

## Trabajo Fin de Grado

Distribución y abundancia del caracol del cieno  
(*Potamopyrgus antipodarum*) en el término  
municipal de Zaragoza

Distribution and abundance of mudsnail  
(*Potamopyrgus antipodarum*) in the municipality of  
Zaragoza

Autor/es

Sylvia Domínguez Castillo

Director/es

Rocío López Flores

Escuela Politécnica Superior de Huesca

2017

## Resumen

*Potamopyrgus antipodarum* es un pequeño molusco acuático originario de Nueva Zelanda que puede medir entre 5 y 10 mm de longitud. Su concha está formada por 6-7 vueltas de espira dextrógira de color córneo oscuro. Es una especie que tolera un amplio rango de factores ecológicos. Su reproducción es tanto sexual como asexual, siendo esta última la más común en las zonas que invade. En España está presente y considerada como especie “exótica invasora”. Sus poblaciones pueden alcanzar densidades muy altas, modificando los recursos existentes y la estructura de las comunidades autóctonas. Para este trabajo se han establecido un total de 41 puntos diferentes de muestreo en 24 masas de agua diferentes (ríos, acequias, lagunas y balsas) dentro del término municipal de Zaragoza. Para la toma de muestras se realizaron transectos lineales, así como una medición de factores ambientales (temperatura, corriente, especies acompañantes, sustrato). Se midió el tamaño de los ejemplares recolectados y se calculó las densidades poblacionales y la diversidad de tamaños. Posteriormente se realizó un análisis estadístico de los datos y la representación gráfica de los mismos. Se obtuvieron diferencias significativas para las variables densidad y diversidad de tamaño agrupadas por el factor cauce (masa de agua). Se observó una relación unimodal entre la densidad y la temperatura del agua. Y aunque no se observaron diferencias significativas los sustratos de limo y arena parecían tener mayores densidades medias y diversidad de tamaños.

**Palabras clave:** distribución, especie exótica invasora, densidad, diversidad de tamaño, masas de agua

## Abstract

*Potamopyrgus antipodarum* is a small aquatic mollusk native to New Zealand that can measure between 5 and 10 mm in length. Its shell is made up of 6-7 turns of a spinning circle of dark corneous color. It is a species that tolerates a wide range of ecological factors. Its reproduction is both sexual and asexual, the most common in the areas it invades is the last one. It is present in Spain and it is considered as an "exotic invasive" species. Their populations can reach very high densities, modifying the existing resources and the structure of the native communities. For this work, a total of 41 sampling points have been established in 24 different water bodies (rivers, irrigation canals, lagoons and ponds) within the municipality of Zaragoza. For the sampling, linear transects were performed at all points, as well as a measurement of environmental factors (temperature, current, companion species, substratum). The size of the collected specimens was measured and population density and size diversity were calculated. Subsequently a statistical analysis of the data and the graphical representation of the data were carried out. Significant differences were obtained for density and size diversity grouped by the water body factor. A unimodal relationship between density and water temperature was observed. Although no significant differences were found, higher mean densities and size diversity were observed in the silt and sand substrates.

**Keywords:** distribution, invasive alien species, density, size diversity, water bodies.

## Índice

Introducción .....	6
1. Descripción de la especie .....	6
2. Alimentación y hábitat .....	7
3. Distribución .....	8
4. Comportamiento y dispersión.....	9
5. Reproducción .....	11
6. Catalogación.....	11
7. Impacto de <i>Potamopyrgus antipodarum</i> en el medio acuático.....	12
Antecedentes .....	14
Objetivos .....	16
Material y métodos .....	17
1. Área de estudio .....	17
2. Establecimiento de los puntos de muestreo.....	20
3. Toma de muestras.....	20
4. Análisis de las muestras .....	22
Resultados .....	24
1. Presencia y densidad de <i>P. antipodarum</i> en la zona de muestreo .....	24
2. Relación entre la densidad de individuos y las variables ambientales .....	26
3. Distribución de tamaños de <i>P. antipodarum</i> en la zona de muestreo .....	28
4. Relación entre la diversidad de tamaños de la especie y las variables ambientales .....	31
Discusión .....	34
Medidas de control .....	38
Conclusiones .....	42
Bibliografía .....	43
Anexos.....	51

## Índice de figuras

Figura 1. Ejemplares de <i>Potamopyrgus antipodarum</i> .....	7
Figura 2. Mapa de la península ibérica con las provincias españolas y portuguesas donde hay al menos una cita de la presencia de <i>Potamopyrgus antipodarum</i> .....	14
Figura 3. Localización del término municipal de Zaragoza en la Península Ibérica y los puntos de muestreo en las distintas masas de agua seleccionadas .....	19
Figura 4. Material utilizado en los muestreos. ....	21
Figura 5. Botes de muestras, lupa, escalas y cuaderno de campo. ....	21
Figura 6. Diagrama de caja para el logaritmo de la densidad agrupada por el factor “cauce” .	25
Figura 7. Diagrama de dispersión de las variables logaritmo de la densidad de individuos y temperatura del agua (°C).....	26
Figura 8. Diagrama de dispersión de las variables logaritmo de la densidad de individuos y temperatura ambiental (°C). ....	26
Figura 9. Diagrama de caja para la variable logaritmo de la densidad (ejemplares/m <sup>2</sup> ) agrupada por tipo de “sustrato” .....	27
Figura 10. Diagrama de caja para la variable logaritmo de la densidad agrupada por el factor “fauna acompañante” .....	28
Figura 11. Diagrama de caja de la variable “longitud media” agrupada por el factor “cauce”.	30
Figura 12. Diagrama de caja para la diversidad de tamaño agrupada por el factor “cauce” ....	30
Figura 13. Diagrama de dispersión de las variables densidad (ejemplares/m <sup>2</sup> ) y longitud media (mm). ....	31
Figura 14. Diagrama de dispersión para las variables diversidad de tamaños y temperatura ambiental (°C).....	32
Figura 15. Diagrama de dispersión para las variables diversidad de tamaños y temperatura del agua (°C).....	32
Figura 16. Diagrama de caja para la variable “diversidad de tamaño” agrupada por el factor “sustrato”. ....	33
Figura 17. Acequias principales de la Huerta de Zaragoza .....	55
Figura 18. Esquema de la red de acequias del río Huerva .....	56
Figura 19. Formularios cumplimentados para el INAGA.....	57
Figura 20. Formularios cumplimentados para el INAGA.....	58
Figura 21. Diagrama de caja para la variable diversidad de tamaño agrupada según el factor “corriente”. ....	59
Figura 22. Diagrama de caja para la variable “diversidad de tamaño” agrupada por el factor “fauna acompañante” .....	59
Figura 23. Ejemplo de especies acompañantes encontradas en los muestreos.....	60
Figura 24. Ejemplares de <i>Potamopyrgus antipodarum</i> en la Acequia del Rabal .....	61
Figura 25. Ejemplo de algunas de las zonas muestreadas .....	62

## Índice de tablas

<i>Tabla 1. Medias del número de ejemplares y densidades de P. antipodarum en cada punto de muestreo .....</i>	<i>24</i>
<i>Tabla 2. Longitudes medias, mínimas y máximas por punto de muestreo. ....</i>	<i>29</i>
<i>Tabla A1. Todos los puntos de muestreo y la información correspondiente de cada uno .....</i>	<i>52</i>

## Introducción

Dentro de los ecosistemas acuáticos se conocen muchas especies que causan daños ecológicos y económicos graves como el camarón asesino (*Dikerogammarus villosus*), el caracol manzana (*Pomacea canaliculata*) o el alga asesina (*Caulerpa taxifolia*) (Alonso y Castro-Díez, 2012a; Lowe et al. 2000).

En España *Potamopyrgus antipodarum*, conocido vulgarmente como caracol del cieno, está considerado especie exótica invasora. Los impactos producidos por *Potamopyrgus antipodarum* se pueden llegar a asemejar a los que produce el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) (Global Invasive Species Database, 2015).

Las especies exóticas invasoras, difieren en su comportamiento. A veces estas especies permanecen en poblaciones de bajas densidades durante años, pero en otras ocasiones aumentan rápidamente su población hasta causar graves daños al nuevo ecosistema (Alonso y Castro-Díez, 2012a). En algunos casos como el de *P. antipodarum*, pueden alcanzar tan altas densidades que alteran la estructura de las comunidades autóctonas, aunque también se dan casos en los que se integran sin causar aparentes daños (Alonso y Castro-Díez, 2012a; Alonso y Castro-Díez, 2008; Múrria et al. 2008). El gran éxito invasor que presenta el caracol del cieno y sus potenciales impactos están poco estudiados (Alonso y Castro-Díez, 2012a).

### 1. Descripción de la especie

*Potamopyrgus antipodarum* pertenece al phylum Mollusca, clase Gastropoda, orden Littorinimorpha y familia Hydrobiidae (Catálogo español de especies exóticas invasoras, 2013). En algunos lugares de Europa, esta especie se ha descrito como *Potamopyrgus jenkinsi* por Smith (1989) (Global Invasive Species Database, 2015).

Es un pequeño gasterópodo acuático de entre 5 y 10 mm de longitud, pudiendo alcanzar los 12 mm en las zonas nativas, (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014) y con un diámetro de entre 2.5 y 3 mm (Soler et al., 2006). Su concha está formada por 6-7 vueltas de espira dextrógira de crecimiento regular, siendo la última la más grande (Figura 1). El ápice es redondeado y el ombligo estrecho. El peristoma es continuo y sencillo, con el borde columelar ligeramente inclinado sobre el ombligo. El opérculo es córneo, con núcleo excéntrico. La concha presenta unas finas estrías longitudinales y es de un color corneo oscuro. En cuanto al animal, presenta unas 27 lamelas branquiales. La porción libre del oviducto no está pigmentada. Y al ser una especie ovovivípara se pueden llegar a observar entre 30 y 45 embriones en diferente grado de desarrollo dentro del oviducto paleal (Soler et al., 2006).



**Figura 1.** Ejemplares de *Potamopyrgus antipodarum*

Es un ramoneador nocturno que puede habitar en zonas próximas a humanos. Tolera un amplio rango de factores ecológicos, lo que provoca que tenga mayor facilidad de propagación e invasión (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014). Es tolerante a la desecación, ya que durante los periodos de más calor se entierra en el sedimento pudiendo así sobrevivir más de un día fuera del agua, de ahí su nombre común “caracol del cieno” (Alonso y Castro-Díez, 2015a).

## 2. Alimentación y hábitat

*Potamopyrgus antipodarum* se alimenta de restos de plantas muertas y degradadas, algas, sedimentos, diatomeas, material de origen animal y bacterias (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014; Čejka et al., 2008; INVASIBER, 2012). Por lo que se puede decir que es una especie generalista, capaz de utilizar una amplia variedad de recursos tróficos (Alonso y Castro-Díez, 2015a).

Es una especie que tolera temperaturas muy diferentes (0-34 °C), pero no soporta la congelación. La temperatura idónea para su desarrollo son 18 °C. También soporta cierta salinidad, turbidez, elevada concentración de nutrientes y aguas degradadas (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014; Alonso y Castro-Díez, 2008; Čejka et al., 2008).

Es una especie eurihalina, así que puede alimentarse, crecer y reproducirse en salinidades de 0 a 15 ‰, llegando a tolerar por cortos periodos de tiempo una salinidad de entre 30 y 35 ‰ (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014; Čejka et al., 2008; INVASIBER, 2012). Aunque otros autores establecen el límite en un 32 ‰ (Alonso y Castro-Díez, 2008; Jacobsen & Forbes, 1997). Prefiere las zonas litorales de lagos y arroyos lentos con sustrato de limo y materia orgánica, pero puede tolerar un flujo rápido en lugares donde se pueda refugiar en el sedimento (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014; Čejka et al., 2008; INVASIBER, 2012).

En cuanto a la profundidad, se puede encontrar en un rango de profundidad de 4-25 metros, incluso hasta 45 metros. Pero suele habitar en zonas litorales con una profundidad moderada de 10 m (Global Invasive Species Database, 2015).

En las zonas nativas el caracol del cieno vive en ecosistemas de agua dulce, excepto en aquellos con cursos de agua temporales. También habita en aguas salobres. Vive entre los macrófitos, en sustratos arcillosos, arena fina y fango. Pero en las zonas que ha invadido puede llegar a estar presente en hábitats muy diferentes (Alonso y Castro-Díez, 2012a).

En general, los ecosistemas alterados son más atractivos para las especies exóticas que los ecosistemas inalterados ya que estos últimos tienen menos recursos y nichos vacíos (Alonso y Castro-Díez, 2012a). Concretamente, en Europa esta especie ha aparecido en diversos tipos de ecosistemas desde agua dulce hasta agua salada (estuarios, marismas) y desde zonas lóxicas (arroyos, ríos) hasta leníticas (lagos, pantanos). En otros continentes este caracol está citado sobre todo en hábitats de agua dulce (Alonso y Castro-Díez, 2012a; Alonso y Castro-Díez, 2008). Se encuentra principalmente en ambientes alterados por los humanos. Es un buen colonizador de estas zonas debido a la baja resistencia que ejercen las poblaciones residuales de especies nativas. Puede habitar en zonas con contaminación intermedia por materia orgánica y enriquecimiento de nutrientes (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014). Sus mayores densidades se han encontrado en lugares con una alta producción primaria, temperaturas y corriente constantes (Global Invasive Species Database, 2015).

En las zonas nativas el caracol del cieno se ve afectado por unos parásitos que disminuyen su crecimiento. Cuando coloniza nuevas regiones se ve liberado de estos parásitos lo que contribuye a su éxito invasor. Al tener una concha dura y un opérculo sólido también es resistente frente a los depredadores (Alonso y Castro-Díez, 2008; Alonso, 2005; Schreiber et al., 2003).

### **3. Distribución**

Es una especie originaria de Nueva Zelanda y sus islas litorales. La especie se introdujo durante los siglos XIX y XX en el sur de Australia, en Tasmania y Europa (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014). La primera cita fuera de Nueva Zelanda fue en Inglaterra en 1859 (Alonso y Castro-Díez, 2012a). Desde entonces se ha ido expandiendo llegando a ser muy común en las aguas dulces de oeste de Europa.

Los primeros estudios que se realizaron sobre la distribución de la especie en España establecían su presencia sobre todo en las zonas costeras mediterráneas y del cantábrico, posteriormente se ha ido expandiendo hacia las zonas del interior (Alonso y Castro-Díez, 2015a). Actualmente tiene una distribución muy amplia, llegando a ser en algunos lugares una auténtica plaga (Soler et al. 2006).

