton asper* en la Canal del Palomo.

El número de individuos de *Calotriton asper* en la Canal del Palomo difirió, tanto en los dos muestreos, como a lo largo del transecto estudiado (Fig. 21). El total de individuos detectados durante el primer muestreo fue de 30, mientras que durante el segundo muestreo fue de 46 individuos. Esta diferencia puede deberse a que el tritón pirenaico posee la capacidad de esconderse bajo las rocas y piedras y permanecer así indetectable a la vista (Montori *et al.*, 2007). Durante el primer muestreo se pudo apreciar una predominancia en su distribución en las pozas más altas (11, 12, 13 y 14), mientras que en el segundo muestreo se observaron individuos en todas las pozas sin encontrar grandes agrupaciones de individuos. El hecho de que durante el primer muestreo se encuentren agrupados los individuos en las pozas finales concuerda con el volumen de agua que estas contienen, ya que son las pozas más voluminosas (Tabla 7) y por tanto son las que más agua mantienen en periodos de sequía. Posiblemente esto provoque que estas pozas tengan la función de “sumideros” conservando gran parte de la población cuando hay condiciones ambientales desfavorables en verano, y permitiendo su posterior dispersión a lo largo de la canal con la recuperación de la escorrentía al final de este.

Durante el segundo muestreo se identificaron individuos subadultos en las pozas 8, 12 y 14, compartiendo espacio con individuos adultos en el agua, hecho que contrasta con la biología de este estado fenológico descrita (Despax, 1923; Thorn, 1968) según la cual, los tritones pirenaicos llevan una vida prácticamente terrestre hasta la madurez sexual, momento en el que regresan al agua. Despax (1923a, 1923b) y Montori (1988) comentan la dificultad de hallar a estos ejemplares en tierra. Sin embargo, en los límites de su distribución existen muchas poblaciones en las que

los subadultos llevan una vida prácticamente acuática (Montori, datos inéditos). Esto se debe a que se trata de localidades muy extremas en las que las condiciones ecológicas del medio terrestre no son las más favorables para la presencia de los subadultos fuera del agua (temperaturas excesivamente altas o bajas, o por falta de cobertura vegetal). Dentro de la mayoría del transecto estudiado encontramos esta ausencia de refugio terrestre apreciando una cobertura vegetal escasa compuesta fundamentalmente por vegetación rupícola, concretamente se identificaron tres especies: *Asplenium trichomanes*, *Adiantum ceterach* y *Adiantum capillus-veneris*. Las pozas con mayor cobertura vegetal fueron la 9 y la 10, con la presencia de una higuera en cada una de ellas. A pesar de ello, el único individuo detectado en ellas fue una larva (poza 10, muestreo 1).

5.6. Distribución de biomasa en la cadena trófica.

La ley de la conservación de la energía enuncia que esta no se puede crear ni destruir, sólo transformarse. En el ecosistema, las transformaciones surgen principalmente de las interacciones tróficas con distintas eficiencias de transferencia de energía que, expresada en términos de biomasa, fluye con mayor gasto a través de los consumos reduciéndose en el biotopo conforme se transfiere en la red trófica (Salcido, 2006). Este concepto de circulación de la energía en la cadena se conoce como “Diezmo ecológico” y fue introducido por Lindman (1942). Generalmente se aplica en estudios diversos de ecología estimando un 10% aproximado de energía que circula desde que se origina con la producción primaria hasta que pasa sucesivamente al siguiente eslabón.

Dada la falta de información acerca del peso seco del tritón pirenaico, éste se obtuvo de forma estimada a partir del peso de *Triturus boscai* (Díaz Paniagua y Mateo, 1999). Para la determinación del peso por tanto, se empleó la siguiente relación:

$$\text{Peso fresco (g)} = (0,0393 \cdot L) - 1,4134$$

Donde L equivale a la longitud del individuo (mm).

A partir del peso fresco del individuo se obtiene el peso seco, o biomasa, mediante la siguiente relación:

$$\text{Peso seco (g)} = (\text{Peso fresco} \cdot 2,4) / 12$$

En estas relaciones se empleó la longitud media de individuo de *Calotriton asper* de machos y hembras de 100 mm (Montori y Llorente, 2014), ya que en este estudio no se han manipulado los individuos vistos en la Canal del Palomo y, por tanto, no se han medido.

En la Tabla 14 y Anexo 3 se resumen los resultados obtenidos de biomasa en cada punto de la cadena trófica y el porcentaje de diezmo ecológico que se mantiene en cada punto de la red trófica, desde la producción primaria hasta la biomasa de tritón.

