



**EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT**

**LIFE18 NAT/ES/000930**

**LIFE CAÑADAS**

**Entregable A4.1**

**“Estado de conservación de la biodiversidad”**





### Data Project

<b>Project location:</b>	Spain
<b>Project start date:</b>	<15/10/2019>
<b>Project end date:</b>	<30/06/2019>
<b>Total budget:</b>	1,848,211€
<b>EU contribution:</b>	1,108,925€
<b>(%) of eligible costs:</b>	60

### Data Beneficiary

<b>Name Beneficiary:</b>	Universidad Autónoma de Madrid
<b>Contact person:</b>	Francisco Martín Azcárate
<b>Postal address:</b>	Calle Darwin nº2 28049
<b>Telephone:</b>	914973513
<b>E-mail:</b>	<a href="mailto:fm.azcarate@uam.es">fm.azcarate@uam.es</a>
<b>Project Website:</b>	<a href="https://www.lifecanadas.es/">https://www.lifecanadas.es/</a>
<b>Associated Beneficiaries:</b>	Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad de la Junta de Comunidades de Castilla La Mancha. Dirección General de Agricultura, Ganadería y Alimentación de la Comunidad de Madrid. Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Asociación Campo Adentro.



### **Información del informe de avance**

**Título:** Estado de conservación de la biodiversidad.

**Nombre de la organización del beneficiario responsable del entregable:** UAM

**Autor/es:** Francisco Martín Azcárate, Violeta Hevia Martín, Cristina Mata Estacio, Paloma Alcorlo Pagés y Juan E. Malo

**Acciones a las que contribuye este entregable:** A4

**Fecha:** 30 de septiembre de 2021

**Número total de páginas:** 29

## Tabla de contenidos

Summary .....	5
1. Introducción .....	6
2. Ámbito geográfico .....	7
3. Comunidades de micromamíferos en vías pecuarias de la C. de Madrid .....	8
4. Poblaciones de conejo en vías pecuarias de la Comunidad de Madrid .....	9
5. Comunidades de aves en vías pecuarias de la Comunidad de Madrid .....	11
6. Comunidades de reptiles en la Cañada Real Conquense (provincia de Cuenca) ...	14
7. Caracterización de los puntos de agua de la Cañada Real Conquense .....	17
8. Comunidades de anfibios en los puntos de agua de la Cañada Real Conquense..	21
9. Comunidades de macrófitos en los puntos de agua de la Cañada Real Conquense.	22
10. Comunidades de macroinvertebrados en los puntos de agua de la C.R.C.....	24
11. Conclusiones .....	26
Referencias .....	27



## Summary

The goal of this deliverable is to expand the information available on the effect of the drove roads as refuge of biodiversity in the two intervention areas of the LIFE CAÑADAS project. In the Community of Madrid, we analyzed the effect of these corridors on rabbit populations and bird and micromammal communities. In the Conquense Drove Road, the reptile communities were studied and, in troughs and ponds, the amphibian, macrophyte and macroinvertebrate communities. The results confirm the importance of the drove roads as refuges of biodiversity. With regard to terrestrial organisms, the effects are more evident in groups with lower mobility and more closely linked to the substrate for food and shelter (rabbits, reptiles and micromammals), in agreement with observations in previous studies with ants, wild bees and plants. With birds, the effect as a refuge is less visible, although the results of the study show a certain potential to facilitate connectivity between protected areas. As for the water points analyzed in the Conquense Drove Road, important differences are observed between troughs and ponds. The latter have a greater value as a reservoir for amphibians, and showed a greater number of macrophytes and much higher macroinvertebrate diversity indices. However, the better-preserved troughs also have a certain value, especially those with natural feeding.

## 1. Introducción

Las vías pecuarias bien conservadas pueden desempeñar un papel clave como reservorios de hábitats y de biodiversidad, especialmente cuando atraviesan matrices paisajísticas homogéneas e intensificadas. Estudios previos han documentado este efecto para plantas (Azcárate et al. 2013a), hormigas (Hevia et al. 2013; Azcárate et al. 2013b) y abejas silvestres (Hevia et al. 2016). Sin embargo, aún existe una importante carencia de información para otros grupos de organismos, entre ellos los vertebrados terrestres, o la flora y fauna vinculada a los puntos de agua.

El objetivo de este entregable es ampliar la información disponible sobre el efecto como reservorio de biodiversidad de las vías pecuarias, tomando como casos de estudio la Cañada Real Conquense y la red de vías pecuarias de la Comunidad de Madrid. Con este fin, se han realizado varios estudios específicos, que se han centrado tanto en especies terrestres (micromamíferos, conejos, aves, reptiles) como en diversos grupos de flora y fauna acuáticas ligados a charcas y abrevaderos (anfibios, macrófitos y macroinvertebrados). La información recabada, unida a la ya disponible de estudios previos, permitirá disponer de un conocimiento más completo acerca del papel jugado por las vías pecuarias en la conservación de la biodiversidad, contribuyendo así a la identificación de estados ecológicos de referencia y sirviendo de base para la elaboración de los planes de restauración de los tramos degradados (*ENTREGABLE A4.2*). Los datos aportados por este entregable, sin embargo, no deben confundirse con las mediciones “pre-tratamiento” del programa de seguimiento. Tales mediciones se incluyen en las acciones D.1. y D.2, se basarán en indicadores más específicos y más estrechamente vinculados a los espacios intervenidos, y se aportarán en los entregables asociados a dichas acciones.

Tanto los muestreos de campo como las identificaciones de muestras asociados a este entregable han sido realizados por personal de la UAM, socio coordinador del proyecto. Los trabajos se iniciaron en marzo de 2020, pero fue necesario interrumpirlos como consecuencia de las restricciones decretadas en ese mismo mes para hacer frente a la pandemia de COVID-19. Como consecuencia, algunos muestreos debieron retrasarse al año siguiente, lo que ha supuesto que la entrega del informe se haya pospuesto también a 2021.

## 2. **Ámbito geográfico.**

Los trabajos de campo que han aportado los datos para este informe se han realizado íntegramente en las dos zonas principales de intervención del proyecto LIFE CAÑADAS: la red de vías pecuarias de la campiña silíceo de la Comunidad de Madrid y la Cañada Real Conquense.

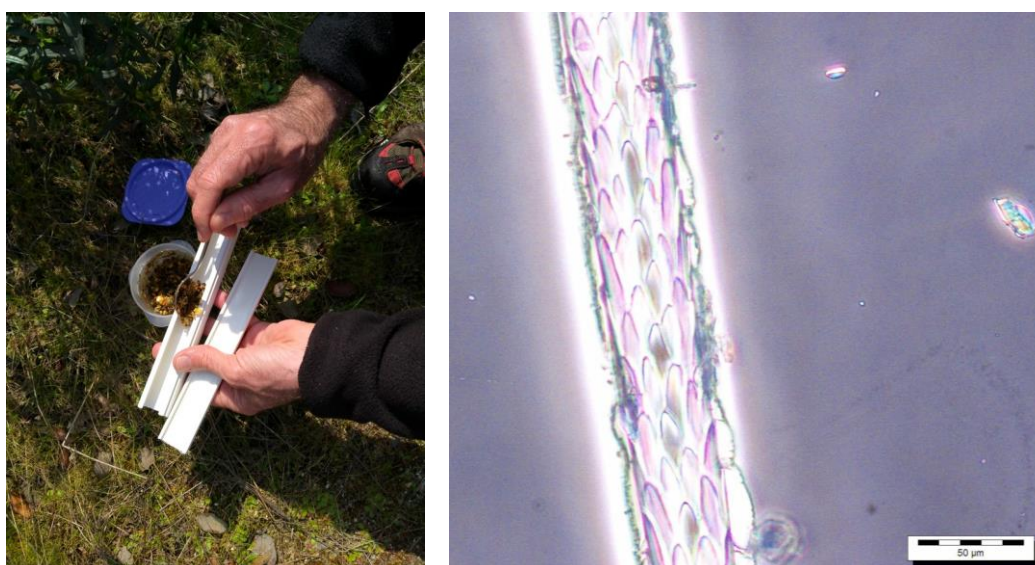
Las poblaciones de conejo y las comunidades de micromamíferos y aves se han estudiado en las vías pecuarias de la comarca de la campiña silíceo de la Comunidad de Madrid. Esta comarca se sitúa en la zona central de la región, ocupando unos 1800 km<sup>2</sup> de superficie. Su principal característica es el predominio de arcosas silíceas del Mioceno (facies Madrid), que conforman un relieve suave y alomado que oscila entre los 500 m y los 800 m de altitud. Presenta un clima mediterráneo continentalizado típico, con temperaturas medias de entre 13,5°C a 15,5°C, precipitaciones de entre 400 a 550 mm y una marcada sequía estival. La agricultura de secano ha sido el uso del territorio tradicional más extendido por la comarca, si bien desde mediados del siglo XX la potente influencia de la ciudad de Madrid ha propiciado un creciente proceso de expansión urbana e industrial, acompañado de una importante proliferación de infraestructuras viarias y de otros tipos. En el ENTREGABLE A.1.1 se aporta más información sobre la comarca y el estado de sus vías pecuarias.