La primera cita de la especie en la Península Ibérica es del año 1951, el caracol fue recolectado en el litoral y alrededores de Barcelona y en el año 1966 se encontraron poblaciones de altas

densidades en Elche (Gassul, s.f.). En el año 1963 la especie fue citada en Galicia bajo el nombre de *Hybrodia jensinkii* (Rivas et al., 2010). La primera cita en el río Ebro es del año 1967 (Oscoz, 2010). Tres años más tarde, la especie es citada en una acequia de Tardienta (Altimira y Balcells, 1972). La primera cita de *P. antipodarum* en Navarra es del año 1977, en el río Bidasoa, encontrándose en años posteriores también en los ríos Cidacos y Aragón (Larraz, 1986). Y en 1996, la especie fue citada en cuatro puntos del río Magro, en la Comunidad Valenciana (Rueda et al., 1996).

Este invertebrado ha conseguido expandirse rápidamente a diversos ecosistemas de cuatro continentes (Alonso y Castro-Díez, 2012a). En Australia, primero se expandió a Tasmania (1892) y después a Victoria (1895). En Norte América, la especie fue citada por primera vez en el río Snake (Idaho) en el año 1987, se cree que pudo haber escapado de una piscifactoría. Posteriormente se fue expandiendo por Norte América (Vinson, 2004). Se encontró en el Lago Ontario en 1991 y en el río Columbia (Oregón) en el año 1997. Probablemente su expansión se debe a que viaja en el lastre de barcos comerciales, lo que le permite realizar viajes transoceánicos. Recientemente, el caracol del cieno ha sido citado en Japón (Alonso y Castro-Díez, 2008; Zaranko et al., 1997).

#### 4. Comportamiento y dispersión

La dispersión de la especie *Potamopyrgus antipodarum* se puede producir de dos modos, de forma pasiva o de forma activa. En el primer caso se produce por factores ajenos al animal y, en el segundo caso, por los propios medios del animal.

La tolerancia a un amplio rango de factores ambientales y variables físico-químicas aumenta la probabilidad de supervivencia de la especie cuando llega a un nuevo ambiente (Alonso y Castro-Díez, 2008).

Como ya se ha dicho anteriormente es una especie capaz de soportar la desecación y una gran variedad de temperaturas y, al ser los individuos tan pequeños, pueden ser transportados involuntariamente en las plumas y patas de las aves, en el barro adherido a las embarcaciones y vehículos, maquinaria agrícola y de obras, en el pelo de animales, etc. Aunque esta tolerancia a la desecación disminuye al aumentar la temperatura y disminuir el tamaño del caracol (Alonso y Castro-Díez, 2015a; Alonso y Castro-Díez, 2008; Cada, 2004). También resisten el paso por el tubo digestivo por lo que pueden llegar a ser transportados por peces y aves. Aunque probablemente el principal vector de dispersión son las actuaciones humanas (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014; Čejka et al., 2008). Los trasvases entre masas de agua de diferentes cuencas también fomentan la dispersión de la especie, como ya se ha visto en otras especies exóticas (Alonso y Castro-Díez, 2015a).

Una importante forma de dispersión está relacionada con el comercio de productos de acuicultura o plantas acuáticas ornamentales. También pueden viajar los ejemplares en tanques de agua y mangueras (Alonso y Castro-Díez, 2008; Zaranko et al., 1997).

Como se ha indicado anteriormente, esta especie puede alimentarse, crecer y reproducirse en salinidades de 15 ‰ y puede soportar salinidades de en torno a un 32 ‰. Hay estudios que han comprobado el éxito reproductivo de la especie tras periodos de desecación y para diferentes condiciones ambientales. Tras estos estudios se observó que el transporte en condiciones de desecación solo sirve para distancias cortas, lo que ayuda a la dispersión del caracol en áreas donde ya existe la especie. Lo mismo sucede si viaja en el tracto digestivo de aves o peces, soporta estas condiciones solo durante unas horas (Alonso y Castro-Díez, 2008; Cada, 2004).

Hay autores que también han establecido que utiliza la vegetación flotante para dispersarse, pero este mecanismo tan solo sirve para lagos o para dispersarse aguas abajo de la población inicial (Alonso y Castro-Díez, 2008; Richards et al., 2001).

Además de los métodos pasivos de dispersión, la especie también se puede dispersar activamente. Aunque es mediante el primer método por el cual la especie se ha ido expandiendo por Europa (Alonso y Castro-Díez, 2008; Hubendick, 1950).

Algunos autores han encontrado que el caracol del cieno presenta una reotaxis positiva, la cual facilita su dispersión en arroyos y ríos, ya que una alta velocidad del agua provoca un movimiento constante del animal contracorriente. En tres meses pueden extenderse 60 metros mediante desplazamiento activo contracorriente. Por lo tanto un único caracol puede moverse 240 metros río arriba en un año. Y debido a que un único caracol puede originar 230 juveniles por año, el número de caracoles en ese tramo pueden aumentar significativamente (Alonso y Castro-Díez, 2008; Heywood & Edwards, 1962; Møller et al., 1994).

Otros autores, sin embargo, establecen que si las corrientes son muy rápidas pueden provocar que el caracol se separe del sustrato y esto puede limitar la colonización. Los individuos juveniles suelen refugiarse entre los macrófitos, debido a que soportan peor las fuertes corrientes que los adultos. Por tanto, las zonas de bajas velocidades con alta densidad de macrófitos son más proclives a la dispersión que las zonas con altas velocidades (Alonso y Castro-Díez, 2008; Richards et al., 2001). Debido a estos resultados contradictorios de distintos autores se establece la necesidad de más investigaciones acerca los métodos activos de dispersión del caracol del cieno (Alonso y Castro-Díez, 2008).

Hay modelos predictivos recientes que demuestran que la dispersión de *P. antipodarum* a través de Australia y Norteamérica puede llegar a ser muy rápida si no se llevan a cabo medidas de prevención (Alonso y Castro-Díez, 2008; Loo et al., 2007).

Aunque la expansión de esta especie está bien documentada, poco se sabe de los efectos que puede tener sobre las especies autóctonas (Alonso y Castro-Díez, 2008).

## 5. Reproducción

Esta especie posee un ciclo de vida anual. La reproducción tiene lugar principalmente durante los periodos de primavera y verano entre los macrófitos (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014; INVASIBER, 2012.). Aunque si las condiciones son favorables puede llegar a reproducirse durante todo el año (Global Invasive Species Database, 2015).

La especie alcanza la madurez sexual con 3-3.5 mm de longitud. Un solo adulto puede producir 230 descendientes por año (Alonso y Castro-Díez, 2012a; Confederación hidrográfica del Ebro, 2014; Møller et al. 1994), ya que puede llegar a reproducirse hasta en 6 ocasiones. Esta alta tasa reproductiva hace que tenga un gran éxito invasor (Alonso y Castro-Díez, 2015a). Un adulto reproductor normalmente contiene entre 10 y 90 embriones (Vinson, 2004).

En las zonas nativas, esta especie se reproduce tanto de forma sexual como asexual. En cambio en las zonas invadidas la reproducción es partenogenética, (Alonso y Castro-Díez, 2008; Global Invasive Species Database, 2015). Por lo que las poblaciones suelen estar formadas por clones de un único individuo, siendo casi su totalidad hembras triploides (NZMS Working Group, 2006; Batkus et al. 2012). En las poblaciones europeas se conocen tan solo 3 tipos distintos de clones, estando solo uno de ellos en la zona sur del continente europeo (NZMS Working Group, 2006).

Es ovovivíparo, lo que quiere decir que porta los huevos en un receptáculo de cría hasta que eclosionan, entonces las crías salen al exterior por una abertura de la concha. En un principio las crías tienen las conchas de color transparente, pero esta va adquiriendo el color oscuro (Alonso y Castro-Díez, 2015a, Jokela et al, 1997).

## 6. Catalogación

La especie ha sido catalogada, a nivel mundial, por la UICN como de Preocupación Menor (Van Damme, 2013).

Pero a nivel europeo está incluida dentro del reglamento (UE) nº1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo del 22 de octubre de 2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014).

En España, la especie está considerada como “invasora” en el Real Decreto 630/2013 de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Al estar incluida como “exótica invasora” es obligatorio un estudio y seguimiento de la distribución en España. Pero la información disponible sobre la distribución de la especie en España es escasa. Al igual que la información acerca de los impactos ecológicos y económicos que puede producir en los ecosistemas que invade (Alonso y Castro-Díez, 2015a).

A nivel autonómico no existe ninguna norma que incluya esta especie como especie exótica invasora, además es muy poca la información existente sobre la distribución de esta especie en Aragón. Pero sí existe un listado de especies exóticas invasoras con fichas descriptivas e información y recomendaciones para el público, elaborado por el Gobierno de Aragón, en el que *P. antipodarum* está incluido (Guerrero y Jarne, 2014; Gobierno de Aragón, 2016).

## 7. Impacto de *Potamopyrgus antipodarum* en el medio acuático

En Europa la especie provoca pérdida de riqueza y abundancia de moluscos nativos. Esto se produce ya que modifica los recursos existentes y afecta a la funcionalidad y estructura de las poblaciones nativas con las que compite y a las que llega a desplazar. Puede llegar a formar poblaciones realmente densas que alteran la dinámica del ecosistema e influyen negativamente en los niveles tróficos superiores (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014). En algunos lugares de Estados Unidos se han llegado a describir densidades de 500.000 caracoles por m<sup>2</sup> (Hoy y Rodríguez, 2013) y de hasta 800.000 caracoles por m<sup>2</sup> (Alonso y Castro-Díez, 2012a; Global Invasive Species Database, 2015).

Diversos estudios han demostrado que los impactos más importante de *P. antipodarum* están relacionados con la alteración de los ciclos del nitrógeno y el carbono (Alonso y Castro-Díez, 2012a; Hall et al, 2003; Alonso y Castro-Díez, 2012b; Arango et al. 2009).

Esta especie, también afecta a la producción secundaria en algunos ríos ya que alcanza producciones secundarias muy elevadas, con los valores más altos descritos para invertebrados fluviales (Alonso y Castro-Díez, 2015a; Alonso y Castro-Díez, 2015b Hall et al. 2006; Alonso y Castro-Díez, 2012a). Al establecer poblaciones de grandes densidades consumen gran parte de la producción primaria, alterando así la dinámica de los ecosistemas y compitiendo y desplazando a las especies autóctonas, afectando también a los niveles altos de la cadena trófica. Puede llegar a consumir el 75% de la producción primaria, dominar la producción secundaria componiendo el 97% de la biomasa de invertebrados y excretando el 65% del NH<sub>4</sub> total, lo que provoca cambios en los ciclos del carbono y el nitrógeno. Este caracol también puede aumentar los niveles de CO<sub>2</sub> en la precipitación de bicarbonato de calcio a carbonato de calcio para formar conchas (Global Invasive Species Database, 2015).

En cuanto a los impactos que genera en otras especies, *P. antipodarum* consume preferentemente nutrientes de alta calidad, por lo que fuerza a las especies autóctonas a consumir alimento de menor calidad (Alonso y Castro-Díez, 2012a; Riley et al., 2008). *P. antipodarum* es un “effective grazer”, una de sus principales fuentes de alimento es el perifiton, del cual también se alimentan los macroinvertebrados los cuales se ven afectados negativamente por la efectividad, a la hora de alimentarse, de *P. antipodarum*. Por lo tanto esta efectividad ayuda al éxito invasor de la especie (Krist and Charles, 2012).

*P. antipodarum* afecta a sus depredadores, los peces ya que supone una fuente de alimento pobre y que no se puede digerir fácilmente. Y no solo reemplaza las fuentes de alimento sino

que se ha comprobado que afecta a la salud y reduce la supervivencia de los peces que basan su alimentación en *P. antipodarum* (Global Invasive Species Database, 2015).

Una vez que *P. antipodarum* se ha establecido su erradicación es casi improbable. Para evitar su expansión hay que prevenir su introducción en nuevas zonas y contener las poblaciones de las zonas en las que ya está presente (Global Invasive Species Database, 2015).

## Antecedentes

En este apartado se hace recopilación de otros proyectos en los que se ha estudiado la distribución y abundancia de *Potamopyrgus antipodarum*.

Existen estudios previos acerca de *Potamopyrgus antipodarum*, aunque estos no suelen ir dirigidos a conocer la distribución y abundancia de esta especie.

Alonso y Castro-Díez, en 2015 (Alonso y Castro-Díez, 2015a) publicaron un artículo en el que se hacía una revisión bibliográfica de *P. antipodarum* en la Península Ibérica, además de tratar los impactos más importantes que genera la especie. En este artículo se establecía que en la Península Ibérica está presente en 30 provincias, de las 46 existentes, y que en Portugal aparece en 6 de 18 (Alonso y Castro-Díez, 2015a; Figura 2).



**Figura 2.** Mapa de la península ibérica con las provincias españolas y portuguesas donde hay al menos una cita de la presencia de *Potamopyrgus antipodarum*. En color amarillo las provincias con citas anteriores a 1990 y en color naranja las posteriores. Los puntos rojos corresponden a citas encontradas en Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Fuente: Alonso y Castro-Díez, 2015a.

En el mapa las provincias de color amarillo son las que tienen citas anteriores a 1990 y en color naranja en las que ha habido citas posteriores a 1990. Los puntos rojos indican las citas encontradas en Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (Alonso y Castro-Díez, 2015).

En la comunidad de Madrid se realizó un estudio de los moluscos de agua dulce, en el que se citan 33 especies, entre ellas se encuentra *Potamopyrgus antipodarum* y para la cual se establece una amplia distribución. Además de citar las especies también se dan datos taxonómicos, breves descripciones e información sobre los hábitats en los que se han encontrado (Soler et al., 2006).

El trabajo “Review and new records of non-indigenous freshwater invertebrates in the Ebro river basin (Northeast Spain)” (Oscoz et al 2010), hace una recopilación de la composición y distribución de los invertebrados acuáticos exóticos establecidos en la cuenca del río Ebro, para ello utilizaron publicaciones científicas y datos de diferentes estudios de monitoreo realizados por los autores del trabajo durante cinco años. El estudio estableció que *P. antipodarum* estaba presente en la cuenca del río Ebro en diversas localidades como Huesca, Zaragoza, o Navarra (Oscoz et al 2010).

Quiñonero Salgado y López Soriano (Quiñonero Salgado y López Soriano, 2013) llevaron a cabo un estudio de los moluscos invasores dulceacuícolas presentes en el Delta del Ebro. Se realizaron varios muestreos entre los años 2009 y 2013 de los diversos hábitats (acequias y canales con y sin vegetación, orillas del río Ebro, campos de arroz, lagunas y sedimentos depositados en los márgenes de canales y acequias) con presencia de moluscos dulceacuícolas. Como resultado se obtuvo la presencia de nueve especies alóctonas de moluscos, entre las que se encontrada *P. antipodarum*. Dicha especie se localizó en dos puntos: en un desagüe y en una acequia con vegetación acuática. Esta sería la primera vez que se citaba la especie en el Delta del Ebro (Quiñonero Salgado y López Soriano, 2013).