Durante el primer muestreo en la mayoría de las pozas hay un porcentaje muy inferior al 10% de paso de producción primaria a la producción secundaria, con valores entre 0,32% y 2,63% salvo en las pozas 4, 11 y 12 en las que se triplica o cuadruplica este valor base. La media del paso de energía entre el primer y segundo escalón de la cadena trófica es cercana al 11%. Esta relación no se mantiene con el porcentaje obtenido del paso de producción secundaria a la biomasa de tritón, ya que este porcentaje se sobrepasa el 10% en todas las pozas con presencia de tritón con valores entre 68% y 497%, y un valor medio de 139%.

Durante el segundo muestreo tampoco se mantiene esta relación para el paso de producción primaria a secundaria, sobrepasando en la mayoría de las pozas el 10% estimatorio salvo en las pozas más altas (11, 12, 13 y 14). Destaca la poza 2 ya que al no haber prácticamente producción secundaria, no hay intercambio de energía con ese nivel trófico. El paso medio de energía desde los productores primarios a los secundarios es del 50%. El porcentaje de biomasa que se transfiere en la red a la biomasa de tritón sin embargo, continúa con la misma relación que en el primer muestreo aunque, el valor medio es aún mayor (1453%).

Tabla 14. Obtención de biomásas en la cadena trófica.

Muestreo	Poza	Producción Primaria (PP, g)	PP-PS (%)	Producción Secundaria (PS, g)	PS-BT (%)	Biomasa Tritón (BT, g)
1	1	64,21	1,22	0,78	128,73	1,01
1	2	8,13	0,32	0,03	0,00	0,00
1	4	2,31	28,68	0,66	0,00	0,00
1	7	11,16	9,04	1,01	149,62	1,51
1	8	21,38	0,77	0,16	0,00	0,00
1	9	22,61	0,90	0,20	0,00	0,00
1	10	13,68	0,85	0,12	432,42	0,50
1	11	14,51	35,41	5,14	68,57	3,52
1	12	9,79	44,01	4,31	140,11	6,04
1	13	7,70	2,63	0,20	497,71	1,01
1	14	19,44	2,38	0,46	108,68	0,50
Media muestreo 1		17,72	11,47	1,19	138,71	1,28
2	1	14,88	14,56	2,17	69,70	1,51
2	2	22,73	0,00	0,00	0,00	0,00
2	4	4,72	34,78	1,64	61,26	1,01

2	7	2,09	14,91	0,31	1131,30	3,52
2	8	0,37	48,26	0,18	1948,60	3,52
2	9	0,07	337,11	0,24	0,00	0,00
2	10	1,28	102,08	1,31	0,00	0,00
2	11	0,57	0,95	0,01	9228,98	0,50
2	12	2,29	8,90	0,20	1235,10	2,52
2	13	2,81	6,23	0,18	860,96	1,51
2	14	1,96	5,31	0,10	1454,31	1,51
Media muestreo 2		4,89	52,10	0,58	1453,66	1,42

Durante la época de sequía gran parte de la producción secundaria se basó en la producción primaria, aunque con gran heterogeneidad entre pozas. En otoño (muestreo 2), el aporte de materia orgánica alóctona asociada a la circulación de agua permitió sostener una biomasa de productores secundarios 5 veces superior a lo esperable. En cuanto al paso de energía al tritón desde la producción secundaria, es insuficiente sobre todo en la época con más caudal (muestreo 2), lo que sugiere que el origen de la alimentación, en este caso, también es principalmente alóctono. Este hecho manifiesta el carácter generalista de la especie, siendo capaz de alimentarse de presas terrestres de deriva, no recogidas por tanto dentro de este estudio, en mayor medida de lo que lo haría en su hábitat óptimo que supondría un 8,26% de su dieta (Montori y Llorente, 2014). Ejemplo de ello es la Tabla 2 vista anteriormente donde se observa que parte de la alimentación potencial está compuesta por coleópteros y lepidópteros adultos. El carácter aleatorio y variable de este aporte alimenticio alóctono podría suponer que esta población de tritón pirenaico también pase largos periodos de ayuno al igual que sucede con las poblaciones cavernícolas (Clergue Gazeau, 1969).