Las comunidades de reptiles, anfibios, macrófitos y macroinvertebrados se han estudiado en la Cañada Real Conquense. En el caso de los reptiles, la prospección se ha centrado en la provincia de Cuenca, donde la cañada recorre unos 180 km, recogiendo un amplio gradiente ambiental desde las zonas de invernada lindantes con Teruel (área occidental de los Montes Universales y las Sierras de Albarracín), la Serranía Baja de Cuenca, la Mancha Alta, y la Mancha propiamente dicha, en el límite con Ciudad Real. Se trata, por tanto, de un recorrido que atraviesa paisajes muy diversos, que incluyen desde altiplanos calizos y hoces de origen kárstico hasta llanuras típicamente manchegas sobre sedimentos miocenos dominados por arcillas, margas y calizas, con una importante diversidad de condiciones climáticas (temperaturas medias anuales entre 7°C y 15°C, precipitaciones entre 400 mm y 900 mm) y una gran variedad de paisajes, que incluyen desde ambientes forestales de montaña hasta zonas intensamente cultivadas. Para el estudio de los anfibios, macrófitos y macroinvertebrados se incluyeron también algunos puntos de agua situados en la provincia de Ciudad Real, pertenecientes a las comarcas de La Mancha, eminentemente agrícola, y Campo de Montiel, donde el paisaje presenta una mayor heterogeneidad, con alternancia entre campos de cultivo cultivados y espacios naturales seminaturales dominados por encinares y matorrales mediterráneos basófilos.

### 3. Comunidades de micromamíferos en vías pecuarias de la Comunidad de Madrid.

Las especies de micromamíferos presentes en las vías pecuarias madrileñas se han estudiado mediante trampas de pelo, un método indirecto no invasivo que garantiza el bienestar animal y que presenta un bajo coste en el montaje y gran resistencia a condiciones climáticas adversas (figura 1), si bien requiere un mayor esfuerzo en la identificación de las muestras en el laboratorio. Las trampas, de fabricación propia, se han montado utilizando para ello canaletas rectangulares de policloruro de vinilo (PVC), con tapa extraíble y cinta adhesiva de doble cara en su interior. Se han empleado canaletas de dos secciones diferentes: de 2x3 cm (alto x ancho) y de 3x4 cm. todas ellas de 20 cm de largo.

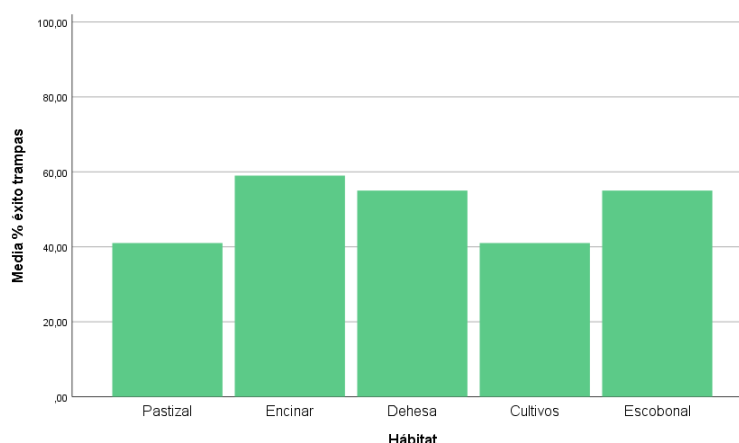
En este estudio se seleccionaron un total de 20 tramos de vías pecuarias de la Comunidad de Madrid, todos ellos situados en la comarca de la campiña silíceo. Esto permitió además homogeneizar las condiciones litológicas del suelo en todos los transectos. El muestreo se estratificó en 5 tipos de hábitat en un gradiente de menor a mayor cobertura arbórea, distinguiendo: 1) cultivos, 2) pastizal, 3) escobonal (*Retama sphaerocarpa*), 4) dehesa y 5) encinar. En cada tipo se dispusieron 4 transectos y en cada uno de ellos se colocaron 10 trampas de pelo en el suelo. Los muestreos se realizaron en abril de 2021 y las trampas se mantuvieron en el campo una media de 8 noches. El esfuerzo total de muestreo fue de 1600 trampas-noche. Las trampas fueron cebadas en el interior con 6 gramos de comida para roedores (figura 1). El entorno próximo a la trampa también fue cebado con igual cantidad de comida.



**Figura 1.** Colocación del cebo para roedores en el interior de la trampa de pelo (izquierda). Imagen de una impronta cuticular de pelo de *Apodemus sylvaticus*, observada al microscopio óptico (derecha).



Se obtuvieron un total de 99 positivos, es decir, trampas en las que encontramos presencia de pelos en las cintas adhesivas, con una tasa de éxito próxima al 50%. Se detectaron tres especies de micromamíferos: la especie con más registros (60%) ha sido el ratón moruno (*Mus spretus*), seguida del ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) con el 34% de los registros y de forma más residual, 1% de los registros, han correspondido a topillo campesino (*Microtus arvalis*). Cabe señalar que en un 5% de las muestras no ha sido posible identificar la especie debido al mal estado de las mismas (p.ej. pelo roto o muy deteriorado). Los resultados se muestran en consonancia con la selección de hábitat de las especies. Así, las vías pecuarias donde predomina la cobertura herbácea son el hábitat idóneo para el ratón moruno (Palomo et al. 2007), mientras que la proximidad a parches forestales favorece la presencia del ratón de campo. De hecho, los transectos colocados en encinares han sido los que más trampas exitosas han presentado, seguidos de dehesas y escobonales, y por último pastizales y cultivos (Figura 2). Sin embargo, estas diferencias en la tasa de éxito de las trampas no fueron significativas (Test de Kruskal Wallis:  $H = 0,86$ ;  $gl = 4$ ;  $p = 0,93$ ;  $n = 20$ ).



**Figura 2:** Media de porcentaje de éxito (trampas positivas/trampas totales) en base al hábitat en el que fueron colocadas.

#### 4. Poblaciones de conejo en vías pecuarias de la Comunidad de Madrid.

En relación con la abundancia del conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en las vías pecuarias de la Comunidad de Madrid, se ha realizado un muestreo a lo largo de 2020-21 enfocado a conocer si las densidades de conejo son diferentes en el interior de las cañadas que en sus proximidades. Se hipotetizaba que las cañadas podrían ejercer como refugios de la especie dado el menor grado de perturbación, especialmente la no roturación suelo.

Entre junio de 2020 y marzo 2021 se midió en tres ocasiones la abundancia relativa de conejos en 74 puntos de la Comunidad de Madrid, distribuidos de forma pareada en zonas de vía pecuaria y zonas de control, empleando el conteo de excrementos en transectos de 100 m<sup>2</sup> (figura 3). En paralelo se caracterizó cada transecto mediante datos de paisaje a escala 50 m y de distancias respecto de núcleos urbanos, ríos, parches de arbolado y áreas protegidas por la red Natura 2000. Los datos obtenidos se analizaron mediante modelos lineales mixtos, seleccionándose los modelos más plausibles de acuerdo con su capacidad informativa medida con el índice de información de Akaike.



**Figura 3.** Transecto empleado para estudiar la abundancia relativa de conejos

Los resultados muestran, de modo altamente significativo y consistente entre modelos, que las vías pecuarias tienen en general una abundancia de conejos superior a la presente en su entorno (tabla1). Además, los conejos son más abundantes en paisajes en que el abandono del cultivo ha dado paso a la colonización por pastizales ralos (las variables cobertura de cultivos y de pastizales ralos resultan complementarias), y en áreas con baja cobertura arbórea. A estas variables a escala de transecto se une que los conejos son más abundantes en transectos alejados de los parches arbolados, quizás como reflejo de una mayor abundancia de depredadores en éstos.