En cuanto a estudios centrados en la especie, Alonso y Castro-Díez (Alonso y Castro-Díez, 2012a) publicaron un estudio en el que evaluaban el riesgo ecológico que *P. antipodarum* representa para los ecosistemas acuáticos, para ellos se basaron en información ya publicada. El estudio habla de la distribución mundial de la especie, los impactos que puede llegar a producir en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y a qué se debe el éxito invasor de la especie (Alonso y Castro-Díez, 2012a).

Existen otros estudios sobre *P. antipodarum*, pero que tratan otros temas como la razón por la que presenta un éxito invasor tan alto (Alonso y Castro-Díez, 2008), la utilidad de la especie para confirmar en vivo alteraciones endocrinas en sedimentos fluviales (Schmitt et al., 2010), el desarrollo de una metodología para la evaluación *in situ* de la supervivencia y reproducción del caracol del cieno expuesto a condiciones reales (Schmitt et al., 2010), los efectos de los sedimentos finos en la alimentación y crecimiento de *P. antipodarum* (Broekhuizen et al., 2001), el mayor consumo de recursos frente a especies autóctonos (Krist y Charles, 2012) o cómo varía la proporción de sexos en zonas invadidas por la especie en Japón (Tatara et al. 2013).

Fuera de España también se ha estudiado la distribución de *P. antipodarum* en países como Rusia (Filipenko, 2010) o Estados Unidos (Vinson, 2004).

No se han encontrado estudios centrados únicamente en la provincia o municipio de Zaragoza, las únicas citas conocidas son las incluidas en el trabajo anteriormente mencionado de Alonso y Castro-Díez (Alonso y Castro-Díez, 2015a), realizado en toda la Península Ibérica.

## Objetivos

El objetivo general del trabajo consiste en estudiar la distribución de *Potamopyrgus antipodarum* en el término municipal de Zaragoza (España).

Para ello, los objetivos específicos de este trabajo son los siguientes:

- Localizar las masas de aguas en las que pudiera habitar la especie (*Potamopyrgus antipodarum*) en el término municipal de Zaragoza.
- Confirmar la presencia de la especie en dichas masas de agua.
- Estimar la densidad poblacional.
- Caracterizar algunos de los factores hidrológicos que condicionan su presencia.

## Material y métodos

### 1. Área de estudio

El área de estudio comprende el municipio de Zaragoza, en concreto las principales masas de agua (ríos, canales, acequias, lagos, etc.) en las que la especie a estudiar puede encontrar las condiciones favorables para desarrollarse (Figura 3).

El municipio de Zaragoza tiene una extensión de 973.8 km<sup>2</sup> y lo cruzan tres ríos, que son el Ebro, el Gállego y el Huerva. Estos dos últimos van a desembocar al río Ebro. El Ebro a su paso por el municipio discurre a lo largo de 28 km. El río Gállego desemboca en la margen izquierda del Ebro dentro del municipio y cuenta con 10 km dentro del mismo. Y por último el Huerva, que desemboca en el Ebro, dentro del municipio al igual que el Gállego, pero en la margen derecha, cuenta con 11 km de recorrido dentro del término.

Cruzando el municipio de Zaragoza de oeste a este, se encuentra el Canal Imperial, el cual transcurre de forma casi paralela al Ebro. Este canal artificial construido a finales del siglo XVIII nace en Navarra de las aguas del río Ebro y llega hasta el Burgo de Ebro (Zaragoza), donde se vuelve a unir con el río (Cabetas, 2016; Ayuntamiento de Zaragoza, 2016b). Este canal en algunos de sus tramos está naturalizado mientras que en otros tramos va canalizado mediante paredes y suelo de cemento.

La red de acequias de Zaragoza es muy extensa, es la red de regadío tradicional más compleja de todo Aragón y una de las más importantes de la Península Ibérica (Ayuntamiento de Zaragoza, 2016b). Dicha red de acequias se puede dividir en dos áreas, cada una situada en una de las márgenes del río Ebro. La situada al norte del río se abastece a partir de las aguas del río Gállego, siendo tres las principales acequias dentro del municipio zaragozano: Camarera, Rabal y Urdán. Al sur del Ebro se encuentra el Canal Imperial de Aragón y la principal acequia es la de la Almozara, que se abastece con aguas del Canal Imperial y del río Jalón (Ayuntamiento de Zaragoza, 2016b). Para este trabajo se han tomado muestras tan solo en las acequias más importantes y en algunas balsas con aguas derivadas del propio Canal Imperial.

A continuación se indican las acequias y balsas en las que se han llevado a cabo los muestreos y el origen de sus aguas:

- Acequia de Urdán (Río Gállego)
- Acequia del Cascajo (Río Gállego)
- Acequia de Juslibol (Río Gállego)
- Acequia del Rabal (Río Gállego)
- Acequia de Camarera o Mamblas (Río Gállego)
- Acequia de la Almotilla (Río Huerva)
- Acequia Alfaz (Río Huerva)
- Acequia de la Almozara (Canal Imperial, Río Jalón)
- Acequia de la Plana (Acequia de la Almozara)
- Acequia Mejana (Acequia de la Almozara)

- Escorredero de Ochoa (Escorrentías de Acequia de la Almozara)
- Acequia de En Medio (Canal Imperial)
- Balsete de Orús (Canal Imperial)
- Balsa de Casablanca (Canal Imperial)

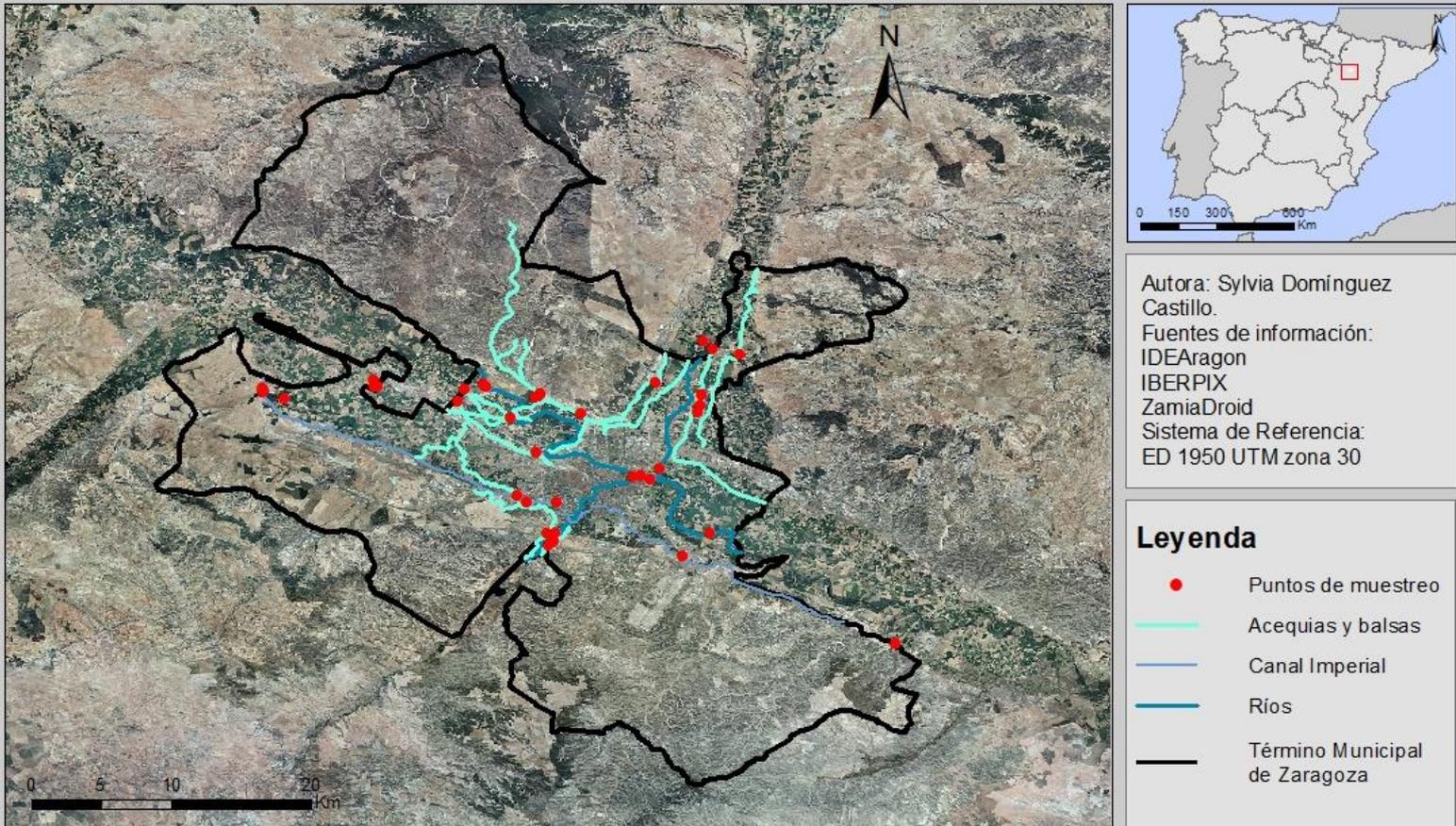
Hay que considerar que en estas acequias y balsas el agua sufre bruscas variaciones de nivel y pueden pasar por periodos de ausencia de agua, lo que les da un carácter temporal.

A su entrada en el municipio a su paso por el barrio de Juslibol, en la margen izquierda del río Ebro se encuentra el Galacho de Juslibol. Este antiguo meandro abandonado se formó en el año 1961 tras una gran avenida del río Ebro. En este espacio natural también se encuentran varias lagunas, todas ellas de origen artificial (Cabetas, 2016) que se formaron en los años 70 debido a la extracción de áridos en la zona. Estas lagunas y el propio galacho se nutren de las aguas que afloran del freático del Ebro. Tienen un nivel variable alcanzando el mínimo durante el estío. No obstante en época de avenidas del Ebro las aguas de este invaden lagunas y galacho. Existe otra laguna que ha sido creada y naturalizada por el Ayuntamiento de Zaragoza, la llamada Laguna Artificial, la cual se creó con la idea de que sirviera como punto de información, formación y observación de aves (Ayuntamiento de Zaragoza, 2016a). Para este trabajo se muestrearon las lagunas denominadas del Pescador y de La Isla.

En el interfluvio entre el Canal Imperial y el Ebro se encuentran una serie de lagunas que se nutren de las aguas del nivel freático existente entre ambos cauces. Se han elegido las más representativas, como son balsa de Larralde, balsa La Consejera, balsa El Ojo del Cura. Todas tienen fuertes oscilaciones de nivel, alcanzando su máximo en época de verano y registrando el mínimo nivel en invierno. La balsa de La Consejera incluso se seca totalmente en esta época. (Soriano, 2011).

# Mapa de los puntos muestreados en el término municipal de Zaragoza

Fecha: 16/11/2016



**Figura 3.** Localización del término municipal de Zaragoza en la Península Ibérica y los puntos de muestreo en las distintas masas de agua seleccionadas. Fuente: elaboración propia

## 2. Establecimiento de los puntos de muestreo

Para el establecimiento de los puntos de muestreo, en primer lugar, se estudió la hidrología del término municipal de Zaragoza. Para ello se analizaron y cartografiaron la presencia de las masas de agua en mapas topográficos y distintas herramientas on-line como Iberpix o el Sistema de Información Territorial del Ebro. Además también se analizó la información existente en el Ayuntamiento de Zaragoza y en la Confederación Hidrográfica del Ebro acerca de dichas masas de aguas de las distintas cuencas hidrográficas que se encuentran en el término municipal de Zaragoza.

Se analizaron los antecedentes bibliográficos existentes acerca de moluscos de agua dulce del área de estudio, centrándose especialmente en los hidróbidos de agua dulce. Además, se ha contado con la colaboración Ramón M. Álvarez Halcón, Secretario de la Sociedad Española de Malacología, quién nos aportó información acerca de los diferentes ambientes donde se podía encontrar la especie.

Una vez recopilada la información sobre hábitats potenciales, se procedió a determinar las estaciones de muestreo más adecuadas. Las cuales se establecieron en las principales masas de agua del municipio ya mencionadas, es decir, en los tres ríos que lo cruzan (Ebro, Gállego y Huerva), en el Canal Imperial, las principales acequias de riego, el galacho y lagunas de Juslibol, además de las lagunas existentes entre el canal y el Ebro. Los puntos de muestreo se distribuyeron a lo largo de las masas de agua, principalmente al inicio o entrada en el municipio o al final o salida del municipio. Aunque posteriormente *in situ*, los puntos establecidos se podían cambiar ligeramente según la accesibilidad.

En el caso del río Ebro y el Canal Imperial se establecieron puntos de muestreo en la entrada y salida del municipio y de forma aproximadamente equidistante a lo largo del recorrido en el municipio. Los puntos se ajustaban a la hora de realizar el trabajo de campo en función de la accesibilidad al cauce. Con los ríos Huerva y Gallego, se establecieron puntos a la entrada del municipio y en la desembocadura y, al igual que anteriormente, de forma equidistante en su recorrido. En las acequias se establecieron uno o dos puntos según su longitud.

Al final, se establecieron y se tomaron muestras en un total de 41 puntos diferentes, distribuidos por todas las masas de agua previamente seleccionadas.

Para el muestreo se obtuvo el correspondiente permiso del Instituto Aragonés de Gestión Ambiental (INAGA), los formularios que se presentaron y la autorización se pueden ver en el Anexo (figuras 19 y 20).

## 3. Toma de muestras

Con carácter general se ha seguido el “Protocolo de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos” de la Confederación Hidrográfica del Ebro, metodología para el establecimiento del estado ecológico según la DMA (Alba-Tercedor et al., 2006). Además, se requirió la realización de muestreos selectivos manuales (Vial, 1997) en determinadas estaciones, con la

ayuda de cedazos y coladores de distinta luz de malla para filtrar sedimentos, búsqueda en piedras, rocas y otros sustratos duros, inspección de macrófitos acuáticos y ramas sumergidas, y de materiales plásticos o desechos. Todo ello provistos de un equipo personal preparado a tal efecto (botas de agua, pinzas, lupas, bandejas, etc.; Figuras 4 y 5).