6. Conclusiones.

- Las pozas de la Canal del Palomo con mayor volumen son la 1, 11, 12 y 14. Estas pozas mantuvieron agua durante todo el año, pudiendo actuar como refugio, sumideros, en periodos de desecación.
- El sustrato hallado en las pozas de la Canal del Palomo constituye un factor favorable para la supervivencia de *C. asper*, permitiéndole refugiarse conservando la humedad en periodos de sequía.
- La cobertura vegetal en las pozas es muy baja, salvo la presencia de algunos helechos y dos higueras detectadas en las pozas más elevadas, siendo la radiación solar incidente baja, debido a la morfología de la canal.
- El pH medio encontrado en la canal tiene un carácter ligeramente básico (7,7), especialmente durante el segundo muestreo (8,1), resultado de la disolución del sustrato y de un incremento en la tasa fotosintética.
- La conductividad media del agua es baja y similar en ambos muestreos (251,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 339,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente), lo que demuestra que la cantidad de iones disueltos a consecuencia de la erosión es baja y constante.
- La concentración de oxígeno disuelto en el agua es bastante homogénea entre las pozas durante el segundo muestreo (0.9 mg/L de desviación estándar), aunque no lo es tanto en el primero (3,6 mg/L de desviación estándar). Las concentraciones bajas detectadas en ambos casos se pueden deber a altas tasas de respiración causadas por la acumulación de materia orgánica en las pozas.
- La concentración de clorofila de las pozas superó el umbral de la mesotrofia durante el primer muestreo (2 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$), excepto las pozas 1 y 8 que resultaron ser eutróficas (>70 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$). Durante el segundo muestreo resultaron ser oligotróficas casi la totalidad de las pozas.
- La coloración pardo-amarillenta detectada en las muestras de perifiton, especialmente durante el primer muestreo, fue causada gracias a una mayor concentración de pigmentos carotenoides y de licopeno (cianobacterias). Estos pigmentos tienen un carácter fotoprotector asociado a una mayor radiación solar estacional.
- La predominancia de diatomeas y criptófitos durante el primer muestreo de la comunidad planctónica indican un ambiente eutrófico en las pozas de la canal. Sucede de igual manera durante el segundo muestreo, en contraposición con la concentración de clorofila bentónica determinada en el mismo que indica un ambiente oligotrófico en la totalidad de las pozas a excepción de la 2.

- La composición de la comunidad zooplanctónica y de macroinvertebrados se asoció a niveles elevados de eutrofia en las pozas durante la época de sequía, con predominancia de rotíferos y copépodos, en el primer caso, y de dípteros en el segundo.
- Durante el segundo muestreo, la época de lluvias, se apreció el incremento de rotíferos, en el caso del zooplankton; y la aparición de baétidos en el caso de los macroinvertebrados.
- Se detectaron 30 y 46 individuos detectados de *Calotriton asper* en cada uno de los muestreos respectivamente. En el periodo estacional no se detectaron juveniles aunque sí larvas. Durante el segundo muestreo se detectaron todos los estados fenológicos.
- Las condiciones de la canal fomentan que la media de paso de energía entre el primer y el segundo escalón de la cadena trófica sea cercana al 10% indicado por la ley del diezmo ecológico durante la época de sequía, cuando se conserva en gran medida con aportes de nutrientes procedentes del reciclaje interno. Sin embargo, durante el segundo muestreo se incrementó a un 50% de media, lo que indica un aporte externo de materia orgánica.
- El paso del segundo escalón de la cadena trófica a la biomasa de tritón es muy superior en ambos muestreos a lo esperable. Fenómeno que se sustenta gracias a un aporte de alimento alóctono o de presas terrestres.

7. Bibliografía.

Agerlin K, Persson D, Ramløv H, Westh P, Møbjerg R, Møbjerg N. *Cyclomorphosis in Tardigrada: adaptation to environmental constraints*. 2002. Departamento de Biología, Universidad de Copenhagen.

Aizen AM, Alcántara J, Arroyo J, Cocucci A, Galetti M, García M, García D, Gómez J, Jordano P, Medel R, Navarro L, Obeso J, Oviedo R, Ramírez N, Rey P, Traveset A, Verdú M, Zamora R. 2015. *Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world*. Sociedad británica ecológica. Functional Ecology, 29: 299-307.

Amat F, Carranza S. 2005. *Taxonomy, biogeography and evolution of Euproctus (Amphibia: Salamandridae), with the resurrection of the genus Calotriton and the description of a new endemic species from the Iberian Peninsula*. Zoological Journal of the Linnean Society, 145: 555-582.

Amengual B, Aparicio-González A, Balbín R, Fernández-Corregidor JF, Fernández-de-Puelles ML, García-Martínez MC, Gazá M, Jansá J, López-Jurado JL, Morillas-Kieffer A, Moya-Ruiz F, Plaza-Jorge F, Serra-Tur M, Vargas-Yáñez M, Vicente L. 2014. *Protocolos RADMED. Procedimientos a seguir en las campañas del proyecto RADMED*. Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Baleares.

Araújo M, Guilhaumon F, Rodrigues D, Pozo I, Gómez R. 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático*. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Arrayago MJ, Olano I, Ruiz de Azua N. 2005. *Censo y caracterización de las poblaciones de tritón pirenaico y sapo de espuelas en la CAPV*. Memoria inédita Ekos estudios ambientales S.L-Gobierno Vasco.