		Modelo para el total de datos	Modelo para los datos de VP
Coeficientes	Intercepta (para vías pecuarias)	*** 4,15	0,97
	Factor (para control)	*** -2,33	No testado
	Superficie de Ralo	** 3,46	*** 8,28
	Superficie de Herbazal alto	/	* 4,86
	Superficie de Arbolado de encinas	** -6,87	** -8,88
	Distancia a Núcleo forestal (km)	** 1,38	* 1,78
	Ancho efectivo	No testado	/
	Nivel de contención	No testado	/
R <sup>2</sup>	Total	0,86	0,87
	Parte fija	0,32	0,37
	Parte aleatoria	0,54	0,47
AIC		661,25	326,37

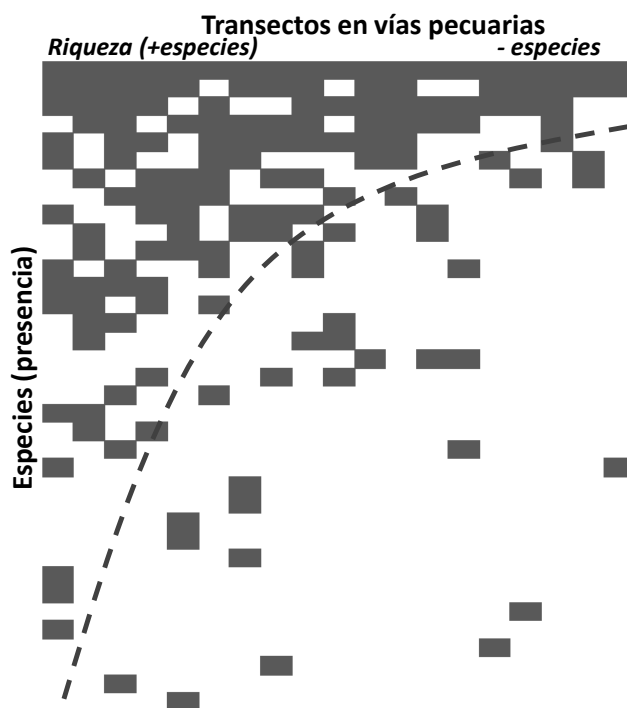
**Tabla 1.** Modelo más plausible para el conjunto de datos de vía pecuaria y control y para el subconjunto de datos de vías pecuarias exclusivamente. “ / ” significa que la variable ha sido rechazada durante la construcción del modelo. Significación: “ \* ”, 0,01 < p-valor < 0,05; “ \*\* ”, 0,001 < p-valor < 0,01; “ \*\*\* ”, p-valor < 0,001

Por ello, se puede concluir que las vías pecuarias ejercen como refugios para la especie de forma independiente de las características concretas del área, y muy posiblemente como resultado de la ausencia secular de roturación. En definitiva, el conejo emplea las vías pecuarias como refugio en esta zona intensamente antropizada, evidenciando su papel como reservorio de biodiversidad y su potencial como herramienta para la conservación de la especie.

## 5. Comunidades de aves en las vías pecuarias de la Comunidad de Madrid

Se caracterizaron las comunidades de aves en el entorno de las vías pecuarias de la zona de las arcosas (campaña silíceo) de la Comunidad de Madrid en dos periodos concretos, la primavera de 2020 y el invierno de 2021. En ambos estudios se utilizaron transectos de observación de 1 km de longitud sobre la vía pecuaria. En primavera se realizaron 19 transectos, mientras que en invierno se establecieron 14 transectos sobre vía pecuaria y de forma pareada otros 14 controles en caminos del entorno próximo. En cada transecto se muestrearon las aves presentes en una banda de 25 m a cada lado de la línea de progresión, de modo que básicamente se restringiese a las aves que efectivamente estaban haciendo uso de la cañada. Los muestreos fueron realizados por una sola persona caminando aproximadamente a 2 km/h y con la ayuda de binoculares (12x40) y un telémetro (Leica Rangefinder 1200). Cada transecto se muestreó una vez, por la mañana, en días sin lluvia ni viento fuerte.

En primavera se censaron 36 especies dentro de los transectos (media $\pm$ D<sub>est</sub> 8,3  $\pm$  3,4 especies / transecto), con una densidad total de 705 aves/100ha. Entre las especies detectadas cabe destacar 4 que aparecieron en más del 50% de los transectos: *Passer domesticus*, *Pica pica*, *Alauda arvensis*, *Sturnus unicolor* y *Serinus serinus*. Las comunidades de aves mostraron una estructura significativamente encajada, de modo que una ordenación de las parcelas por riqueza descendente pone en evidencia la desaparición progresiva de unas especies y la existencia de un núcleo central de especies comunes a la mayoría de los transectos (figura 4). Además, se comprobó que la riqueza de aves depende principalmente de variables a escala de paisaje (500m alrededor del transecto y distancias a bosques o áreas Red Natura 2000), y de forma mucho menos relevante de las características propias de la misma (cobertura de encinas).



**Figura 4.** Diagrama de encajamiento de las especies de aves en los transectos, que muestra la desaparición progresiva, de forma relativamente predecible, de ciertas especies de aves (en filas) en un gradiente de perturbación/empobrecimiento del medio (transectos, en columnas, ordenados por riqueza decreciente).

En invierno se registraron 38 especies de aves, 33 en vía pecuaria y 29 en los controles. La especie que se detectó en más número de transectos fue la cogujada común (*Galerida cristata*), presente en el 64,3% de los transectos, seguida del petirrojo europeo (*Erithacus rubecula*) en el 57,1% y el colirrojo tizón (*Phoenicurus ochruros*) en el 50% (figura 5). No se detectaron diferencias significativas en la riqueza ni abundancia de aves entre las cañadas y los caminos del entorno, ni se detectaron relaciones significativas con las coberturas de vegetación del entorno, posiblemente como consecuencia de la agregación de las aves en bandos invernantes muy móviles.



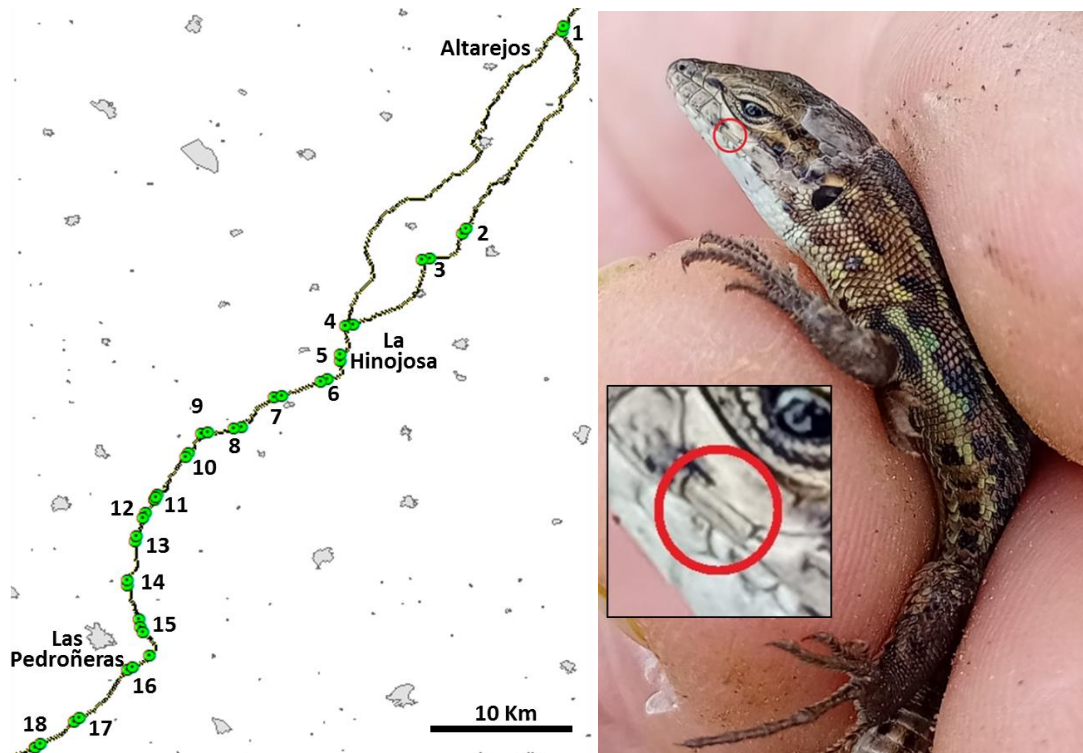
**Figura 5.** A) Algunas de las aves registradas fotografiadas durante el muestreo invernal. De arriba a abajo e izquierda a derecha: escribano triguero (*Emberiza calandra*), bisbita pratense (*Anthus pratensis*), cogujada común, garcillas bueyeras (*Bubulcus ibis*). Fotografías: Inés Díaz.