**Figura 4.** Material utilizado en los muestreos.



**Figura 5.** Botes de muestras, lupa, escalas y cuaderno de campo.

Para la toma de muestras se realizaron transectos, pudiendo de esta forma calcular posteriormente las densidades poblacionales. La recolección se llevaba a cabo mediante coladores con una malla lo suficientemente pequeña que no dejara pasar los individuos de menor tamaño. Para el estudio de densidades se diseñó un recipiente suficientemente resistente para raspar y levantar el sustrato y una anchura de boca conocida.

Se tamizaba la muestra y se volcaba en una bandeja donde se separaban las fracciones más gruesas como piedras o vegetación. Posteriormente se guardaba la muestra en un bote con agua de la localidad para más tarde realizar análisis. Se realizaba una primera identificación de los moluscos objeto de estudio hasta la categoría taxonómica de género y de especie en el caso de *Potamopyrgus antipodarum*, mediante un estudio morfológico de la concha.

En cada punto de muestreo también se tomaban datos de la temperatura ambiente y la temperatura del agua, así como el tipo de sustrato, la corriente y la fauna acompañante. La temperatura se tomaba con un termómetro digital portátil marca Herter modelo Ventix 5989. La determinación del tipo de sustrato se realizaba de forma visual según el grosor del mismo. La corriente se clasificó en nula, baja, media y alta también de forma visual.

Si en la muestra tomada se encontraban otros organismos, estos se identificaban para poder establecer la fauna acompañante.

Para evitar el traslado de especies exóticas invasoras, el material y equipos de trabajo este se limpiaba y desinfectaba después de su uso en cada punto de muestreo, según indicaciones del INAGA.

Cada estación de muestreo era georreferenciada, pudiendo de esta forma realizar posteriormente un mapa de los puntos muestreados. También se tomaban fotografías del área muestreada.

#### 4. Análisis de las muestras

Una vez en el laboratorio, se procedía a la limpieza de las muestras y se contaban todos los ejemplares de *Potamopyrgus antipodarum* obtenidos en cada punto de muestreo. En caso de que aparecieran otras especies se procedió a su identificación y, en caso de duda, se consultaba a Ramón Álvarez.

Una vez conocido el número de ejemplares por punto de muestreo se procedió al cálculo de las densidades (ejemplares/m<sup>2</sup>), ya que la superficie muestreada era conocida.

La presencia de otros organismos en los puntos de muestreos se registró para su posterior análisis estadístico. A cada taxón o combinación de taxones se le dio un valor categórico para poder usarlo posteriormente como factor.

Mediante el software ImageJ se procedió a la medición de los tamaños de todos los ejemplares de *P. antipodarum* obtenidos en los muestreos. En el caso de muestras con un alto número de ejemplares tan solo se tomaron medidas del 20% de los mismos.

Se calculó la diversidad de tamaños de la población de *P. antipodarum* mediante el software Diversity 1.0 (Quintana et al. 2008). Este índice se basa en el cálculo de la diversidad taxonómica de Shannon, aplicado a la distribución de tamaños de una población.

Una vez obtenidos los datos de densidad y diversidad de tamaño de la especie, se procedió al análisis estadístico de los mismos, con el objetivo de relacionar estas variables con el resto de datos obtenidos en el trabajo de campo como la temperatura ambiente y del agua, el sustrato, la corriente y la fauna acompañante. Para ello se utilizó el software R y R commander (R Core Team, 2015; Fox, 2015). Se han llevado a cabo regresiones entre variables (Pearson) y análisis de la varianza (ANOVA), antes de los cuales se comprobaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. En caso de no cumplir estos supuestos, se han utilizado los equivalentes no paramétricos (Spearman y Kruskal-Wallis, respectivamente). En cada acequia o río (cauce) se

establecieron diferentes puntos de muestreo, que se utilizaron como réplicas en el análisis de la varianza para el factor cauce.

También se realizó una representación gráfica de los datos mediante R commander.

## Resultados

### 1. Presencia y densidad de *P. antipodarum* en la zona de muestreo

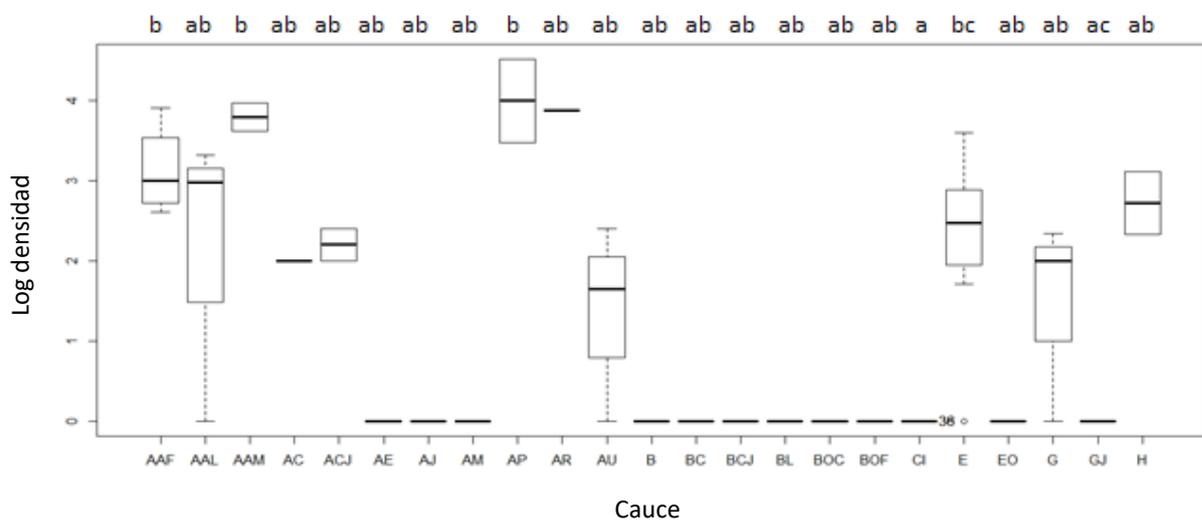
Se llevó a cabo el muestreo en 41 puntos diferentes dentro del término municipal de Zaragoza, de los cuales en 21, se detectó la presencia de *P. antipodarum*. En la tabla 1 se puede observar que el punto que presenta una mayor densidad (ejemplares/m<sup>2</sup>) es la Acequia de la Plana, tomando un valor bastante superior al del resto de puntos muestreados (32866 ejemplares/m<sup>2</sup>). La densidad mínima en un punto muestreado con presencia de *P. antipodarum* se localiza en la acequia de Urdán, con 38 ejemplares/m<sup>2</sup>.

**Tabla 1.** Medias del número de ejemplares y densidades de *P. antipodarum* en cada punto de muestreo

Punto de muestreo	n	Densidad (ejemplares/m <sup>2</sup> )
Acequia de Alfaz 1	85,5	4250
Acequia de Alfaz 2	21,5	1075
Acequia de Almotilla	134,5	6725
Acequia de Almozara 1	20	1525
Acequia de Almozara 2	0	0
Acequia de Camarera	2	100
Acequia de Cascajo	3,5	175
Acequia de En Medio	0	0
Acequia de Juslibol	0	0
Acequia de La Plana 1	120	3000
Acequia de La Plana 2	285	32866
Acequia de Mejana	0	0
Acequia de Rabal	103	7518
Acequia de Urdán 1	3	38
Acequia de Urdán 2	5	250
Acequia de Urdán 3	0	0
Acequia de Urdán 4	1	50
Balsa de Casablanca	0	0
Balsa de Larralde	0	0
Balsa La Consejera	0	0
Balsa Ojo del Cura	0	0
Balsete de Orús	0	0
Canal Imperial 1	0	0
Canal Imperial 2	0	0
Canal Imperial 3	0	0
Canal Imperial 4	0	0
Escorredero de Ochoa	0	0
Galacho de Juslibol 1	0	0

Galacho de Juslibol 2	0	0
Galacho de Juslibol 3	0	0
Galacho de Juslibol 4	0	0
Río Ebro 1	2,5	125
Río Ebro 2	0	0
Río Ebro 3	12	150
Río Ebro 4	5,5	275
Río Ebro 5	12	300
Río Ebro 6	30,33	2683,3
Río Gállego 1	5	160
Río Gállego 2	8	0
Río Huerva 1	17	212
Río Huerva 2	257	1280

El test ANOVA mostró diferencias significativas para la variable “cauce” ( $F=4,395$ ; g.l.:22;  $p=9,942 \times 10^{-05}$ ). Mediante el test post-hoc se pudo conocer la agrupación de las diferentes masas de agua según la densidad de individuos encontrada (Figura 6). La Acequia de Alfaz (AAF), de la Almotilla (AAM) y de la Plana (AP) formaron el grupo con mayor densidad. Mientras que el Canal Imperial (CI) es el que menor densidad presentó.

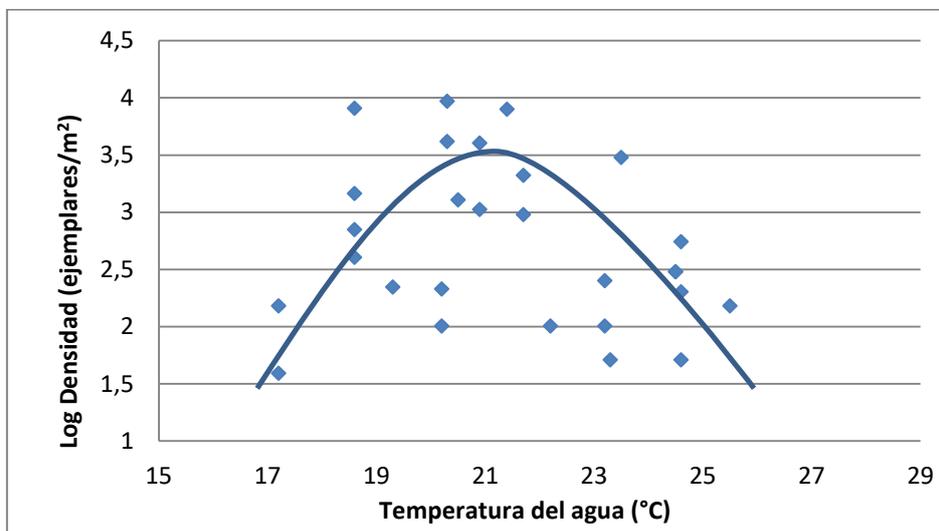


**Figura 6.** Diagrama de caja para el logaritmo de la densidad agrupada por el factor “cauce”. Las letras en la parte superior representan las agrupaciones a partir del test post hoc ( $p<0.05$ ).

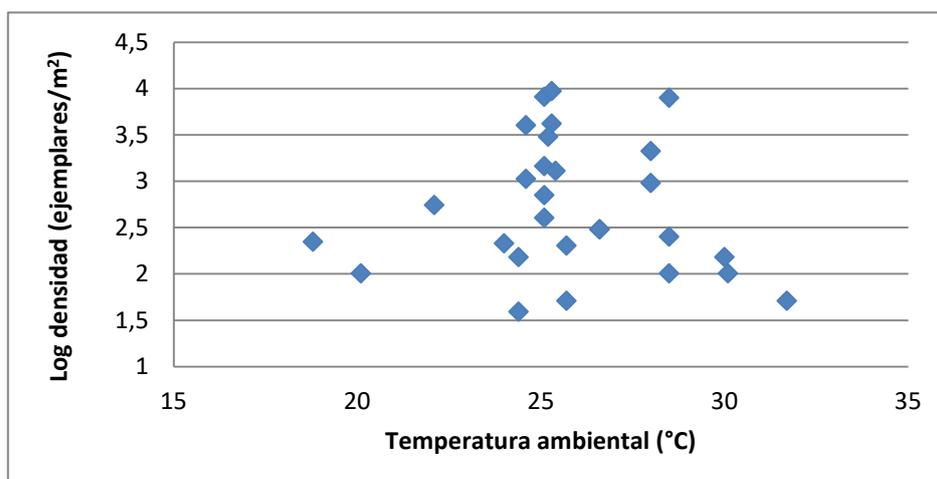
## 2. Relación entre la densidad de individuos y las variables ambientales

Se relacionó la densidad de individuos con las diferentes variables ambientales registradas durante el muestreo (temperatura del agua y el aire, tipo de sustrato, corriente y taxones acompañantes).

No se pudo establecer una correlación lineal significativa entre la densidad de la especie y la temperatura del agua, ni del aire (Figura 8). Sin embargo, en la representación gráfica de la temperatura del agua y la densidad (Figura 7), se observó que había un aumento de la densidad con la temperatura hasta alcanzar la temperatura de 21°C. A partir de los 21°C la densidad disminuía con el aumento de temperatura del agua, describiendo una curva unimodal.

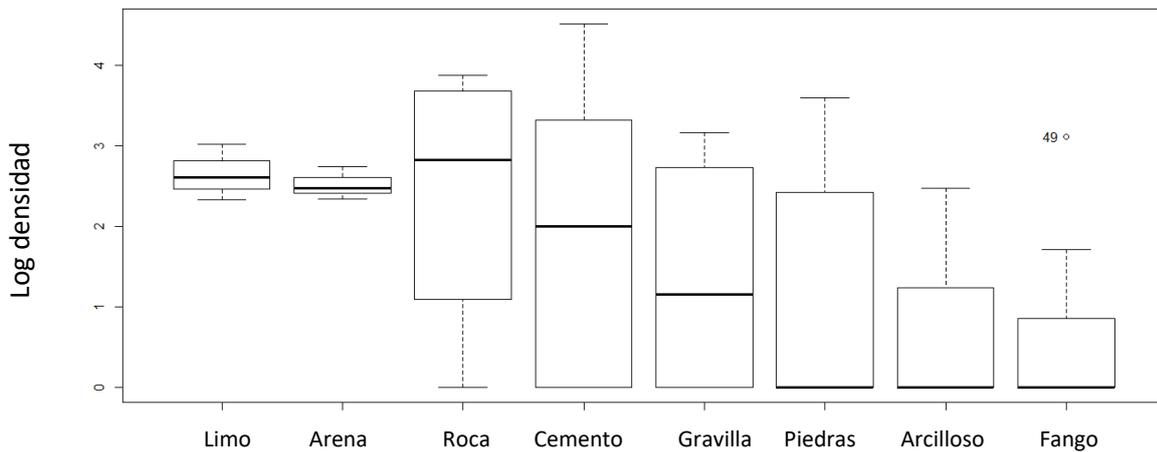


**Figura 7.** Diagrama de dispersión de las variables logaritmo de la densidad de individuos y temperatura del agua (°C). La curva no responde a un ajuste, es una representación para facilitar la visualización de los datos.