Blaustein A, Wildy E, Belden L, Hatch A. 2001. *The influence of abiotic and biotic factors on amphibians in ephemeral ponds with special reference to long-toed salamanders (Ambystoma macrodactylum)*. Israel Journal of Zoology, 47: 333–345.

Bergerandi A, Arzoz MJ. 1991. *Euproctus asper* en Guipúzcoa. Munibe (Ciencias Naturales-Natur Zientziak): 43-123.

Bosch J, Tejedo M, Lecis R, Miaud C, Lizana M, Edgar P, Martínez-Solano I, Salvador A, García-París M, Recuero Gil E, Márquez R, Geniez P. 2006. *Euproctus asper*. 2007 IUCN Red List of Threatened Species.

Bosch J, Tejedo M, Lecis R, Miaud C, Lizana M, Edgar P, Martínez-Solano I, Salvador A, García-París M, Recuero-Gil E, Márquez R, Geniez P. 2008a. *Calotriton asper*. 2008 IUCN Red List of Threatened Species.

Bosch J, Tejedó M, Lecis R, Miaud C, Lizana M, Edgar P, Martínez-Solano I, Salvador A, García-París M, Recuero-Gil E, Márquez R, Geniez P. 2008b. *Euproctus asper* (Dugès, 1852). Pyrenean Brook Salamander: 641-642.

Buera J, Cuchí JA, Manso JA. 1997. *Hidroquímica de las aguas anturales de los sectores occidental y central de la Sierra de Guara (Huesca)*. Lucas Mallada, 9:35-63.

Brucet, S. 2003. *Zooplankton structure and dynamics in Mediterranean marshes (Empordà Wetlands): a size-based approach*. Tesis Doctoral. Universidad de Girona, España.

Clergue-Gazeau M. 1969a. Alimentation de l'Euprocte dans les grottes. *Annales de Spéléologie*, 24: 361-364.

Clergue-Gazeau M. 1969b. *Metamorphose chez les Euproctes épigés placés à l'obscurité de la grotte de Moulis*. *Annales de Spéléologie*, 24: 349-359.

Clergue-Gazeau M. 1971. *L'Euprocte pyrénéen. Consequence de la vie cavernicole sur son développement et sa reproduction*. *Annales de Spéléologie*, 25: 825-960.

Clergue-Gazeau M. 1972. *L'Euprocte Pyreneen. Consequences de la vie cavernicole sur son developpement et sa reproduction*. Facultad de Ciencias de l'Université Paul-Sabatier. Edición del Centre National de la Recherche Scientifique.

Clergue-Gazeau M. 1976. *Reproduction des Urodèles. Perturbations apportées a la reproduction de l'espèce Euproctus asper epigée par sa mise en élevage a la grotte de Molis: II Euproctus asper Femelle*. *Annales de Spéléologie*, 31: 163-168.

Clergue-Gazeau M, Martínez-Rica JP. 1978. Les différents biotopes de l'urodèle pyrénéen, *Euproctus asper*. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 114: 461-471

Colomer, M. A., Montori, A., García, E., Fondevilla, C. (2014). *Using a bioinspired model to determine the extinction risk of Calotriton asper populations as a result of an increase in extreme rainfall in a scenario of climatic change*. *Ecological Modelling*, 281: 1-14.

Cuchí JA, Rausa JA, Villarroel JL. 2013a. *Nota sobre la cavidad de los Murciélagos (Vadiello, Huesca)*. Lucas Mallada, 15: 205-213.

Cuchí JA, Villarroel JL, Domingo R, Montes L, Oliván C. 2013b. *El edificio tobáceo de Isarre (Santolaria la Mayor, Huesca)*. Lucas Mallada, 15: 85-97.

Cuchí JA, Setrini J. 2004. *Primera aproximación al cálculo de avenidas en los cañones fluviokársticos de la Sierra de Guara (Huesca, España)*. Lucas Mallada, 11: 93-104.

Decreto 181/2005, de 6 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General

de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. Boletín oficial de Aragón. 23 de septiembre de 2005, 114: 11527-11532.

De Pous P, Montori A, Amat F, Sanuy Delfi. 2015. *Range contraction and loss of genetic variation of the Pyrenean endemic newt Calotriton Asper due to climate change*. Regional Environment Change.

De Sá R O. 2005. *Crisis global de biodiversidad: importancia de la diversidad genética y la extinción de anfibios*. Agrociencia, Vol IX, Nº 1 y Nº2: 513-522

Decreto 164/1997, de 23 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque de la Sierra y Cañones de Guara. Boletín oficial de Aragón. 8 de octubre de 1997, 117: 5332-5371.

Decreto 263/2001, de 23 de octubre, del Gobierno de Aragón, por el que se modifica el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque de la Sierra y Cañones de Guara, aprobado por Decreto 164/1997, de 23 de septiembre, del Gobierno de Aragón. Boletín Oficial de Aragón. 14 de noviembre de 2001, 134: 8882-8883.