Los resultados procedentes de ambos estudios muestran cómo las vías pecuarias no parecen influir de forma significativa en la riqueza y abundancia de las aves respecto a su entorno más próximo, estando las aves condicionadas (sobre todo para establecer sus territorios en primavera) por variables de paisaje de escala más amplia. Así mismo, muestran que las cañadas que atraviesan zonas agrarias con una presión humana relativamente alta mantienen durante el período de reproducción comunidades de aves más pobres respecto de las áreas protegidas y más boscosas, pero tienen cierto interés por alojar al menos a una fracción de las mismas especies que pueden encontrarse en las áreas mejor conservadas. Además, el hecho de que la riqueza de especies en ellas disminuya con la distancia respecto de los sitios Red Natura 2000, y en las zonas con menor cobertura de arbórea, apunta a que en el contexto de paisajes agrarios las cañadas puedan ejercer sólo un rol menor como refugio de las aves, pero sí facilitar la conectividad entre zonas forestales protegidas.

## 6. Comunidades de reptiles en la Cañada Real Conquense (provincia de Cuenca).

Con objeto de describir la riqueza herpetológica de la Cañada Real Conquense a su paso por la provincia de Cuenca, se seleccionó un tramo de unos 70 km entre Fresneda de Altarejos y Las Pedroñeras, que representa el gradiente desde las estribaciones de la Serranía de Cuenca, con abundantes manchas forestales y bajo grado de alteración antrópica, hasta el fondo de valle cultivado, en el que apenas quedan relictos no roturados más allá de la propia vía pecuaria. En este tramo se llevaron a cabo dos campañas de muestreo, una en julio de 2020 (no se pudo hacer antes por el confinamiento) y una segunda en abril de 2021 (aprovechando el momento de máxima actividad de los reptiles). En la primera campaña se trabajó en 13 puntos de la cañada, realizándose en cada uno de ellos una búsqueda intensiva de 20' de duración por dos muestreadores que revisaban estructuras (muros, majanos, edificaciones, escombreras...), levantando piedras y otros elementos que usan anfibios y reptiles para guarecerse. En la segunda campaña se repitió el proceso, añadiéndose más puntos de muestreo, intercalados entre los previos y más al sur, hasta alcanzar un total de 18 (figura 6A). En las observaciones de anfibios y reptiles se incluyeron tanto individuos observados como mudas de piel recogidas e identificadas posteriormente en el laboratorio. La identificación en campo se hizo de forma visual, ayudada por la captura de individuos en especies que necesitan una observación detallada para ser diferenciadas (*Psammodromus hispanicus* vs. *P. edwardsianus*, figura 6B). Todos los individuos capturados fueron liberados, sin daños, tras su identificación precisa en el mismo punto de captura.

Durante el muestreo se detectaron un total de 11 especies de anfibios y reptiles (tabla 2) de las 28 presentes en las cuadrículas WJ16, WJ38, WJ59, WK63 y WK75 de acuerdo con el Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España (SIARE). Los muestreos de verano, realizados además en coincidencia con una ola de calor, se mostraron muy poco efectivos, detectándose una media de 1,85 individuos por hora de muestreo frente a los más de 32 individuos por hora de búsqueda en primavera.



**Figura 6.** A) Mapa del área muestreada de la cañada, con las localizaciones de muestreos numeradas correlativamente de norte a sur. B) Fotografía de un ejemplar de *Psammodromus edwardsianus* capturado durante el muestreo, justo en la zona de contacto de las dos especies (punto 12). El detalle marcado con un círculo señala la escama supralabial bajo la escama suborbicular. Fotografía. JE Malo.

Entre las especies más abundantes destaca el sapo corredor, que se encontró guarecido bajo piedras en la mayoría de los transectos, tanto en la zona próxima a la sierra como en el llano. Además, 5 especies de lacértidos resultaron abundantes, siendo destacables tres cuestiones. En primer lugar, la detección recurrente de lagarto ocelado en el sector de la cañada totalmente rodeada de cultivos de las proximidades de Las Pedroñeras. De hecho, en los transectos 15 y 16 (figura 6A) se observaron 9 y 5 lagartos ocelados, respectivamente. El lagarto ocelado aparece aquí muy vinculado a la existencia de piedras medianas y grandes depositadas sobre el pastizal de la cañada, explotando un recurso (el refugio) de la misma prácticamente ausente en los cultivos del entorno. El lagarto ocelado se encontró también vinculado a restos de edificaciones en uno de los transectos, y en este tipo de edificaciones se detectaron también grandes concentraciones de la lagartija verdosa. Esta última especie, de hecho, se encuentra presente en construcciones, abrevaderos, majanos y escombreras de la cañada, y es más frecuente en la parte sur de la misma que atraviesa el área más cultivada.

Especie	Muestreos verano 2020			Muestreos primavera 2021		
	N	N/hora	% presencia	N	N/hora	% presencia
<i>Acanthodactylus erythrurus</i> (Lagartija colirroja)	0	0.00	0.00	1	0.17	5.56
<i>Blanus cinereus</i> (Culebrilla ciega)	0	0.00	0.00	1	0.17	5.56
<i>Epidalea calamita</i> (Sapo corredor)	0	0.00	0.00	31	5.17	66.67
<i>Malpolon monspessulanus</i> (Culebra bastarda)	0	0.00	0.00	1	0.17	5.56
<i>Podarcis virescens</i> (Lagartija verdosa)	0	0.00	0.00	46	7.67	27.78
<i>Psammodromus algirus</i> (Lagartija colilarga)	2	0.46	15.38	28	4.67	44.44
<i>Psammodromus edwardsianus</i> (Lagartija de Edwards)	0	0.00	0.00	21	3.50	55.56
<i>Psammodromus hispanicus</i> (Lagartija cenicienta)	2	0.46	15.38	34	5.67	27.78
<i>Timon lepidus</i> (Lagarto ocelado)	2	0.46	15.38	29	4.83	44.44
<i>Vipera latastei</i> (Víbora hocicuda)	0	0.00	0.00	1	0.17	5.56
<i>Zamenis scalaris</i> (Culebra de escalera)	1	0.23	7.69	1	0.17	5.56
<b>Total</b>	<b>8</b>	<b>1,85</b>	<b>38,46</b>	<b>194</b>	<b>32,33</b>	<b>72,22</b>

**Tabla 2.** Resultados básicos de los muestreos de herpetos en el tramo de la Cañada Real Conquense entre Fresneda de Altarejos y Las Pedroñeras (Cuenca). Se presenta el número total de observaciones, número de observaciones/hora de prospección como medida relativa de abundancia, y los porcentajes de presencia referidos a la proporción de transectos en los que se detectó cada especie.

Mención particular merecen las dos especies de *Psammodromus* del “grupo *hispanicus*” que se han encontrado en este sector de la Cañada Real Conquense: *Psammodromus hispanicus* y *P. edwardsianus*. Estas dos especies, desgajadas de la antigua especie nominal y diferenciables por la presencia de una escama infraocular entre la supralabial y el ojo (figura 6B), tienen distribuciones disyuntas cuyos límites precisos eran desconocidos en la zona, habiendo muy pocos datos de las especies en los llanos de Cuenca. Durante los muestreos se ha podido establecer de forma muy nítida la separación de ambas especies en esta comarca, con presencias de *P. edwardsianus* confirmadas entre los transectos 1 y 12; y *P. hispanicus* entre los transectos 14 y 18. Por último, entre las serpientes cabe destacar el encuentro de una víbora hocicuda en un transecto relativamente alejado de la Serranía, y que la culebra de escalera es también relativamente frecuente en la cañada cerca de la zona de cultivos (se detectó 3 veces, 2 en observaciones fuera de transecto).