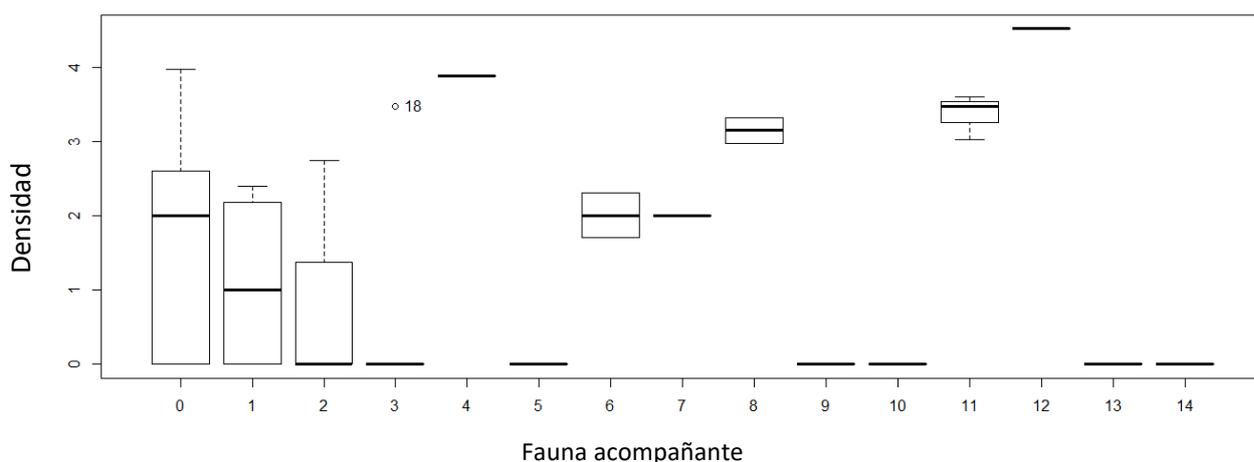
**Figura 8.** Diagrama de dispersión de las variables logaritmo de la densidad de individuos y temperatura ambiental (°C).

El test ANOVA no mostró diferencias significativas para la variable sustrato ( $F=1,465$ ; g.l.:7;  $p=0,203$ ), probablemente a causa de la alta variabilidad de la densidad. Sin embargo, en el diagrama de caja (Figura 9) se observó que los sustratos de limo y arena presentan una mayor densidad en todas las muestras recogidas en estos tipos de sustrato (se observa menos dispersión de los datos). El sustrato roca presentó mayor dispersión, pero con densidades medias también altas.



**Figura 9.** Diagrama de caja para la variable “logaritmo de la densidad (ejemplares/m<sup>2</sup>)” agrupada por tipo de “sustrato”. Se realizó un test ANOVA para comprobar el efecto de la corriente del agua sobre la densidad de la especie. No se detectaron diferencias significativas para este factor ( $F=0,527$ ; g.l.:3;  $p=0,666$ ).

En cuanto al factor “fauna acompañante” (explicado en la metodología), el resultado del test ANOVA fue cercano al umbral de significancia ( $F=2,017$ ; g.l.:12;  $p=0,0551$ ). Siendo las combinaciones de especies acompañantes que coincidieron con mayor densidad de la especie estudiada *Physa acuta*, *Corbicula fluminea*, *Galba truncatula* y *Theodoxus fluviatilis* (12); *Ancylus fluviatilis* (4); *Theodoxus fluviatilis* y *Physa acuta* (11) y *Corbicula fluminea* y *Physa acuta* (8) (Figura 10). Por otra parte, en presencia de *Procambarus clarkii* (5); *Physa acuta* y *Dreissena polymorpha* (9); *Corbicula fluminea* y *Pottomida* (10); *Physa acuta* y *Procambarus clarkii* (13); *Anisus leucostoma* (14) fue cuando se encontraron densidades cercanas a 0 o nulas.



**Figura 10.** Diagrama de caja para la variable logaritmo de la densidad agrupada por el factor "fauna acompañante". 1: *Physa acuta*; 2: *Theodoxus fluviatilis*; 3: *Galba truncatula*; 4: *Ancylus fluviatilis*; 5: *Procladius clarkii*; 6: *Corbicula fluminea*; 7: *Succinea putris*; 8: *Corbicula fluminea* y *Physa acuta*; 9: *Physa acuta* y *Dreissena polymorpha*; 10: *Corbicula fluminea* y *Potomida*; 11: *Theodoxus fluviatilis* y *Physa acuta*; 12: *Physa acuta*, *Corbicula fluminea*, *Galba truncatula* y *Theodoxus fluviatilis*; 13: *Physa acuta* y *Procladius clarkii*; 14: *Anisus leucostoma*

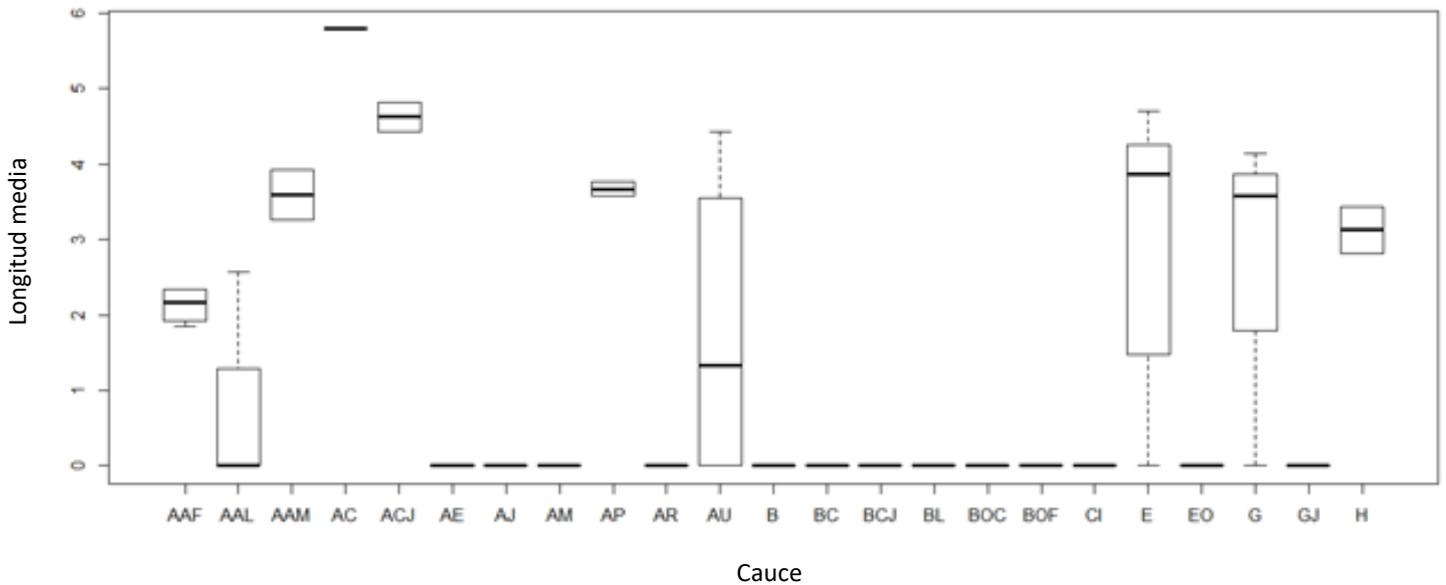
### 3. Distribución de tamaños de *P. antipodarum* en la zona de muestreo

Tras el análisis de tamaños de las poblaciones, se observó que las tallas promedio más grandes se encontraban en la Acequia de Camarera, con 5,79 mm de longitud (tabla 2). Y las tallas promedio mínimas en los dos puntos muestreados en la Acequia Alfaz, con 1,85 mm y 1,99mm. La talla mínima encontrada, 0,97 mm, corresponde a la Acequia de Alfaz; mientras que la máxima corresponde a la Acequia de Camarera, 7,01 mm. Las distribuciones de tamaños más amplias, es decir donde la diferencia entre máximo y mínimo es superior son en las acequias Alfaz (AAF) y Almotilla (AAM), así como en los ríos Ebro y Huerva.

**Tabla 2.** Longitudes medias, mínimas y máximas por punto de muestreo. En negrita los valores medios superiores encontrados y de color rojo los dos valores más altos.

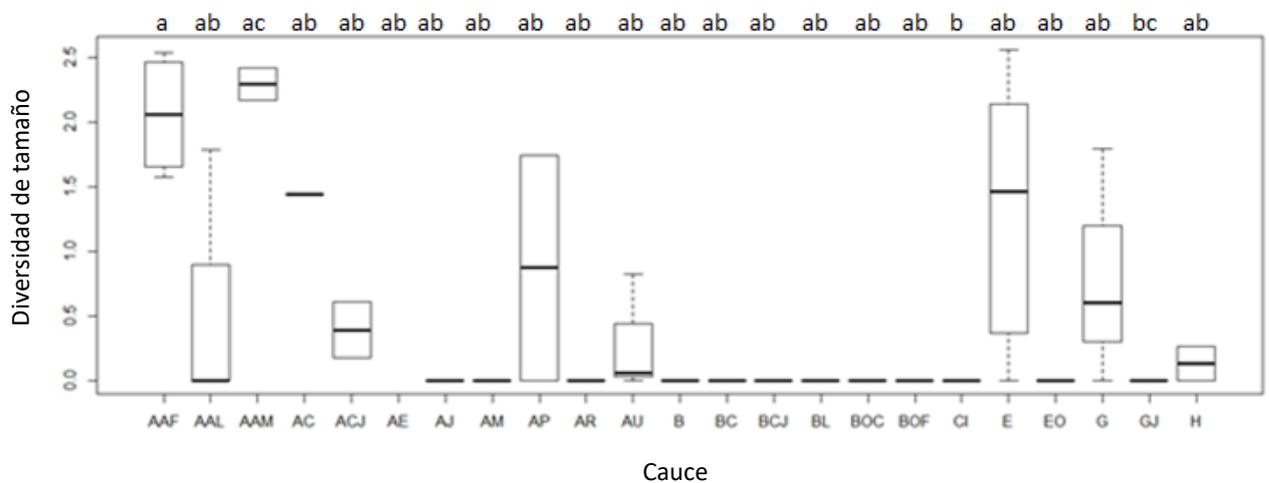
Longitud (mm)				
Punto Muestreo	Media	Mínima	Máxima	Rango de tamaño
Acequia Alfaz 1	1,85	0,97	2,84	1,87
Acequia Alfaz 2	1,99	1,15	5,35	<b>4,2</b>
Acequia Alfaz 3	2,34	1,17	5,11	<b>3,94</b>
Acequia Alfaz 4	2,34	1,32	5,23	<b>3,91</b>
Acequia de la Almozara	2,57	1,73	5,28	3,55
Acequia de Camarera	<b>5,79</b>	4,57	7,01	2,44
Acequia de la Almotilla 1	3,27	1,28	5,09	<b>3,81</b>
Acequia de la Almotilla 2	3,93	1,27	6,1	<b>4,83</b>
Acequia de Urdán 1	2,56	2,35	2,81	0,46
Acequia de Urdán 2	4,06	3,69	4,74	1,05
Acequia del Cascajo 1	4,43	4,29	4,57	0,28
Acequia del Cascajo 2	<b>4,82</b>	4,32	5,11	0,79
Acequia de La Plana 1	3,77	2,11	5,2	3,09
Acequia de La Plana 2	3,57	1,93	4,79	2,86
Río Ebro 1	4,22	3,66	5,08	1,42
Río Ebro 2	4,34	4,34	4,34	0
Río Ebro 3	4,06	2,73	5,34	2,61
Río Ebro 4	3,87	1,31	5,13	<b>3,82</b>
Río Ebro 5	<b>4,69</b>	3,04	5,93	2,89
Río Ebro 6	4,28	2,18	6,04	<b>3,86</b>
Río Ebro 7	3,31	1,71	5,52	<b>3,81</b>
Río Ebro 8	2,94	1,53	5,28	<b>3,75</b>
Río Gállego 1	3,58	1,77	4,25	2,48
Río Gallego 2	4,14	3,44	4,73	1,29
Río Huerva 1	3,43	1,48	5,30	<b>3,82</b>
Río Huerva 2	2,82	1,12	4,78	3,66

Se realizó un test ANOVA para la longitud media por factor cauce. Este, mostró diferencias significativas ( $F=5,962$ ; g.l.:22;  $p=0.00425$ ) indicando que la longitud media de la población varía en función del cauce. El test post-hoc no mostró cuales eran los cauces diferenciados, pero se pudo observar en el diagrama de caja (Figura 11) que la Acequia de Camarera (AC) se diferenciaba del resto de cauces, mostrando que para ese cauce hay una mayor longitud media de los caracoles. Las acequias del Cascajo (ACJ), de la Almotilla (AAM) y de La Plana (AP) también mostraron poblaciones de tamaño mayor y mayor homogeneidad de tamaños.



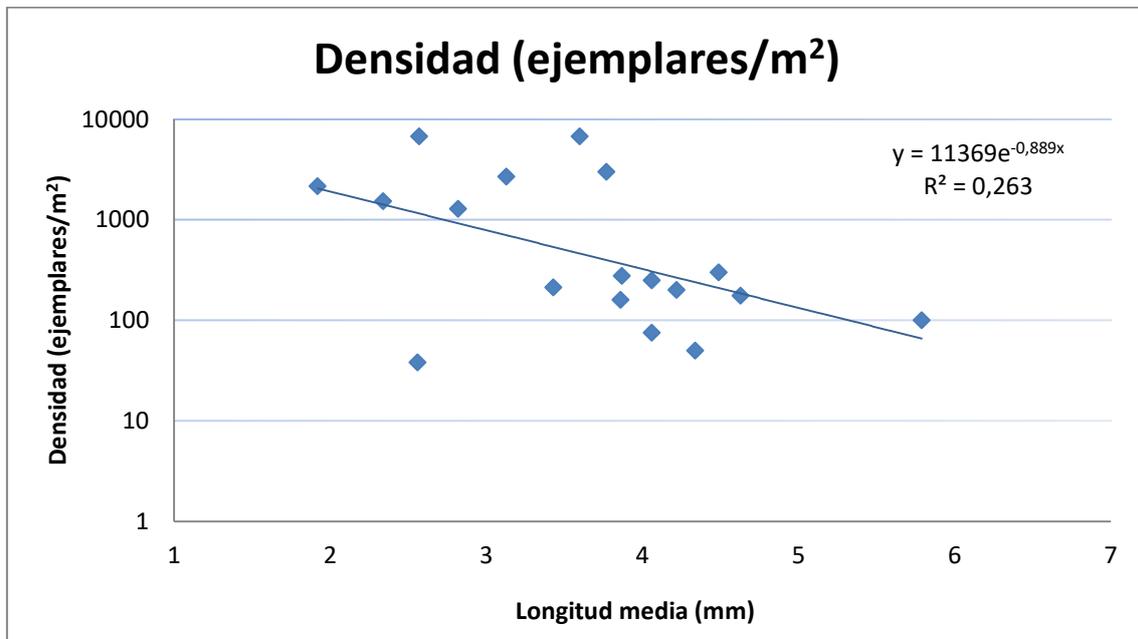
**Figura 11.** Diagrama de caja de la variable "longitud media" agrupada por el factor "cauce".