Decreto 204 /2014, de 2 de diciembre, del Gobierno de Aragón, por el que aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. Boletín Oficial de Aragón. 19 de diciembre de 2014, 248: 39815-39895.

Del Valle M, Espona J. 2003. Análisis territorial del parque de la sierra y Cañones de Guara y su entorno. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.

Despax, R. 1923a. *Contribution à l'étude anatomique et biologique des batraciens Urodèles du groupe des Euproctes et spécialement de l'Euprocte des Pyrénées*. Facultad de Ciencias de Paris. Serie A, Nº 929. Bonnet, Toulouse.

Despax, R. 1923b. *Contribution à l'étude anatomique et biologique des Batraciens Urodèles du groupe des Euproctes et spécialement de l'Euprocte des Pyrénées Triton (Euproctus) asper*. Boletín de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse, 51: 185-440.

Díaz-Paniagua C, Mateo JA. 1999. Geographic variation in body size and life-history traits in Bosca's newt (*Triturus boscai*). British Herpetological Society. Herpetological Journal, 9: 21-27

Díaz JJ, Perea E, Moreira JM, García M, Burgos MD, García E. 2007. *Atlas de Microorganismos Planctónicos Presentes en los Humedales de Andalucía*.

Directiva 2000/60/CE del parlamento europeo y del consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 22 de diciembre de 2000. L 327/1

Dodds W, Jones J, Welch E. 1998. *Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus*. Water Research, 32: 1455-1462.

Elosegi A, Sabater S. 2009. *Conceptos y Técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao.

Falcón J M. 1982. *Los anfibios y reptiles de Aragón*. Librería General S.A., Zaragoza.

Falcón J M, Clavel F. 1987. *Nuevas citas de anfibios y reptiles de Aragón*. Revista Española de Herpetología, 2: 83-130.

Fisher M, Garner T, Walker, S. 2009. *Global emergence of Batrachochytrium dendrobatidis and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host*. Annual review of microbiology, 63, 291-310.

Forján E, Garbayo I, Casal C, Vílchez C. 2007. *Enhancement of carotenoid production in Nannochloropsis by phosphate and sulphur limitation*. Department of Chemistry and Material Sciences. Universidad de Huelva.

García-París M. 1985. *Los anfibios de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

García-Paris M, Montori A, Herrero P. 2004. *Amphibia: Lissamphibia*. Museo nacional de Ciencias Naturales.

Gosá, A., Bergerandi, A. 1994. *Atlas de distribución de los Anfibios y Reptiles de Navarra*. Munibe, Ciencias Naturales, 46: 109-189.

Grayson K, Roe A. 2008. *Terrestrial Movements and Habitat Use of Juvenile and Emigrating Adult Eastern Red-Spotted Newts, Notophthalmus viridescens*. Journal of Herpetology, 42: 22–30.

Guerrero-Campo J. 1995. *Variación altitudinal y dimorfismo sexual en la coloración y biometría del tritón pirenaico (Euproctus asper, Amphibia-Salamandridae)*. Lucas Mallada, 7: 213-225.

Guillaume O, Cavagnara F. 1998. *Spatial and temporal distribution of Euproctus asper from hypogean and epigean populations: experimental and fieldwork studies*. Mémoires de Biospéologie, 25: 145-156.

Guillaume, O. 1999. *Cloacal glands in Euproctus asper (Caudata, Salamandridae)*. Mémoires de Bioespéologie, 26:17-23.

Guillaume, O. 2006. *L'Euprocte des Pyrénées. Données et hypothèses sur la biogéographie de l'Euprocte des Pyrénées en Ariège*. 1er encuentro Naturalista de Ariège.

Paul H, Monika S, Alonso R. 2010. *Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos*. Revista de Biología Tropical, 58: 3-37.

Hillebrand H, Duřrselen CD, Kirschtel D, Pollingher U, Zohary T. 1999. *Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae*. J. Phycol. 35, 403-424.

Hirschberg J, Chamovitz D. 1994. *Carotenoids in Cyanobacteria*. The Molecular Biology of Cyanobacteria: 559-579.

Jaeger RG. 1978. *Plant climbing by salamanders: periodic availability of plant-dwelling prey*. Copeia: 686-691.

La Marca E, Lips K, Lötters S, Puschendorf R, Ibáñez R, Rueda-Almonacid J, Schulte R, Marty C, Castro F, Manzanillo-Puppo J, García-Pérez J E, Bolaños F, Chávez G, Pounds J A, Toral E, Young B E. 2005. *Catastrophic population declines and extinction in Neotropical harlequin frogs*. Biotropica, 37: 190-201.