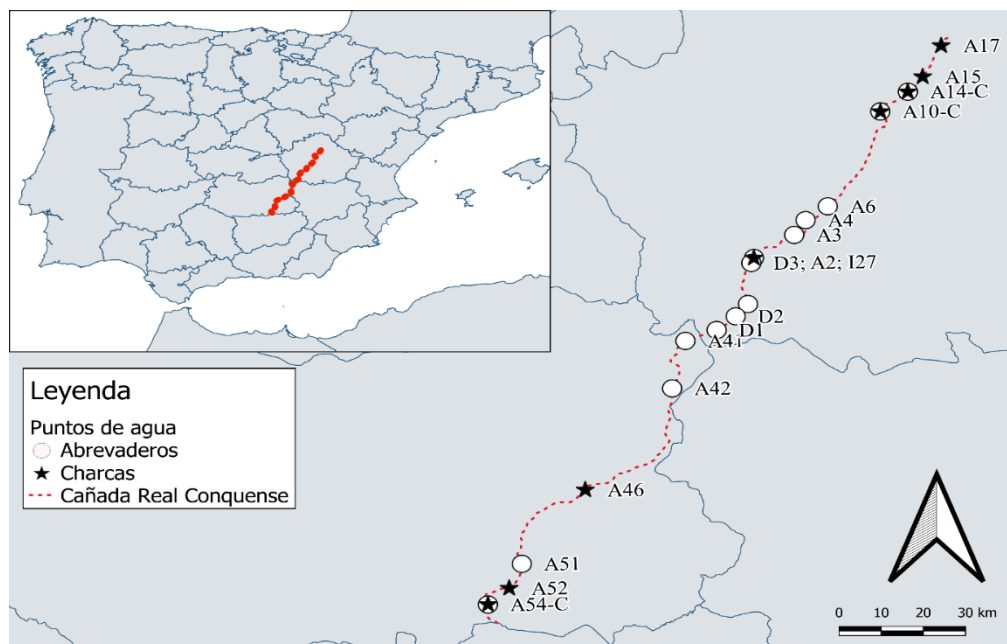
Como conclusión, puede destacarse que los muestreos han mostrado la capacidad de la cañada para albergar algunas especies de reptiles incluso en las zonas más transformadas por el cultivo, proveyendo a las mismas de un hábitat más estable y ofreciendo refugios que son muy escasos en las zonas de cultivo.

## 7. Caracterización de los puntos de agua de la Cañada Real Conquense.

De forma previa a la evaluación del papel de los puntos de agua de la Cañada Real Conquense como reservorio de biodiversidad, se ha realizado una caracterización de estos puntos considerando su estado, variabilidad (estructural y funcional), y disponibilidad de agua. Estudios previos han destacado que los puntos de agua usados para la ganadería pueden tener un papel importante en la conservación de la biodiversidad acuática (Oertli et al., 2002; Biggs et al., 2005; Declerck et al., 2006; De Bie et al., 2008). Pese a su relativamente pequeño tamaño, estos puntos pueden llegar a constituir auténticos *hotspots* de biodiversidad (Williams et al., 2004; Scheffer et al., 2006), al albergar conjuntos de especies raras o amenazadas (Collinson et al., 1995, Williams et al., 2004), contribuyendo a minimizar los riesgos de extinción al aumentar el área de ocupación (Samways, 2005). Asimismo, contribuyen a la diversidad regional debido a la gran variación en sus comunidades en el espacio y en el tiempo (Fuentes-Rodríguez et al., 2013).

La zona de estudio abarca el tramo de la Cañada Real Conquense que recorre las provincias de Cuenca y Ciudad Real. La identificación y caracterización de los puntos de agua (charcas y/o abrevaderos) se realizó mediante cuatro muestreos, en junio y noviembre de 2020, y marzo y mayo de 2021, recorriendo de sur a norte todos los puntos de agua asociados a la cañada. En cada punto se identificó la tipología (abrevadero/charca), se midieron variables estructurales para calcular la superficie de los puntos (ancho mayor, ancho menor, tipo de sección), se identificó la accesibilidad de los abrevaderos para los anfibios (rampas de entrada y salida, o similares), el tipo de hidropериodo (“ocasional” cuando el abrevadero se alimenta por un grifo cuando llega el ganado, “averiado” cuando no tuvo agua en ningún muestreo y la bomba de alimentación no funcionaba, “temporal” cuando tuvo agua en al menos uno de los muestreos; y “semipermanente” cuando tuvo agua en todos los muestreos), el tipo de alimentación (“natural” si está conectado a una fuente de agua o “artificial” si depende de un pozo), la presencia de especies exóticas invasoras (EEI), y las variables fisicoquímicas con sondas automáticas (WTW) conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ),  $\text{O}_2$  (%),  $\text{O}_2$  (mg/l) y pH. Además, se recolectaron muestras de agua para analizar la concentración de dos tipos de nutrientes, fósforo reactivo soluble (PRS) y nitratos ( $\text{NO}_3^+$ ) que se medirían posteriormente en el laboratorio.

Se caracterizaron un total de 21 puntos de agua (figura 7, tabla 3) 7 charcas y 14 abrevaderos. La disponibilidad de puntos de agua naturales en el contexto de la Cañada Real Conquense es anecdótica y el ganado depende de los puntos artificiales (Hevia *et al.*, 2010). De hecho, el único tramo con una realmente buena disponibilidad de puntos de agua, el de la Serranía de Cuenca, debe su buen estado a las propias características ambientales y climáticas del entorno de la Serranía (5 de los 7 puntos de agua, son charcas naturales) y no a que se haya realizado una gestión favorable.



**Figura 7.** Mapa del área de estudio. Se muestra la Cañada Real Conquense en su paso por Cuenca y Ciudad Real (norte-sur) y los puntos de agua asociados a ella. Los puntos con una "C" se corresponden a charcas asociadas a un abrevadero contiguo. Elaboración propia.

La Cañada Real Conquense muestra una clara falta de continuidad en la disponibilidad de puntos de agua a lo largo de su recorrido. Resultan especialmente críticos, los dos largos tramos con ausencia de puntos de agua, uno de ellos en la zona norte de la cañada (antes de llegar a la Serranía de Cuenca) y otro de ellos en la zona sur (Ciudad Real). En contraste, el tramo que tiene una buena disponibilidad de puntos de agua es el de la Serranía de Cuenca.

Punto	Tipo	Alimentación	Accesible	Hidroperiodo	Fondo	Macrófitos (P/A)	Helófitos (P/A)	EEI (P/A)	Superficie (m <sup>2</sup> )
A54	Ab	Artif (averiado)	0	Averiado	Artif	0	0	0	6.75
A3	Ab	Artif (averiado)	0	Averiado	Artif	0	1	0	1.2
A51	Ab	Artif (averiado)	0	Averiado	Artif	0	1	0	4
A41	Ab	Artif	0	Ocasional	Artif	0	0	0	11.2
A42	Ab	Artif	0	Ocasional	Sedim	0	0	0	12.33
D2	Ab	Artif	1	Semipermanente	Sedim	0	0	0	16.68
I27	Ab	Artif	1	Semipermanente	Sedim	0	0	0	5.92
D1	Ab	Artif	0	Semipermanente	Sedim	0	0	0	4.98
D3	Ab	Artif	0	Semipermanente	Sedim	1	0	0	6.34
A14	Ab	Natural	0	Semipermanente	Sedim	1	1	0	4.5
A4	Ab	Natural	0	Semipermanente	Sedim	1	1	1	24.35
A10	Ab	Natural	0	Temporal	Sedim	0	1	0	4.41
A2	Ab	Natural	1	Temporal	Sedim	1	1	0	7.75
A6	Ab	Natural	1	Temporal	Sedim	0	1	0	8.88
A46	Ch	Artif	1	Semipermanente	Sedim	0	1	1	742.39
A10-C	Ch	Natural	1	Semipermanente	Sedim	1	1	0	83.32
A17	Ch	Natural	1	Semipermanente	Sedim	1	1	0	419
A2-C	Ch	Natural	1	Semipermanente	Sedim	1	1	0	24.3
A14-C	Ch	Natural	1	Temporal	Sedim	0	1	0	25.4
A15	Ch	Natural	1	Temporal	Sedim	1	1	0	18
A52	Ch	Natural	1	Temporal	Sedim	1	1	0	200
A54-C	Ch	Natural	1	Temporal	Sedim	1	1	0	22.4

**Tabla 3.** Caracterización funcional y estructural de los puntos de agua. Se indica nombre del punto, tipo (abrevadero "Ab"; charca "Ch"), tipo de alimentación ("averiado" cuando la bomba no funciona), si es accesible para los anfibios (o tiene rampa de acceso y salida en el caso de los abrevaderos), hidroperiodo ("averiado" cuando en ningún muestreo se encontró agua debido a la bomba averiada, "temporal" cuando en algún muestreo no se encontró agua, "semipermanente" cuando en todos los muestreos se encontró agua), tipo de fondo (sedimento "sedim" y artificial "artif"), presencia (P, 1) y ausencia (A, 0) de macrófitos, helófitos (en los alrededores para los abrevaderos), EEI (*Gambusia holbrooki* o *Procambarus clarkii*) y superficie (m<sup>2</sup>)

Los puntos de agua de alimentación natural, presentaron los siguientes valores de las variables físico-químicas (media±SD): pH de 7,92±0,43, conductividad de 898.77±587.88 (µS/cm), concentración de O<sub>2</sub> de 12.50±8.89(mg/l), porcentaje de saturación de O<sub>2</sub> 109.99±35.17, y temperatura de 15.42±4.01(°C). Los abrevaderos de alimentación artificial presentaron valores de pH 7.77±1.43, concentración de O<sub>2</sub> (10.28±3.01 mg/l), porcentaje de saturación de O<sub>2</sub> 103.47±19.20, y temperatura de 16.09±4.13(°C) similares a los anteriores pero conductividades más altas (1511.144±998.14 µS/cm).