De modo similar a la diversidad taxonómica, se calculó la diversidad de tamaños, que indica si la población se concentra en un mismo tamaño (diversidad baja) o si por el contrario, está bien distribuida a los largo de los distintos tamaños que alcanza la especie (diversidad alta). El test de ANOVA para la diversidad de tamaño realizado por el factor "cauce" mostró diferencias significativas ( $F=2,741$ ; g.l.:22;  $p=0,00501$ ). Mediante el test post-hoc se pudo ver cuáles eran los cauces diferenciados (Figura 12). El Galacho de Juslibol (GJ) y el Canal Imperial (CI) mostraron la menor diversidad de tamaños, y se diferencian de la Acequia de Alfaz (AAF) con la diversidad mayor. Estos puntos de muestreo coincidieron con los puntos en los que había menor y mayor densidad de individuos, respectivamente.



**Figura 12.** Diagrama de caja para la diversidad de tamaño agrupada por el factor "cauce"

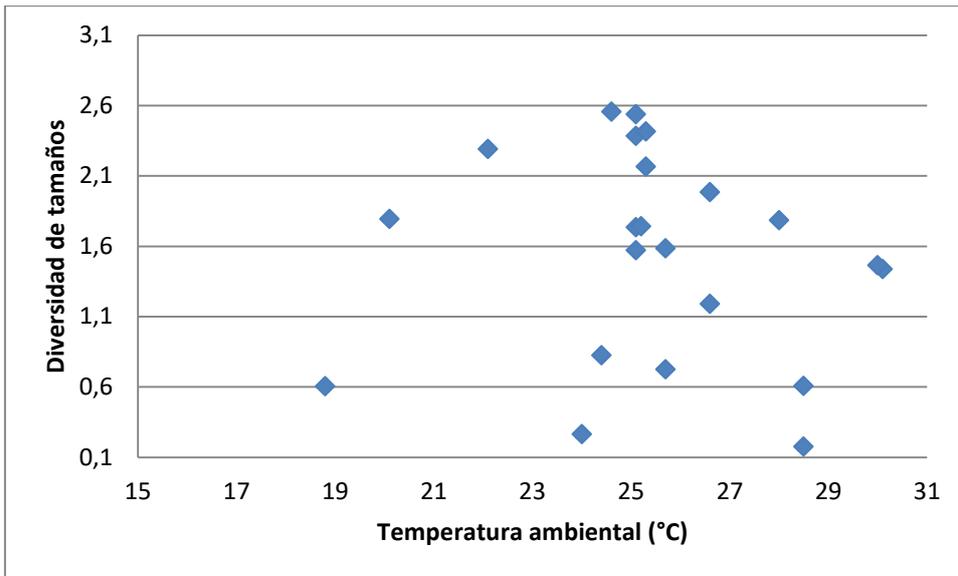
Relacionando la longitud media de los diferentes puntos de muestreo en los que se detectó presencia de *P. antipodarum* con la densidad calculada para dichos puntos se observó que existía una relación decreciente entre la longitud de los caracoles y la abundancia de los mismos (Figura 13). Eran más abundantes los caracoles de menor tamaño (entre los 2 y los 4 mm).



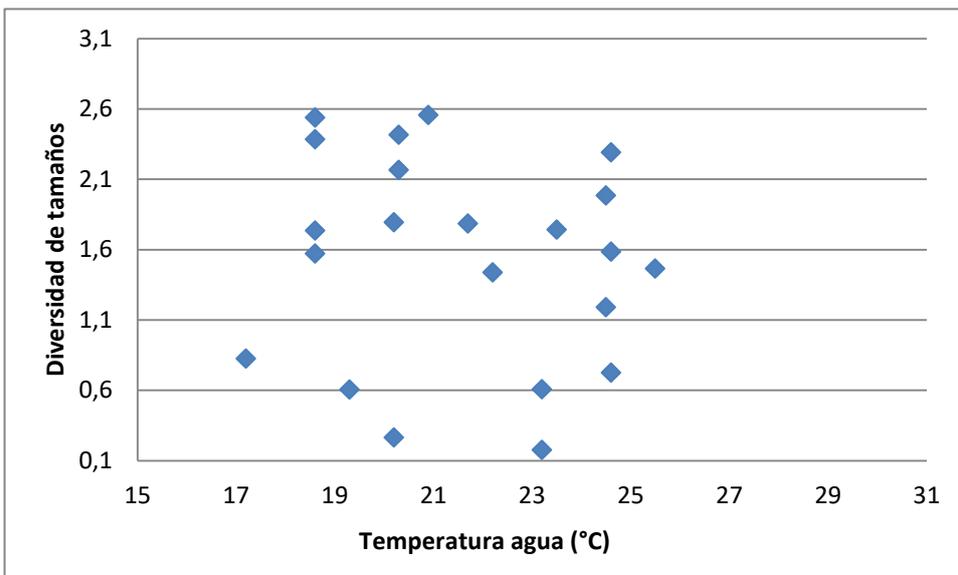
**Figura 13.** Diagrama de dispersión de las variables densidad (ejemplares/m<sup>2</sup>) y longitud media (mm).

#### 4. Relación entre la diversidad de tamaños de la especie y las variables ambientales

Se realizaron diagramas de dispersión (Figura 14 y 15) relacionando la diversidad de tamaños tanto con la temperatura del agua como la temperatura ambiente de los distintos puntos muestreados, pero no se observó que hubiese una relación directa entre diversidad y temperatura, del ambiente o del agua. Sin embargo, las diversidades mayores coincidieron en una temperatura ambiente de 25°C.

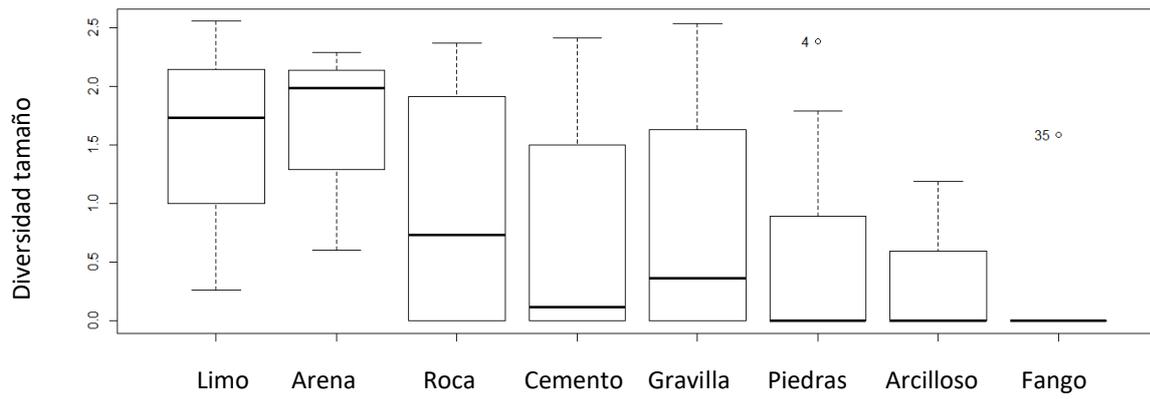


**Figura 14.** Diagrama de dispersión para las variables diversidad de tamaños y temperatura ambiental (°C)



**Figura 15.** Diagrama de dispersión para las variables diversidad de tamaños y temperatura del agua (°C)

El test ANOVA para la diversidad de tamaños según el tipo de sustrato no mostró diferencias significativas ( $F=1,146$ ; g.l.: 8;  $p=0,353$ ). Aunque ni ANOVA ni el test post-hoc mostraron que la diversidad de tamaños difiriese según el sustrato, en el diagrama de cajas (Figura 16) para esas variables, de nuevo, como en el caso de la densidad, se observó una diversidad de tamaños levemente mayor en los sustratos limo y arcilla.



**Figura 16.** Diagrama de caja para la variable “diversidad de tamaño” agrupada por el factor “sustrato”.

## Discusión

Tras el estudio de las masas de agua del municipio de Zaragoza, cuyas características coincidían con las requeridas por la especie *P. antipodarum*, se muestrearon un total de 41 puntos en 24 masas de agua diferentes. Se encontró presencia de la especie en 21 de los puntos muestreados.

No se observó presencia en la Acequia de En Medio, Acequia de Juslibol, Acequia Mejana, en el Canal Imperial, el Escorredero de Ochoa, en el Galacho y lagunas de Juslibol, ni en ninguna de las balsas muestreadas (Balsa de Casablanca, Balsete de Orús, Balsa de Larralde, Balsa La Consejera y Ojo del Cura). Que no se detectara presencia no significa que la especie *P. antipodarum* no estuviese presente en esas masas de agua, ya que tanto en ríos como en balsas tan solo se muestrearon las orillas. Y en las acequias profundas o, en aquellas zonas con mala accesibilidad solo se tomaron muestras de las paredes. Por lo que pudiera ser que la especie estuviera presente pero no se detectara.

También es posible que los ejemplares de menor tamaño no se detectaran o que pasaran a través de la malla de luz con la que se muestreó (1 mm). Con la presencia de un único ejemplar de *P. antipodarum* ya se puede llegar a formar una población muy numerosa (Gaino et al., 2008; Confederación hidrográfica del Ebro, 2014; INVASIBER, 2012.), por lo tanto los resultados de este estudio deben ser tratados con precaución, teniendo en cuenta que la ausencia puede ser debida al esfuerzo de muestreo. Sería recomendable realizar un seguimiento de estas masas de agua para poder establecer con mayor seguridad cuáles son las zonas con presencia o no de la especie y su posible dispersión.

Las masas de agua en las que se detectó presencia de la especie fueron los tres ríos del municipio (Ebro, Gállego y Huerva), además de las acequias de Alfaz, de la Almozara, de la Almotilla, de Camarera, de Urdán, del Cascajo, de la Plana y del Rabal.

Se obtuvieron densidades muy diversas, que iban desde los 50 ejemplares/m<sup>2</sup> hasta los 32866 ejemplares/m<sup>2</sup>. Pocos son los datos sobre las densidades de *P. antipodarum* en la Península Ibérica. Y en concreto, para el municipio de Zaragoza no se han encontrado datos, pero la mayor densidad observada en el municipio también sería una de las mayores densidades conocidas en la península. Los puntos de España que presentan las mayores densidades de *P. antipodarum* son Barcelona (35000 individuos/m<sup>2</sup>; Alonso y Castro-Díez, 2015a), Navarra (30000 individuos/m<sup>2</sup> Alonso y Castro-Díez, 2015a; Larraz y Equisoain, 1993) y Pontevedra (98300 individuos/m<sup>2</sup>; Alonso y Castro-Díez, 2015a; Rolán, 2004).

Fuera de España, existen datos sobre altas densidades de la especie, principalmente en Estados Unidos donde la especie está altamente extendida. En el estuario del río Columbia se han observado densidades de 200000 ejemplares/m<sup>2</sup> (Bersine et al., 2008), y en el río Snake se estimaron poblaciones de entre 100000 y 500000 ejemplares/m<sup>2</sup> (Hoy y Rodríguez, 2007). Dentro de Europa, se han descrito densidades de hasta 800000 ejemplares/m<sup>2</sup> en un lago de Zurich (Confederación hidrográfica del Ebro, 2014; Bustos, 2017).

Según Collado (2014) las altas densidades son indicativo de que la especie está bien establecida en la zona (Collado, 2014), aunque hay otro estudio en el que se observó que tras una larga historia de invasión las densidades de las poblaciones disminuyen, aunque el decrecimiento de dichas densidades se podían deber a diversas razones y no representar una tendencia (Levri et al., 2008). Podrían deberse a fluctuaciones naturales, ya que los tamaños poblaciones varían año tras año (Levri et al., 2008; Zaranko et al., 1997). Otra razón es que se den cambios ambientales que afecten a las densidades, haciendo que estas disminuyan (Levri et al., 2008). En otras especies invasoras sí que se ha observado que las grandes poblaciones alcanzadas tras la invasión son reemplazadas con el tiempo por otras más moderadas (Elton, 1958; Levri et al., 2008). Por lo tanto, habría que llevar a cabo un seguimiento a lo largo de los años para llegar a conocer si las altas densidades encontradas en algunos de los puntos muestreados son debidas a que la especie colonizó esa zona hace tiempo y está bien establecida o si, por el contrario, se deben a una invasión reciente.

La diversidad de tamaños de la población coincidió con los resultados obtenidos para la densidad. Las masas de agua donde la abundancia de caracol era mayor (la Acequia Alfaz y la Acequia de la Almotilla), también eran los que tenían una diversidad de tamaños mayor, y viceversa. Esto lleva a pensar que las poblaciones que llevan más tiempo establecidas, y por lo tanto son más abundantes, son también las que ocupan todos los rangos de tamaño. Por el contrario, las colonizaciones más recientes carecerían de algunos rangos, como por ejemplo los mayores o los más pequeños. Los datos del estudio permiten observar esto, ya que en las poblaciones con mayor densidad y diversidad de tamaños, la distribución de tamaños es más amplia, abarcando más tallas en los extremos (Figura 12 y tabla 2). Otros autores, sin embargo exponen el argumento contrario. La presencia de ejemplares de un tamaño similar, es decir, la poca variabilidad de tamaños junto con altas densidades puede indicar que la población de *P. antipodarum* está bien establecida en ese punto (Collado, 2004).

Respecto a las longitudes de los caracoles recolectados se obtuvieron medidas que iban desde los 0,97 mm a los 7,01 mm. Siendo la acequia de Camarera la que presentaba una mayor longitud media. Las longitudes calculadas se relacionaron con las abundancias de los distintos puntos de muestreo, y se obtuvo que eran más abundante los caracoles de menor longitud (entre los 2 y los 4 mm).

Tanto la densidad y diversidad de tamaños mostraron diferencias significativas entre cauces. Esto se puede deber a que es una especie que soporta bien un amplio rango condiciones ambientales y se adapta bien a lugares antropizados, aunque se desarrolla mejor en lugares donde las temperaturas y la corriente son constantes (Alonso y Castro-Díez, 2008; Global Invasive Species Database, 2015). Las acequias que presentaban una mayor densidad de caracoles eran la Acequia Alfaz, Acequia Almotilla y Acequia de la Plana. Por tanto, las mayores densidades se dan en zonas modificadas por el ser humano, es común que esto suceda en las zonas que invade la especie (Alonso y Castro-Díez, 2008; Alonso, 2005; Schreiber et al., 2003; Bustos, 2017).