Lancaster J, Hildrew AG. 1993. *Flow Refugia and the Microdistribution of Lotic Macroinvertebrates*. Journal of the North American Benthological Society, 12: 385-393.

Ley 14/1990, de 27 de diciembre, por la que se declara el Parque de la Sierra y Cañones de Guara. Boletín Oficial de Aragón. 21 de enero de 1991, 8: 147-169.

Ley 6/1998, de 19 de mayo, de Espacios Naturales Protegidos de Aragón. Boletín Oficial del Estado. 11 de junio de 1998, 139: 19296-19311.

Ley 6/2014, de 26 de junio, por la que se modifica la Ley 6/1998, de 19 de mayo, de Espacios Naturales Protegidos de Aragón. Boletín Oficial del Estado. 1 de agosto de 2014, 186: 61658-61692.

Lizana M, Pleguezuelos J M, Márquez R. 2002. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española.

López-Flores R, Quintana, XD, Romaní, AM, Bañeras L, Ruiz-Rueda O, Compte J, Green AJ, Egozcue JJ. 2014. *A compositional analysis approach to phytoplankton composition in coastal Mediterranean wetlands: Influence of salinity and nutrient availability*. Estuar. Coast. Shelf Sci, 136: 72-81.

Lopez-Martínez J, Freixes A. 1989. *El karst en los Pirineos españoles*. El karst en España, 4: 131-144.

Maluquer-Margalef, J. 1983. *Fauna herpetològica de les serralades exteriors del prepirineu occidental de Catalunya*. Miscelánea Zoológica, 7: 117-129.

Maluquer-Margalef, J. 1984. *Nouvelles données sur la répartition sous-pyrénéen d'Euproctus asper (Dugès 1852)*. Boletín de la Société Herpetologique de Francia, 29: 38-43.

Martínez-Rica JP. 1997. *Euproctus asper* (Dugès, 1852). *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Sociedad Europea Herpetologica. Muséum Natinal de la Historia Natural. Paris.

Middleton E, Herman J, Celarier E, Wilkinson J, Carey C, Rusin R. 2001. *Evaluating ultraviolet radiation exposure with satellite data at sites of amphibian declines in Central and South America*. *Conservation Biology*, 15: 914-929.

Meléndez-Martínez AJ, Britton G, Vicario I, Heredia F. 2007. *Relationship between the colour and the chemical structure of carotenoid pigments*. *Food Chemistry*, 101: 1145-1150.

Montes L, Utrilla P. 2009. *El Magdaleniense en la vertiente sur del Pirineo occidental y central*. XIV Col. loqui de Puigcerdà. Els Pirineus i les Àrees circumdants durant el Tardiglacial. Puigcerdà: 461-491.

Montori, A., Llorente, G. A., Nadal, J. (1982). *Niveles de residuos plaguicidas organoclorados en el tritón pirenaico (Euproctus asper Dugès, 1852)*. P. Cent. pir. Biol. exp., 13: 33-38.

Montori, A. 1988. *Estudio sobre la biología y ecología del tritón pirenaico Euproctus asper (Dugès, 1852) en La Cerdanya*. Universidad de Barcelona.

Montori, A. 1991. *Alimentación de los adultos de Euproctus asper (Dugès, 1852) en la montaña media del prepirineo catalán (España)*. *Revista Española de Herpetología*, 5: 23-36.

Montori, A. 1992. *Alimentación de las larvas de tritón pirenaico, Euproctus asper, en el prepirineo de la Cerdaña, España*. *Amphibia-Reptilia*, 13: 157-167.

Montori, A. 1997. *Trophic segregation between the Pyrenean Newt (Euproctus asper) and the Brown Trout (Salmo trutta fario)*. *Herpetologia Bonnensis*. Bonn.

Montori A, Llorente G, Santos X, Carretero M. 2002. *Euproctus asper (Dugès, 1852)*. Tritón pirenaico: 48-50.

Montori A, Herrero P. 2004. Caudata. En: *Amphibia, Lissamphibia*. García-París M, Montori A, Herrero P. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.

Montori A, Llorente G, Carretero M, Santos X, Richter-Boix A, Franch M, Garriga, N. 2007. *Bases para la gestión forestal en relación con la herpetofauna*. Conservación de la Biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal. Lleida.

Montori A, Llorente G A. 2014. *Tritón pirenaico – Calotriton asper*. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Nichols. 2004. *Tertiary alluvial fans at the northern margin of the Ebro basin: a review*. Department of Geology. Universidad de Londres.

Nicol, A. 1990. *L'euprocte des Pyrenees Euproctus asper asper (Duges 1852)*. Arudy, France.

Orden de 28 de diciembre de 2015, del Consejero de Desarrollo Rural y Sostenibilidad, por la que se regula la práctica de la escalada en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara y su Zona Periférica de Protección. Boletín Oficial de Aragón. 8 de febrero de 2016, 25: 2130-2179.