**Figura 8.** Análisis de variables físico-químicas en el campo (izquierda) y de nutrientes en el laboratorio de aguas del Departamento de Ecología de la UAM.

La concentración de nutrientes es elevada como cabría esperarse en un entorno ganadero (Tabla 4). El estado de conservación estructural y funcional de los escasos abrevaderos y charcas es aceptable desde el punto de vista de la actividad trashumante, pues permiten abrevar al ganado, a excepción del grupo de abrevaderos artificiales averiados, que necesitan una restauración (A3, A51 y A54), pues no permiten al ganado abrevar durante el periodo crítico de trashumancia entre mayo y junio, tal y como se identificó en un estudio previo realizado hace 11 años (Hevia *et al.*, 2010).

Punto	Tipo	PRS (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Estado trófico
A02	Charca	0.37	3.7	16.37	Hipereutrófico
A04	Abrevadero	0.25	4.6	20.36	Hipereutrófico
A09	Charca	0.03	5.1	22.57	Hipereutrófico
A14	Abrevadero	0.27	2.9	12.83	Hipereutrófico
A17	Charca	0.39	0.1	0.44	Oligotrófico
A42	Abrevadero	0.04	3.9	17.26	Hipereutrófico
A46	Charca	0.61	5.9	26.11	Hipereutrófico
D01	Abrevadero	0.18	2.1	9.29	Hipereutrófico
D02	Abrevadero	0.44	9.3	41.17	Hipereutrófico
D03	Abrevadero	0.11	0.8	3.54	Eutrófico
I27	Abrevadero	0.14	0.3	1.32	Oligotrófico

**Tabla 4.** Resumen del estado trófico asignado a partir de la concentración de nutrientes medida

## 8. Comunidades de anfibios en los puntos de agua de la Cañada Real Conquense.

Los anfibios son el grupo de vertebrados que está sufriendo el mayor descenso y pérdida de especies a escala global (Stuart *et al.*, 2004; Nori *et al.*, 2015). La mayor amenaza la representa el cambio de usos del suelo (Grooten y Almond, 2018), especialmente el producido debido a la intensificación agraria (Dimitrou *et al.*, 2006; Zacharias y Zamparas, 2010; Arntzen *et al.*, 2017) y a los efectos del cambio climático (Lehner *et al.*, 2006). Por ello, evaluar la idoneidad de los puntos de agua de la Cañada Real Conquense para albergar poblaciones de anfibios es fundamental para conocer el estado de conservación de la biodiversidad.

El método más eficiente para identificar los taxones de anfibios en cada punto de agua es a través de muestreos de larvas de anfibios, que son una expresión de la utilización de los puntos de agua como lugares de reproducción de estas especies. Para realizar el muestreo cualitativo de anfibios, se realizaron múltiples pasadas con una manga de 1 mm de luz de malla (toda la superficie para los abrevaderos, y una parte representativa con previa identificación de los hábitats disponibles, para las charcas) (figura 9). Los individuos se identificaron en campo y nunca con contacto directo con la piel. Entre punto y punto, se desinfectó todo el material empleando una solución de Virkon® al 1%, para minimizar el riesgo de dispersión del hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* (von Essen *et al.*, 2020). Los adultos encontrados en cada punto, también se tuvieron en cuenta.



**Figura 9.** Resumen del proceso de recolección de larvas de anfibios: captura con una red de mano, deposición en bandeja, observación e identificación para su posterior devolución al medio.

Se encontraron 5 taxones de anfibios, todos ellos en los abrevaderos de alimentación natural y en las charcas. En concreto, se encontraron taxones en todas las charcas, y en dos de los abrevaderos de alimentación natural, uno de ellos accesible para anfibios y temporal (A2, adultos de *Pelophylax. perezii*) y otro inaccesible y semipermanente (A4, larvas de *Pelodytes punctatus*). Se encontraron ejemplares adultos de *P. perezii*, estadios larvarios de *Bufo spinosus*, *Pelodytes punctatus*, *Hyla molleri* y *Dsciglossus galganoi*, y puestas de *P. punctatus* y *B. spinosus*. Todas las charcas de origen natural de la cañada tuvieron al menos un taxón de anfibio, y no mostraron claros síntomas de degradación, por lo que pueden ser refugios clave en el contexto árido e intensificado de la Mancha.

De los abrevaderos en funcionamiento visitados, solo 4 son accesibles para los anfibios (A2, A6, D2, I27). Por otro lado, los abrevaderos ocasionales, que solo se rellenan mediante un grifo cuando llega el ganado, en la práctica son poco útiles para la reproducción de los anfibios, pues no tienen una mínima temporalidad. Hasta los taxones más rápidos para la reproducción y desarrollo de las larvas, como el sapo corredor, necesitan entre 5-12 días en las zonas más áridas para que las larvas sean independientes del medio acuático (González de la Vega, 1988).

## **9. Comunidades de macrófitos en los puntos de agua de la Cañada Real Conquense.**

Los macrófitos proporcionan alimento a consumidores primarios de las redes tróficas (Lauridsen et al. 1993; Gross et al. 2001). Intervienen también en los principales ciclos biogeoquímicos, y sobre las dinámicas de sedimentación de la masa de agua. También contribuyen a aumentar la heterogeneidad estructural del ecosistema creando nuevos microhábitats utilizables para los distintos grupos taxonómicos (Carpenter y Lodge, 1986, Giorgi et al., 2005) y refugio contra la depredación (Warfe y Barmuta, 2004).

En cada punto de agua caracterizado se recolectaron muestras de macrófitos para su identificación posterior en el laboratorio. Se recogieron tanto aquellos presentes en la masa de agua como aquellos en un radio de tres metros desde el punto. Las muestras de macrófitos se guardaron en bolsas plásticas de cierre zip con solución Kew, y se identificaron en los laboratorios de la UAM (figura 10), utilizando diferentes claves (Aizpuru et al. 1999; Cirujano & Medina 2002; Cirujano et al. 2014) y mediante consultas a expertos (profesor Pedro Jiménez Mejías, del Departamento de Biología de la UAM).



**Figura 10.** Identificación de las muestras de macrófitas recolectadas en los puntos de agua de la Cañada Real Conquense.

Se identificaron un total de 17 especies de macrófitas, 7 sumergidas y 10 helófitas y /o emergentes. Las charcas son más ricas en macrófitas que los abrevaderos. La especie más abundante fue el junco churrero (*Scirpus holoschoenus*), especialmente en la parte norte del tramo de estudio (tabla 5).