Tanto el tamaño como la forma de la concha de *Potamopyrgus antipodarum* es fenotípicamente plástico (Levri y Clark, 2014). Los ejemplares pueden desarrollar diferentes tamaños dependiendo de factores como la luz, la presencia de depredadores, la densidad de la

población, la temperatura del agua o la calidad del alimento (Liess y Lange, 2011). En cuanto a la luz, se da una mayor tasa de crecimiento en los ejemplares con menor exposición a la luz, y mayor en los ejemplares con alta exposición. La presencia de depredadores hace que los ejemplares se oculten en zonas de sombra, lo que provoca una mayor tasa de crecimiento. (Liess y Lange, 2011). Respecto a la densidad de población, la tasa de crecimiento disminuye con el aumento de la densidad. (Liess y Lange, 2011). Otro factor que limita el tamaño es la profundidad. Aquellos ejemplares que habitan en aguas superficiales suelen presentar un menor tamaño que los que habitan en aguas profundas (Haase, 2010). La calidad de los alimentos también puede influir, ya que si consumen alimentos de baja calidad, esto termina provocando un crecimiento más lento de los ejemplares, una maduración posterior y una descendencia más pequeña (Liess y Lange, 2011).

El estudio de Jokela et al. (1997) demostró que el tamaño que los ejemplares de *P. antipodarum* alcanzaban en la madurez variaba según distintos hábitats. Y en el estudio que realizaron en laboratorio, obtuvieron que la tasa de crecimiento de los individuos de reproducción sexual era menor que la tasa de crecimiento de los caracoles obtenidos de un mismo clon.

Por lo tanto, las distribuciones de los tamaños en las poblaciones de *P. antipodarum* no dependen del tiempo, aunque pueden variar estacionalmente. También se ha visto que en las masas de agua de carácter eutrófico se da un desarrollo regular de las distintas clases de tamaño de *P. antipodarum*, es decir, que no hay predominancia de una clase de tamaño. Por lo tanto se puede decir que en aguas eutróficas se dan mayor diversidad de tamaños. Mientras que en masas de agua de carácter meso-oligotrófico las clases de mayor tamaño contribuyen menos al total de la población, por lo que hay predominancia de ejemplares de menor tamaño y por lo tanto menor variabilidad (Dorgelo et. al, 2014).

Tras realizar el análisis estadístico no se detectó una relación directa entre la densidad de la especie y variables como la temperatura ambiental, temperatura del agua, el tipo de sustrato o la corriente del agua. Sin embargo, en el caso de la temperatura del agua, se observó cierta relación unimodal con la abundancia de la especie, siendo las temperaturas entre 19 y 22°C cuando mayor densidad se encontró. En contraste con esto, en la bibliografía se describe su mayor desarrollo con temperaturas en torno a los 18 °C, aunque se sabe que puede tolerar bien temperaturas que van desde los 0 °C hasta los 34 °C (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014; Alonso y Castro-Díez, 2008; Čejka et al., 2008; Dybdahl y Kane, 2005). Aunque también hay estudios que establecen que la temperatura idónea para el crecimiento de los ejemplares es de 19 °C (NZMS Working Group, 2006).

No se observó una relación entre la diversidad de tamaños y la temperatura, tanto ambiental como del agua. Aunque hay estudios que establecen una relación entre la tasa de crecimiento y la temperatura del agua. La tasa de crecimiento disminuye a bajas y altas temperaturas (NZMS Working Group, 2006). Como ya se ha dicho anteriormente, *P. antipodarum* presenta una mayor tasa de crecimiento con temperaturas en torno a los 18 - 19 °C. La tasa de crecimiento también es mayor en aguas eutróficas (Dorgelo et al., 2014).

No se encontró ninguna relación entre la densidad y diversidad de tamaños de la especie y la corriente, hay estudios en los que se establece que la densidad de las poblaciones de *P. antipodarum* disminuye cuando la corriente aumenta, ya que las altas velocidades de la corriente limitan la colonización (Holomuzki y Biggs, 2007; Richards et al, 2001; Gaino et al., 2008). Además en condiciones de alta velocidad de la corriente se ha observado también que la producción de embriones cae (Gaino et al., 2008), por lo tanto no se formarán poblaciones con tan altas densidades como en aquellas zonas donde la corriente es más suave.

En cuanto al sustrato, a pesar de no ser significativas las diferencias entre los distintos tipos muestreados, si se observó que la arcilla y los limos son los sustratos donde la densidad de individuos es mayor y más homogénea entre las diferentes muestras que componen el sustrato. Estos sustratos también presentaron los mayores valores de diversidad de tamaños, por lo que, además de ser las poblaciones más abundantes, las muestras encontradas en limos y arcillas también resultaron ser las que estaban mejor distribuidas entre las diferentes tallas que alcanza la especie.

Por último, no se observó una clara relación entre la densidad de *P. antipodarum* y la presencia de fauna acompañante. Aunque sí que se observó que en los puntos de muestreo en los que se encontró presencia de cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*), la densidad de *P. antipodarum* era menor. Esto podía deberse a que el cangrejo depredase sobre el caracol del cieno y por lo tanto controlase las densidades que alcanzan las poblaciones de este último (Rakauskas et al., 2016).

En los puntos con mayor densidad de *P. antipodarum* se encontraron en presencia de las siguientes especies *Ancylus fluviatilis*, *Physa acuta*, *Corbicula fluminea*, *Galba truncatula* y *Theodoxus fluviatilis*. Todas ellas, a excepción de *Theodoxus fluviatilis* son especies exóticas. En los puntos de menores densidades se encontró presencia de *Procambarus clarkii*, *Physa acuta*, *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea*, *Potomida littoralis* y *Anisus leucostoma*. En este caso tanto *Potomida littoralis* como *Anisus leucostoma* son especies autóctonas.

Se observa por tanto que la especie está presente en hábitats con condiciones ambientales muy diversas. Se ha detectado en zonas de diversos sustratos, desde sustratos naturales como el limo o la grava a sustratos artificiales como el de algunas de las acequias muestreadas. Se ha encontrado tanto en cauces con una alta velocidad de la corriente como en lugares en los que el agua no tenía apenas velocidad. También las temperaturas de las zonas en las que se ha encontrado presencia de *P. antipodarum* variaban. Se confirma por tanto, que esta especie, en los lugares que invade, a diferencia de las zonas nativas, está presente en hábitats muy diversos. Llegando incluso a habitar en cursos de agua temporales como son algunas acequias, lo que no sucede en las áreas de las que es originaria (Alonso y Castro- Díez, 2012a).

## Medidas de control

A la hora de gestionar especies invasoras se puede hablar de tres opciones diferentes de gestión, que son la prevención, la detección temprana y la erradicación. A continuación se ha incluido una pequeña revisión de estas opciones de gestión para el caso concreto de *P. antipodarum*.

### Prevención.

De estas opciones, la prevención es la más eficiente y económica, por lo que se debe priorizar a la hora de decidir cómo. Pero si la especie invasora ya ha entrado en el ecosistema hay que realizar una pronta detección y actuar rápidamente para evitar que dicha especie se establezca. Y en algunas ocasiones tras la entrada de la especie ya no es posible la erradicación por lo que se deben realizar medidas de contención y control a largo plazo para que no se extienda y que los daños en las zonas afectadas sean los mínimos (Capdevila et al., s.f.; NZMS Working Group, 2006).

En el caso de *P. antipodarum*, una vez se ha establecido en una zona la erradicación es prácticamente improbable y a menudo es poco práctico en los lugares que sería posible. (Global Invasive Species Database, 2015; Gobierno de España, 2013). Por lo que las mejores opciones para actuar frente al caracol del cieno es llevar a cabo medidas para prevenir su introducción y de contención para evitar que las poblaciones existentes se extiendan (Global Invasive Species Database, 2015; Richards et al., 2011), así como la detección temprana y erradicación (Richards et al., 2011)

Un método para evitar la expansión de *P. antipodarum* o la introducción de ejemplares en nuevas zonas es llevar a cabo campañas de educación ambiental. Es importante sensibilizar a las personas relacionadas con las posibles vías de expansión. Se deben desarrollar materiales educativos en los que se trate los efectos negativos que puede causar la especie en las zonas invadidas y explicando que en otros lugares cuando los impactos se hicieron visibles ya no era posible realizar algunas medidas de gestión. Así como, explicando que medidas se pueden tomar para evitar su propagación mediante barro, aparejos de pesca, etc. (NZMS Working Group, 2006).

Se pueden dividir en varios grupos las personas a las que se debe dirigir los mensajes de sensibilización y educación ambiental. Por un lado, los pescadores, cazadores y otras personas que frecuenten la zona. Por otro la guardería forestal y fluvial. Un tercer grupo serían los medios de comunicación. Y por último el público en general (NZMS Working Group, 2006; Capdevila et al., s.f.).

Para evitar que se extienda a otras zonas cercanas, habría que conocer cuáles son exactamente las vías y vectores de dispersión. Se cree que uno de los principales vectores de dispersión son los aparejos y equipos de pesca (Capdevila et al., s.f.; Richards et al., 2011). La limpieza del equipo de pesca y embarcaciones de forma similar a la que se realiza con el mejillón cebra ayuda a disminuir la propagación de la especie (Gobierno de Aragón, 2016).

Pero de forma más concreta, los métodos más adecuados para eliminar los ejemplares de los aparejos de pesca, previniendo de esta forma su expansión son:

- Limpiar todo el barro que pueda haber en botas, vadeadores, aparejos de pesca, etc. con un cepillo rígido.
- Poner todo el equipo en un congelador durante 6-8 horas
- Sumergir el equipo en agua a 50°C durante unos minutos, ya que *P. antipodarum* puede sobrevivir a 43 °C durante cortos periodos de tiempo.
- Secar todo el equipo a 30 °C durante 24 horas o a 40°C durante al menos 2 horas.
- Esparcir todo el equipo para que se seque y posteriormente sacudir para desalojar los caracoles en el sitio ante de moverse a otra masa de agua. De esta forma se consigue minimizar el riesgo de transporte y expansión (Global Invasive Species Database, 2015).

*P. antipodarum* puede soportar la exposición al aire durante cortos periodos de tiempo (<24 horas), por lo que una exposición al aire durante 53 horas con una temperatura media y humedad, puede ser suficiente para asegurar la mortalidad del caracol del cieno (Alonso y Castro-Díez, 2012b).

También se recomienda evitar el acceso de animales tanto domésticos como salvajes para evitar que estos muevan ejemplares de *P. antipodarum* de una zonas a otras (Alonso y Castro-Díez, 2012b).

#### Detección temprana

En las zonas en las que ya hay presencia de *P. antipodarum* se deben llevar a cabo medidas de control adecuadas para evitar que se expanda a otras zonas. En primer lugar habría que documentar y mapear las zonas en las que se ha detectado presencia de *P. antipodarum* (NZMS Working Group, 2006). Sería una buena medida crear una base de datos que cuente con todos los puntos en los que se ha avistado la especie y en la que se pueda ir añadiendo nuevas localidades. De esta forma se podría llevar un seguimiento de la especie y conocer cuáles son las zonas afectadas.

En Estados Unidos cuentan con una página web en la que se pueden introducir los avistamientos de la especie y crear de esa forma un mapa de localización. En esta web cada punto cuenta con una descripción del lugar y una abundancia aproximada (NZMS Working Group, 2006).

En Andalucía cuentan con una Red de Alerta Temprana de Especies Exóticas Invasoras, esta red habría que extenderla al ámbito nacional, como se recoge en el artículo 14 del Real Decreto 630/2013 (Junta de Andalucía, 2016).

En Aragón existe un teléfono y un correo electrónico donde puedes informar acerca de zonas donde hayas observado alguna de las especies catalogadas como especies exóticas invasoras (Gobierno de Aragón, 2016).

Para poder realizar una detección temprana de forma efectiva sería necesario realizar una revisión y establecer unos protocolos de seguimiento de las especies exóticas invasoras, y en concreto de *P. antipodarum*.

En general debería mejorarse el control sobre las masas de agua para evitar nuevas introducciones, ya que la vigilancia en nuestros ríos es escasa (Ministerio de Medio Ambiente, 2007).

### Erradicación

En las zonas con presencia de la especie también se pueden llevar a cabo medidas de erradicación, aunque como ya se ha dicho anteriormente es muy difícil conseguir la eliminación completa de ejemplares una vez se ha establecido. Por lo tanto, antes de realizar medidas de erradicación hay que plantearse si la erradicación de todos los ejemplares es posible, ya que con que quede un solo ejemplar puede volver a establecerse una población; si se causarían daños ambientales y por último, que efectos tendría sobre el resto de especies (NZMS Working Group, 2006).

Los diferentes métodos de erradicación se pueden dividir en químicos, físicos y biológicos (NZMS Working Group, 2006).

Los métodos químicos utilizados para la erradicación del caracol del cieno incluyen: Bayer 73 (Francis-Floyd et al. 1997), copper sulfate, and 4-nitro-3-trifluoromethylphenol sodium salt (TFM). El único molusquicida que ha sido testado contra este caracol es Bayluscide. Esta prueba fue llevada a cabo por el gobierno del estado norteamericano de Montana en un arroyo del río Madison. Se produjo una mortalidad del 100% tras aplicar 48 unidades de exposición. Una unidad de exposición es de 1 ppm durante 1 hora. Otra opción es el algicida GreenClean PRO. Este compuesto elimina un amplio espectro de algas por contacto y no está basado en cobre, está diseñado para usarse en lagos, estanque y otras grandes masas de agua además de para superficies sin pintar, playas, muelles y pasarelas. Aunque se demostró que es eficaz para obstaculizar la expansión del caracol del cieno, no se sabe cómo funcionaría en el campo (NZMS Working Group, 2006). Las soluciones más eficaces que se pueden utilizar en el campo para eliminar al caracol del cieno del equipo de pesca son sulfato de cobre (252 mg/L Cu), cloruro de bencetonio (1.940 mg/L) y desinfectante de 50% Commercial Solutions Formula 409 Cleaner (NZMS Working Group, 2006; Global Invasive Species Database, 2015).

Dentro de los métodos físicos se incluyen el uso de la temperatura, la humedad o la desecación. La desecación periódica puede ser lo más efectivo en las acequias de riego donde se conoce que está presente *P. antipodarum*. De esta manera ya se controlan especies invasoras como la almeja asiática. Normalmente se corta periódicamente el agua de las acequias y se aprovecha para limpiar el fondo de las misma extrayendo el sustrato y dejando que se seque en verano o que se congele en invierno (Global Invasive Species Database, 2015).