Oscos J, Galicia D, Miranda R. 2011. *Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados en la cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro.

Parra-Olea G, Martínez-Meyer E, Pérez-Ponce de León G. 2005. *Forecasting climate change effects on salamander distribution in central México highlands*. Biotropica, 37: 202-208.

Piracés V J. 2014. *Estudio poblacional y fenológico de Rana pirenaica y Calotriton asper en el Pirineo Aragonés (Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido)*. Universidad de Zaragoza.

Pleguezuelos J M, Márquez R y Lizana M. 2002. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza. Asociación Herpetológica Española. Madrid.

Puyal MA, Cuchí JA, Manso JA. 1998. *Hidroquímica de Aguas naturales del Pirineo Altoaragonés*. Lucas mallada, 10: 173-187.

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Boletín oficial del Estado. 23 de febrero de 2011, 46: 20912-20951.

Rodrigues-Capítulo A, Muñoz I, Bonada N, Gaudes A, Tomanova S. 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. 253-267.

Rodríguez-García L, Diego-Rasilla FJ. 2006. *Use of a magnetic compass for Y-axis orientation in premetamorphic newts (Triturus boscai)*. Journal of Ethology, 24: 111-116.

Salcido LA. 2006. *Estructura y Flujos de Biomasa en un Ecosistema Bentónico Explotado en el Sur de Sinaloa, México*. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.

Salvador A, García-París M. 2001. *Anfibios españoles. Identificación, historia natural y distribución*. Canseco editores. Talavera de la Reina.

Sánchez-Hernández J. 2014. *Disentangling prey-handling efficiency of larval newts through multivariate prey trait analysis*. Journal of Natural History, 48: 31-32.

Serra-Cobo, J. 1998. *Presencia de tritón melánico (Euproctus asper) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Lucas Mallada, 1: 203-204

Serra-Cobo J, Marquès-Bonet T, Martínez-Rica J. 2000. *Ecological segregation between Rana pyrenaica and Rana temporaria and differential predation of Euproctus asper on their tadpoles*. Netherlands Journal of Zoology, 50: 65-73.

Smok L. 1980. *Relationships between body size and biomass of aquatic insects*. Freshwater Biology, 10: 375-383.

Stallard R F. 2001. *Possible environmental factors underlying amphibian decline eastern Puerto Rico: analysis of U.S. government data archives*. Conservation Biology, 15: 943-953.

Steiner, H. Stall, E. 1953. *Die Krallen und Hornpapillen des Pyrenaenmolches, Euproctus asper (Duges)*. Rev. Suisse Zool., 60: 472-482.

Streble H, Krauter D. 1987. *Atlas de los microorganismos de agua dulce: la vida de una gota de agua*. Barcelona.

Stuart S. 2012. *Responding to the amphibian crisis: too Little, too late?* IUCN Species Survival Commission. Alytes, 29: 9-12

Sun J, Liu D. 2003. *Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton*. Journal of Plankton Research, Vol.25, 11: 1331–1346

Tachet H, Usseglio-Polatera P, Richoux P, Bournaud M. 2010. *Invertébrés d'eau douce systématique, biologie, écologie*. CNRS.

Terradez M. 2000. *Análisis de Componentes Principales*. UOC

Thiesmeier, B., Hornberg, C. 1986. *Euproctus asper (Dugès, 1852)*. Salamandra, 22: 196-210.

Thorn, R. 1968. *Les salamandres d'Europe, d'Asie et d'Afrique du Nord*. Paul Lechevalier, Paris.

Uiblein F, Durand J, Juberthie C, Parzefall J. 1992. *Predation in caves: the effects of prey immobility and darkness on the foraging behaviour of two salamanders, Euproctus asper and Proteus anguinus*. Behavioural Processes, 28: 33-40.

Vicente E, de Hoyos C, Sánchez P, Cambra J, Ector L, Sabater S, Cirujano S, Gutiérrez C, Alba - Tercedor J, Pardo I, Prat N, Pujante A, Sostoa A, García D, García-Berthou E. 2005. *Metodología para el establecimiento ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro.

Vicente JL. 2007. *Introducción al Análisis Cluster*. Universidad de Salamanca.

Vrendenberg V T. 2004. *Reversing introduced species effects: experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog*. Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America, 101: 7646-7650.

Watkins J, Rudstam L, Holeck K. 2011. *Length-weight regressions for zooplankton biomass calculations – A review and a suggestion for standard equations*. Universidad de Cornell.

Zufiaurre R, Traba L, Cuchí JA. 2015. *Caracterización hidroquímica de las aguas en la Hoya de Huesca*. Lucas Mallada, 17: 17-44.