Tipo de Punto	Inundación	Superficie (m <sup>2</sup> )	Vmax (m <sup>3</sup> )	Manejo	Comunidades de macrófitas	
A17	Charca	Agua	419,07	96,385	Natural	<i>Groenlandia densa, Eleocharis palustris y Schoenoplectus lacustris</i>
A15	Charca	Seco	2,01	0,9048	Natural	<i>Eleocharis palustris, Lithrum salicaria y Schoenus nigricans</i>
A14	Abrevadero	Agua	4,50	2,385	Natural	<i>Scirpus holoschoenus, Schoenus nigricans y Juncus subnodulosum</i>
A10	Abrevadero	Seco	4,41	0,1985	Natural	<i>Scirpus holoschoenus y Phragmites australis</i>
A09	Charca	Agua	83,32	74,991	Natural	<i>Scirpus holoschoenus y Phragmites australis</i>
A06	Abrevadero	Seco	8,88	3,996	Natural	<i>Scirpus holoschoenus</i>
A04	Abrevadero	Agua	24,35	13,395	Natural	<i>Scirpus holoschoenus, Juncus inflexus, Chara vulgaris y Convolvulus arvensis</i>
A03	Abrevadero	Seco	1,20	0,42	Natural	<i>Scirpus holoschoenus</i>
A02	Charca	Agua	148,13	44,438	Natural	<i>Chara vulgaris, Callitriche stagnalis, Potamogeton pectinatum y Schoenoplectus lacustris</i>
D03	Abrevadero	Agua	6,34	2,2176	Artificial	<i>Chara fragilis</i>
I27	Abrevadero	Agua	5,92	2,072	Artificial	<i>Chara vulgaris</i>
D02	Abrevadero	Agua	16,68	8,7912	Artificial	-
D01	Abrevadero	Agua	4,98	1,7413	Artificial	-
A41	Abrevadero	Agua	11,20	1,008	Artificial	-
A42	Abrevadero	Agua	12,33	4,93	Artificial	-
A43	Abrevadero	Seco	6,08	0,9427	Artificial	-
A46	Charca	Agua	724,39	217,32	Natural	<i>Typha dominguensis</i>
A51	Abrevadero	Seco	0,14	0,3375	Artificial	-
A52	Charca	Seco	0,90	0,117	Natural	-
A54C	Charca	Agua	22,40	2,464	Natural	<i>Scirpus holoschoenus</i>
A54	Abrevadero	Seco	6,75	0,3375	Artificial	<i>Scirpus holoschoenus</i>

**Tabla 5.** Variables hidromorfológicas y comunidades de macrófitas para cada punto de agua muestreado en la Cañada Real Conquense.

## 10. Comunidades de macroinvertebrados de los puntos de agua de la Cañada Real Conquense.

El papel bioindicador de los macroinvertebrados acuáticos es conocido desde hace décadas, por lo que se utilizan ampliamente con el objetivo de evidenciar cambios a corto y largo plazo tanto en ecosistemas lóticos como leníticos (Hellawell, 1978; Rosenberg y Resh, 1993).

En cada punto de agua se caracterizó la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y se estimaron varios parámetros de su diversidad funcional. Las muestras se recolectaron utilizando una manga de mano de 500  $\mu\text{m}$  de luz de malla e introduciendo el contenido en duquesas de 500 ml que se preservaron con etanol al 70%. En el caso de los abrevaderos, éstos se muestrearon al completo, al tener un área considerablemente pequeña (10,72  $\text{m}^2$  de media). En el caso de las charcas se identificaron todos los hábitats presentes, muestreándose todos aquellos identificados. Se utilizó por tanto un muestreo semicuantitativo.

Los individuos de macroinvertebrados se identificaron con la máxima resolución taxonómica posible, utilizando para ello la guía de Tachet *et al.* (2000). De esta publicación y de la de Usseglio-Polatera *et al.* (2000) se extrajeron también los siguientes rasgos funcionales: talla máxima, duración del ciclo vital, número de generaciones anuales, fases acuáticas del taxón en cuestión, tipo de puesta, tipo de dispersión, formas de resistencia, tipo y modo de alimentación, órganos respiratorios, microhábitat y forma de locomoción para todos los organismos identificados. Posteriormente se estimaron las abundancias relativas y con éstas se calculó la diversidad específica total medida como el índice de Shannon (diversidad gamma). La diversidad funcional se estimó utilizando el índice FD propuesto Petchey y Gaston (2002), y que se define como la suma total de la distancia entre las especies, calculada esta mediante el índice de Gower.

En total se identificaron 2190 individuos de macroinvertebrados, 346 encontrados en charcas y 1844 en abrevaderos, pertenecientes a 68 taxones, de los cuales 41 se encontraban únicamente en charcas, 14 únicamente en abrevaderos, y 13 en ambos tipos de masas de agua. La diversidad del tramo de estudio medida utilizando el índice de Shannon es de 2.31 y la diversidad funcional total medida mediante el índice FD es de 10,37. La diversidad beta total asociada a la cañada medida mediante el índice de Jaccard es de 0.847. Durante el muestreo se detectaron las especies invasoras cangrejo rojo (*Procambarus clarkii* en el punto A46) y de gambusia (*Gambusia holbrooki* en A4 y A46).

Los resultados de los índices de diversidad y de diversidad funcional para cada punto se muestran en la tabla 6. En general se aprecia que los resultados de las medias de riqueza y diversidad taxonómica y funcional son mayores en las charcas (figura 11), especialmente en la charca A09, que es la más diversa.

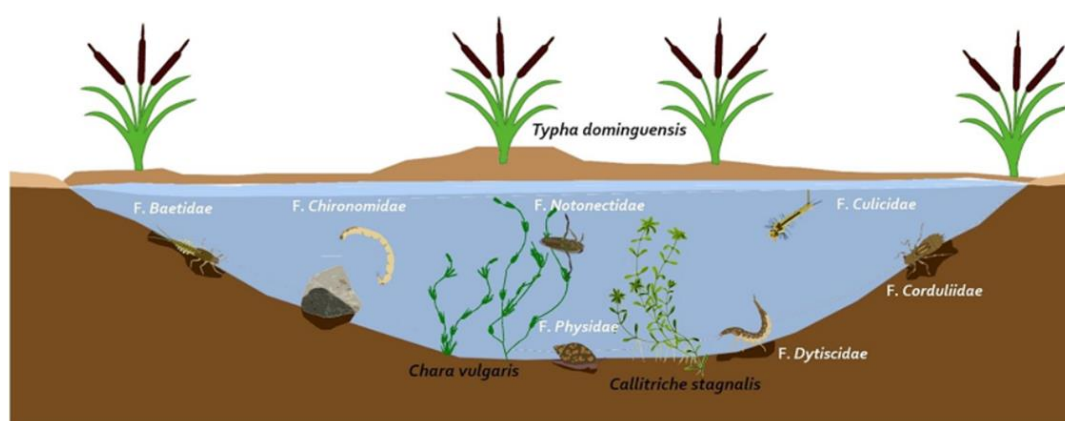


En cuanto a los abrevaderos, llama la atención la alta redundancia funcional estimada por el índice R, especialmente en el punto D03.

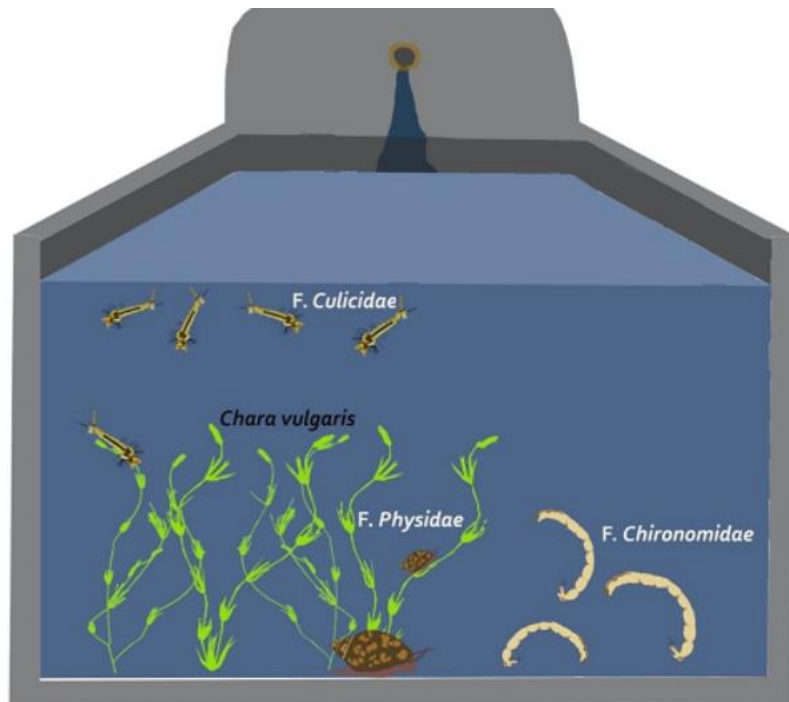
	Tipo	Riq.	H	FD	Fric	Feve	Fdis	U	R
<b>A17</b>	Charca	12	2,38	2,71	10	0,75	0,42	0,61	0,39
<b>A14</b>	Abrevadero	10	1,36	2,14	8	0,52	0,36	0,67	0,33
<b>A09</b>	Charca	27	2,79	5,36	25	0,62	0,46	0,67	0,33
<b>A04</b>	Abrevadero	7	1,58	2,14	7	0,44	0,48	0,78	0,22
<b>A02</b>	Charca	9	1,50	2,52	9	0,63	0,44	0,77	0,23
<b>D03</b>	Abrevadero	4	0,83	1,02	3	0,08	0,04	0,09	0,91
<b>I27</b>	Abrevadero	6	0,97	1,63	5	0,31	0,32	0,72	0,28
<b>D02</b>	Abrevadero	10	2,03	3,09	9	0,67	0,45	0,67	0,33
<b>D01</b>	Abrevadero	5	0,30	1,63	5	0,66	0,07	0,64	0,36
<b>A42</b>	Abrevadero	9	1,29	2,74	9	0,38	0,46	0,79	0,21
<b>A46</b>	Charca	14	2,22	3,84	13	0,63	0,46	0,69	0,31

**Tabla 6.** Resultados de los índices de diversidad específica y funcional para cada punto de agua muestreado en la Cañada Real Conquense.