8. Anexos.

Anexo 1. Evolución de las temperaturas y precipitaciones en Vadiello entre los años 1998 y 2016. Fuente: SAIH EBRO (www.saihebro.com)

Año	T máx (°C)	T min (°C)	T media (°C)	Precipitación (l/m ²)
1998	40,00	-6,00	14,48	35,68
1999	38,00	-10,00	13,92	34,52
2000	37,00	-7,00	14,03	54,27
2001	39,00	-11,00	13,90	45,22
2002	39,00	-4,00	14,16	57,99
2003	39,00	-7,00	14,59	72,34
2004	39,00	-7,00	13,97	34,30
2005	40,00	-9,00	13,80	35,78
2006	39,00	-5,00	14,67	38,08
2007	39,00	-7,00	14,17	40,15
2008	38,00	-5,00	13,68	72,65
2009	38,00	-7,00	14,58	56,93
2010	36,00	-8,00	12,66	69,35
2011	38,00	-7,00	14,12	50,62
2012	40,00	-6,00	13,71	51,75
2013	35,00	-6,00	12,74	55,48
2014	35,00	-4,00	13,68	68,75
2015	39,00	-6,00	13,98	35,92
2016	37,00	-5,00	13,45	62,27

Anexo 2. Parámetros físico-químicos obtenidos en ambos muestreos.

Muestreo	Poza	pH	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	O2 disuelto (mg/L)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
1	1	7,41	245	5,55	19,2
1	2	7,78	244	7,42	19,5
1	4	7,68	250	5,75	20,2
1	7	7,4	303	2,53	19,2
1	8	7,81	243	6,8	20,5
1	9	7,57	265	2,24	20
1	10	8,03	250	8,35	20,1
1	11	7,56	249	4,54	22
1	12	7,8	236	5,22	20,6
1	13	8,17	240	14,8	20,9
1	14	7,54	237	1,7	20
2	1	7,6	233	6,48	14,5
2	2	7,83	232	8,82	14,4
2	4	8,08	253	6,73	14,4
2	7	7,94	282	5,7	14
2	8	8,35	274	8,12	14,4
2	9	8,39	323	7,33	16,3
2	10	7,88	349	6,91	15,9
2	11	8,01	334	6,08	15,5
2	12	7,97	327	6,41	15,8
2	13	8,22	714	7,62	16,4
2	14	8,46	415	6,13	15,5

Anexo 3. Obtención de biomásas en la cadena trófica.

Muestreo	Poza	Fitoplancton (g)	Perifiton (g)	Zooplancton (g)	Macro-invertebrados (g)	Biomasa triton (g)
1	1	5,64E-10	6,42E+01	7,08E-01	7,39E-02	1,01E+00
1	2	3,77E-12	8,13E+00	6,48E-03	1,98E-02	0,00E+00
1	4	1,87E-11	2,31E+00	6,10E-01	5,19E-02	0,00E+00
1	7	3,05E-12	1,12E+01	1,00E+00	4,86E-03	1,51E+00
1	8	1,15E-12	2,14E+01	1,23E-01	4,04E-02	0,00E+00
1	9	6,82E-12	2,26E+01	1,83E-01	1,92E-02	0,00E+00
1	10	1,62E-12	1,37E+01	9,60E-02	2,04E-02	5,03E-01
1	11	3,30E-11	1,45E+01	5,13E+00	3,31E-03	3,52E+00
1	12	6,83E-11	9,79E+00	4,22E+00	8,88E-02	6,04E+00
1	13	2,30E-10	7,70E+00	1,82E-01	1,99E-02	1,01E+00
1	14	4,14E-11	1,94E+01	4,55E-03	4,59E-01	5,03E-01
2	1	9,37E-12	1,49E+01	2,10E+00	6,90E-02	1,51E+00
2	2	9,73E-13	2,27E+01	5,67E-06	5,52E-04	0,00E+00
2	4	2,47E-12	4,72E+00	1,64E+00	6,79E-03	1,01E+00
2	7	6,41E-11	2,09E+00	2,62E-01	4,96E-02	3,52E+00
2	8	2,49E-12	3,75E-01	1,37E-01	4,35E-02	3,52E+00
2	9	1,28E-12	7,14E-02	8,17E-02	1,59E-01	0,00E+00
2	10	6,57E-13	1,28E+00	3,23E-02	1,27E+00	0,00E+00
2	11	3,11E-11	5,71E-01	4,62E-03	8,30E-04	5,03E-01
2	12	5,03E-11	2,29E+00	3,40E-02	1,70E-01	2,52E+00
2	13	2,73E-11	2,81E+00	1,37E-02	1,62E-01	1,51E+00
2	14	8,70E-11	1,96E+00	5,73E-03	9,81E-02	1,51E+00