Las charcas presentan una mayor diversidad en cuanto a grupos tróficos funcionales (figura 11), y aunque los organismos raspadores (gasterópodos y efemerópteros) alcanzan las mayores abundancias; los depredadores (odonatos, heterópteros y algunos coleópteros) y los recolectores (dípteros) aparecen prácticamente en la misma frecuencia. La situación es completamente distinta en los abrevaderos, donde los recolectores dominan ampliamente, perteneciendo cerca de un 60% de los organismos detectados a este grupo (figura 12).



**Figura 11.** Esquema de la organización de las comunidades más abundantes en las charcas de la Cañada Real Conquense (diseño: Pablo Amador).



**Figura 12.** Esquema de la organización de las comunidades más abundantes en los abrevaderos de la Cañada Real Conquense (diseño: Pablo Amador).

## 11. Conclusiones

Los resultados de los distintos estudios realizados confirman la importancia de las vías pecuarias como reservorios de biodiversidad. En lo que se refiere a organismos terrestres, los efectos son más evidentes en grupos de menor movilidad y más estrechamente vinculados al sustrato para su alimentación y refugio (conejos, reptiles y micromamíferos), en la línea de lo observado en estudios previos con hormigas, abejas silvestres y plantas. Con aves, el efecto como refugio es menos visible, si bien los resultados del estudio realizado muestran un cierto potencial para facilitar la conectividad entre zonas protegidas.

En cuanto a los puntos de agua analizados en la Cañada Real Conquense, se observan importantes diferencias entre abrevaderos y charcas. Estas últimas presentan un mayor valor como reservorio de anfibios, y mostraron mayor número de macrófitos e índices de diversidad de macroinvertebrados mucho más elevados. Con todo, los abrevaderos mejor conservados también presentan un cierto valor, especialmente los que disponen de alimentación natural.

## Referencias

- Aizpuru, I., Aseginolaza, P.M., Uribe-Echevarría y P. Zorrakin (1999). *Claves ilustradas de la flora del País Vasco y territorios limítrofes*. Servicio central de publicaciones del Gobierno Vasco. 831 pp.
- Arntzen, J. W., Abrahams, C., Meilink, W. R., Iosif, R. y A. Zuiderwijk (2017). Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. *Biodiversity and conservation* 26(6), 1411-1430.
- Azcárate, F.M.; Robleño, I; Seoane, J.; Manzano, P; y B. Peco. (2013a) Drove Roads as Local Biodiversity Reservoirs: Effects on Landscape Pattern and Plant Communities in a Mediterranean Region. *Applied Vegetation Science* 16: 480-490.
- Azcárate, F.M., Seoane, J., Castro, S., y B. Peco, B. (2013b). Drove roads: Keystone structures that promote ant diversity in Mediterranean forest landscapes. *Acta Oecologica* 49: 107–115
- Biggs, J., P. Williams, P. Whitfield, P. Nicolet y A. Weatherby. (2005). 15 years of pond assessment in Britain: results of lessons learned from the work of pond conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 693–714.
- Carpenter, S. R. y D. M., Lodge (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic botany*, 26, 341-370.
- Cirujano, S., y Medina, L. (2002). *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*. CSIC, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 340 pp.
- Cirujano, S., Molina, A. M. y Murillo, P. G. (2014). *Flora acuática española: hidrófitos vasculares*. Real Jardín Botánico, CSIC. 320 pp.
- Collinson, N. H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M. y P. J., Williams (1995). Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74(2), 125–133.
- De Bie, T., Declerck, S., Martens, K., de Meester L. y L. Brendonck (2008). A comparative analysis of cladoceran communities from different water body types: patterns in community composition and diversity. *Hydrobiologia* 597: 19–27.
- Declerck S., De Bie T., Ercken D., Hampel H., Schrijvers S., Van Wichelen J., Gillard, V., Mandiki, R., Losson, B., Bauwens, D., Keijers, S., Vyverman, W., Goddeeris, B., De meester, L., Brendonck, L. y K. Martens (2006) Ecological characteristics of small farmland ponds: associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 131, 523– 532.
- Dimitriou, E., Karaouzas, I., Skoulikidis, N., y Zacharias, I. 2006. Assessing the environmental status of Mediterranean temporary ponds in Greece. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 42(1), 33-41
- Fuentes-Rodríguez F., Juan M., Gallego I., Lusi, M., Fenoy E., León D., Peñalver P., Toja J. y J. J. Casas (2013). Diversity in Mediterranean farm ponds: trade-offs and synergies between irrigation modernisation and biodiversity conservation: Macroinvertebrate diversity in farm ponds. *Freshwater Biology*, 58(1), 63–78.



- Giorgi A., Feijóo C. y G. Tell (2005). Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14: 1699–1718.
- González de la Vega, J. P. (1988). *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. ERTISA, Huelva.
- Grooten, M., y R. E. A. Almond, (2018). Living planet report-2018: aiming higher. WWF, Gland, Switzerland.
- Gross, E. M., Johnson, R. L., y N. G. Hairston (2001). Experimental evidence for changes in submersed macrophyte species composition caused by the herbivore *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). *Oecologia*, 127(1), 105-114.
- Hevia V., Oteros-Rozas E., Zorrilla P., González J.A. y J.L. Rubio 27-29 de Octubre de 2010. Análisis del estado de conservación de la Cañada Real Conquense: implicaciones en el mantenimiento de la trashumancia. Congreso Nacional de Vías Pecuarias. Cáceres, Extremadura (España).
- Hevia, V., Azcárate, F.M., Oteros-Rozas, E., González, J.A. (2013) Exploring the role of transhumance drove roads on the conservation of ant diversity in Mediterranean agroecosystems. *Biodiversity and Conservation* 22: 2567-2581.
- Hevia, V., Bosch, J., Azcárate, F.M., Fernández, E., Rodrigo, A., Barril-Graells, H., y J.A. González (2016) Bee diversity and abundance in a livestock drove road and its impact on pollination and seed set in adjacent sunflower fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232: 336-344.
- Lauridsen T. L., Jeppesen E. y F. Ø. Andersen (1993). Colonization of submerged macrophytes in shallow fish manipulated Lake Væng: impact of sediment composition and waterfowl grazing. *Aquatic Botany*, 46(1), 1-15.
- Lehner, B., P. Döll, J. Alcamo, T. Henrichs, y F. Kaspar (2006). Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: a continental, integrated analysis. *Climatic Change* 75:273–299.
- Nori, J., Lemes, P., Urbina-Cardona, N., Baldo, D., Lescano, J. y R. Loyola (2015). Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biological Conservation* 191, 367-374.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella E., Juge, R., Cambin D. y Lachavanne J.B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological conservation* 104: 59–70.
- Petchey O. L. y Gaston K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*: 5(3), 402–411.
- Samways MJ (2005) *Insect diversity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge
- Scheffer, M., van Geest, G.J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Sondergaard, M., Butler, M.G., Hanson, M., Declerck S. y L. De Meester (2006). Small habitat size and isolation promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227–231.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fischman, D. L. y R. W. Waller (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702) 1783-1786.
- Tachet, H., Richoux, P. H., Bournaud, M., y P. Usseglio-Polatera (2000). Invertébrés d'eau douce. *Systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions, Paris, 588.



- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P. y H. Tachet (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2), 175–205.
- von Essen, M., Leung, W. T., Bosch, J., Pooley, S., Ayres, C. y S. J. Price (2020). High pathogen prevalence in an amphibian and reptile assemblage at a site with risk factors for dispersal in Galicia, Spain. *Plos one* 15(7).
- Warfe, D. y Barmuta, L. (2004). Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia* 141: 171–176.
- Williams, P., M. Whitfield, J. Biggs, S. Bray, G. Fox, P. Nicolet y D. Sear. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 15: 329–341.
- Zacharias, I. y M. Zamparas (2010). Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem *Biodiversity and Conservation*, 19, 3827-3834.