Y por último, en los métodos biológicos se incluye la introducción de los parásitos de *P. antipodarum*. Se han hecho estudios sobre la efectividad y la especificidad de un parásito trematodo (*Microphallus sp.*) que han sido positivos. Pero el uso de este método implicaría la introducción de nuevas especies en zonas invadidas y no se conocen cuáles serían los efectos

en otras especies y en el medioambiente (NZMS Working Group, 2006; Global Invasive Species Database, 2015).

## Conclusiones

- La especie *Potamopyrgus antipodarum* está presente con una amplia distribución en diferentes masas de agua del término municipal de Zaragoza. Se detectó su presencia en 21 puntos de muestreo de 11 masas de agua diferentes.
- En algunos de los puntos con presencia de *P. antipodarum* se observaron altas densidades poblacionales, encontrándose las más altas en la acequia de La Plana (32866 ejemplares/m<sup>2</sup>). Estas altas densidades son indicativo de poblaciones bien establecidas.
- Se obtuvieron diferencias significativas entre masas de agua para la densidad de la especie. Siendo las acequias con mayor densidad las de Alfaz, Almotilla y La Plana. Lo que sugiere que es una especie que se desarrolla mejor en ambientes modificados por los seres humanos.
- Los datos sugieren una relación unimodal entre la temperatura del agua de los puntos muestreados y las densidades poblacionales en dichos puntos. Mostrando mayor densidad entre los 19 y los 22 °C.
- No se obtuvieron diferencias significativas para los diferentes sustratos, sin embargo la densidad fue algo mayor en sustratos de limo y arena.
- No se observó una clara relación entre la densidad de *P. antipodarum* y la presencia de fauna acompañante. Pero las mayores densidades se encontraron en presencia de *Ancylus fluviatilis*, *Physa acuta*, *Corbicula fluminea*, *Galba truncatula* y *Theodoxus fluviatilis*. Las menores densidades coincidieron con la presencia de *Procambarus clarkii*.
- La mayor densidad de población coincidió con un rango de tamaños comprendido entre 2 y 4 mm.
- La mayor diversidad de tamaño se observó en las acequias de Alfaz y Almotilla, coincidiendo con la mayor densidad, lo que sugiere que las poblaciones están bien establecidas.
- El resto de variables ambientales no mostraron relación significativa con la diversidad de tamaños.
- En general se ha observado presencia de la especie en áreas con condiciones ambientales muy diferentes, confirmando así, que en las zonas que invade a diferencia que en las zonas nativas, puede vivir en hábitats muy diversos.

## Bibliografía

Agencia de Medio Ambiente y Sostenibilidad, Unidad de Conservación del Medio Ambiente (2012). *Informe de Pesca 2012*. Visto en: [http://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/galacho/informe\\_pesca\\_2012.pdf](http://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/galacho/informe_pesca_2012.pdf)

Alonso, A. (2006) *Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares*. *Ecosistemas* 15(2):101-115.

Alonso, A. y Camargo J.A. (2005). *Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles*. *Ecosistemas* 14 (3):87-99.

Alonso, A. y Castro-Díez, P. (2008). *What explains the invading succes of the aquatic mud snail Potamopyrgus antipodarum (Hydrobiidae, Mollusca)?*. *Hidrobiología* 614: 107-116.

Alonso, A. y Castro-Díez, P. (2012a). *The exotic aquatic mud snail Potamopyrgus antipodarum (Hydrobiidae, Mollusca): state of the art of a worldwide invasion*. *Aquatic Sciences* 74: 375-383.

Alonso, A. y Castro-Díez, P. (2015a). *El caracol acuático neozelandés del cieno (Potamopyrgus antipodarum): impactos ecológicos y distribución de esta especie exótica en la península ibérica*. *Ecosistemas* 24(1) pp52-56. Visto en: <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/viewFile/974/875>

Alonso, A. y Castro-Díez, P. (2015b). *Las invasiones biológicas y su impacto en los ecosistemas*. *Ecosistemas* 24(1): 1-3.

Alonso, A., Castro-Díez, P. (2012b). *Tolerance to air exposure of the New Zealand mudsnail Potamopyrgus antipodarum (Hydrobiidae, Mollusca) as a prerequisite to survival in overland translocations*. *NeoBiota* 14: 67–74.

Altimira, C. y Balcells, E. (1972). *Formas malacológicas del alto Aragón occidental obtenidas en agosto de 1970 y junio de 1971*. *Pirineos*, 104:15-81.

Álvarez, R., Rubio, C., Pablo, A., Delicado, D., Ramos, M. y Calvo, A. (2009). *Estudio para la conservación y restauración de hábitats de moluscos hidrobioides en la cuenca del río Huecha*. *Naturaleza Aragonesa*, nº23 pp56-67.

Alvarez, R., Rubio, C., Pablo, A., Delicado, D., Ramos, M., Martínez-Ortí, A., García, M. y Calvo, A. (2012). *Gasterópodos acuáticos en la cuenca del Jalón: hábitats y amenazas*. *Naturaleza Aragonesa*, nº 29 pp 35-42.

Arango C.P., Riley L.A., Tank J.L. y Hall R.O. Jr. (2009). *Herbivory by an invasive snail increases nitrogen fixation in a nitrogen-limited stream*. *Aquat Sci* 66:1309–1317. Visto en: <http://www.uwyo.edu/bhall/reprints/arango2009.pdf>

Ayuntamiento de Zaragoza (2016a). *Galacho de Juslibol*. Visto en: <http://www.zaragoza.es/ciudad/medioambiente/espacios/galacho/>

Ayuntamiento de Zaragoza (2016b). *Patrimonio hidráulico en la huerta de Zaragoza*. Visto en: <http://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/huertas/PatrimonioHidraulico.pdf>

Balán Dazul, V. y de Jesus Navarrete, A. (2011). *Densidad, abundancia y estructura poblacional del caracol blanco Strombus costatus en el Caribe Mexicano*. *Revista de biología marina y oceanografía*, Vol 46, No 1: 1-8

Batkus, R., Šidagytė, E. y Arbačiauskas, K. (2012). *Two morphotypes of the New Zealand mud snail Potamopyrgus antipodarum (J.E. Gray, 1843) (Mollusca: Hydrobiidae) invade Lithuanian lakes*. *Aquatic Invasions*, Volume 7, Issue 2: 211–218.

Bersine, K., Brenneis, V. E. F., Draheim, R. C., Wargo Rub, A. M., Zamon, J. E., Litton, R. K., Hinton, S. A., Sytsma, M. D., Cordell, J. R. y Chapman, J. W. (2008). *Distribution of the invasive New Zealand mudsnail (Potamopyrgus antipodarum) in the Columbia River Estuary and its first recorded occurrence in the diet of juvenile Chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha)*. *Biol Invasions* 10:1381–1388.

Broekhuizen, N., Parkyn, S. y Miller, D. (2001). *Fine sediment effects on feeding and growth in the invertebrate grazers Potamopyrgus antipodarum (Gastropoda, Hydrobiidae), and Deleatidium sp. (Ephemeroptera, Leptophlebiidae)*. *Hydrobiologia* 457: 125-132.

Bustos, A. y Gallardo, B. (2017). *Evaluación de la distribución actual y riesgo de expansión del caracol del cieno de Nueva Zelanda, Potamopyrgus antipodarum, en la Península Ibérica y en la Cuenca Hidrográfica del Ebro* (Trabajo Fin de Grado).

Cabetas Aliaga, J.A. (2016). *Zaragoza, ciudad de las cuatro culturas*. Turismo de Zaragoza. Visto en: <http://www.turismodezaragoza.es/ciudad/naturaleza/espacios/galacho-juslibol.html>

Cada, C. A. (2004). *Interactions between the invasive New Zealand mud snail, Potamopyrgus antipodarum, baetid mayflies, and fish predators*. Montana State University, Bozeman, Montana.

Cada, C. A. (2004). *Interactions between the invasive New Zealand mud snail, Potamopyrgus antipodarum, baetid mayflies, and fish predators*. Dissertation, University of Montana State.

Goldberg, C. S., Sepulveda, A., Ray, A., Baumgardt, J., & Waits, L. P. (2013). *Environmental DNA as a new method for early detection of New Zealand mudsnails (Potamopyrgus antipodarum)*. *Freshwater Science*, 32(3):792-800.

Cejka, T., Dvorak, L., & Kosel, V. (2008). *Present distribution of Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843) (Mollusca: Gastropoda) in the Slovak Republic*. Malacologica Bohemoslovaca, 7, 21-25.

Collado, G.A. (2014). *Out of New Zealand: molecular identification of the highly invasive freshwater mollusk Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843) in South America*. Zoological Studies 2014, 53:70. Visto en: <http://www.zoologicalstudies.com/content/53/1/70>

Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2012). *Potamopyrgus antipodarum*. Guía de Campo: Moluscos acuáticos de la cuenca del Ebro, pp 60.

Confederación Hidrográfica del Ebro. (2014). *Caracol del cieno (Potamopyrgus antipodarum)*. Ficha de Especies Exóticas Invasoras de la cuenca del Ebro. Visto en: <http://www.chebro.es/contenido.streamFichero.do?idBinario=18549>

Cope, N.J. & Winterbourn, M.J. (2004) *Competitive interactions between two successful molluscan invaders of freshwaters: an experimental study*. Aquatic Ecology 38: 83. doi:10.1023/B:AECO.0000021018.20945.9d

Dybdahl, M.F. y Drown, D.M. (2011). *The absence of genotypic diversity in a successful parthenogenetic invader*. Biological invasion, Volume 13: 1663. doi: 10.1007/s10530-010-9923-4

Filippenko, D.P (2011). *Invasive Species Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843) (Mollusca: Gastropoda: Hydrobiidae) in the Waterbodies of Kaliningrad Region (Russia)*. Russian Journal of Biological Invasions Vol 2, No 4, pp. 286-292.

Flores Garza, R.; Flores Rodríguez, P.; García Ibañez, S.; Valdés Gonzalez, A.(20017). *Demografía del caracol Plicopurpura pansa (Neotaeniglossa: Muricidae) y constitución de la comunidad malacológica asociada en Guerrero, Mexico*. Rev. Biol. Trop. 55 (3-4): 867-878.

Fox, J., 2005. The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R. J. Stat. Softw. 14, 1–42. doi: 10.1234/12345678

García Ibañez, S.; Flores Garza, R.; Flores Rodríguez, P.; Valdés González, A. (2004). *Densidad y tallas de Plicopurpura patula pansa relacionadas con el sustrato y oleaje en la costa rocosa de Guerrero, México*. Hidrobiología, 14(2):127-136.

Gassul, L. (1966). *Presencia de Potamopyrgus jenkinsi (Smith) en la Comarca de Elche (Mollusca Gastropoda)*. Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears : Vol.: 12. Visto en: <http://www.raco.cat/index.php/BolletiSHNBalears/article/view/171454/244680>

Global Invasive Species Database (GISD) (2015). *Species profile Potamopyrgus antipodarum*. Visto en: <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=449>

Gobierno de Aragón, Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad (2016). *Especies invasoras de fauna*. Visto en: [http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/DesarrolloRuralSostenibilidad/AreasTematicas/MA Biodiversidad/EspeciesExoticasInvasoras/ci.06\\_FICHAS\\_ESPE\\_CIES\\_INVASORAS\\_FAUNA.detalleDepartamento?channelSelected=0](http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/DesarrolloRuralSostenibilidad/AreasTematicas/MA_Biodiversidad/EspeciesExoticasInvasoras/ci.06_FICHAS_ESPE_CIES_INVASORAS_FAUNA.detalleDepartamento?channelSelected=0)

Gobierno de España, Ministerio de Agricultura alimentación y Medio Ambiente (2013). *Potamopyrgus antipodarum*. Catalogo español de especies exóticas invasoras. Visto en: [http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/potamopyrgus\\_antipodarum\\_2013\\_tcm7-307141.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/potamopyrgus_antipodarum_2013_tcm7-307141.pdf)

Guerrero Campo, J. y Jarne Bretones, M. (2014). *Las especies exóticas invasoras en Aragón*. Consejo de protección de la naturaleza de Aragón pp 169.

Haase, M. (2003). *Clinal variation in shell morphology of the freshwater gastropod Potamopyrgus antipodarum along two hill-country streams in New Zealand*. Journal of the Royal Society of New Zealand, 33:2, 549-560. Visto en: <http://dx.doi.org/10.1080/03014223.2003.9517743>

Hall, R. O., Dybdahl, M. F., & VanderLoop, M. C. (2006). *Extremely high secondary production of introduced snails in rivers*. Ecological Applications, 16(3), 1121-1131.

Hall, R. O., Tank, J. L., & Dybdahl, M. F. (2003). *Exotic snails dominate nitrogen and carbon cycling in a highly productive stream*. Frontiers in Ecology and the Environment, 1(8), 407-411.

Heywood, J. y Edwards, R. W. (1962). *Some aspects of the ecology of Potamopyrgus jenkinsi Smith*. Journal of Animal Ecology 31: 239–250.

Holomuzki, J.R y Biggs, B.J. (2007). Physical microhabitat effects on 3-dimensional spatial variability of the hydrobiid snail, *Potamopyrgus antipodarum*. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol. 41: 357-367

Hoy, M.S y Rodríguez, R.J. (2013). *Intragenomic sequence variation at the ITS1–ITS2 region and at the 18S and 28S nuclear ribosomal DNA genes of the New Zealand mud snail, Potamopyrgus antipodarum (Hydrobiidae: Mollusca)*. Journal of molluscan studies. Visto en: <http://mollus.oxfordjournals.org/content/79/3/205.full>

Hubendick, B. (1950). *The effectiveness of passive dispersal in Hydrobia jenkinsi*. Zoologiska Bidrag fran Uppsala 28: 493–504. Visto en: [http://malacolog.com/files/Hubendick\\_Hydrobia%20jenkinsi%20dispersal\\_1950.pdf](http://malacolog.com/files/Hubendick_Hydrobia%20jenkinsi%20dispersal_1950.pdf)

INVASIBER. Especies de fauna: Otros invertebrados: *Potamopyrgus antipodarum*. Visto en: [http://invasiber.org/fitxa\\_detalls.php?taxonomic=6&id\\_fitxa=117](http://invasiber.org/fitxa_detalls.php?taxonomic=6&id_fitxa=117)

Jacobsen, R. y Forbes, V.E. (1997). *Clonal variation in life history traits and feeding rates in the gastropod, Potamopyrgus antipodarum: performance across a salinity gradient*. Functional Ecology 11: 260–267.

Jokela, J., Lively, C.M., Dybdhal, M.F. y Fox, J.A. (1997). *Evidence for a cost of sex in the freshwater snail Potamopyrgus antipodarum*. Ecology, Vol. 78, No. 2 (Mar., 1997), pp. 452-460. Visto en: <http://www.jstor.org/stable/2266021>

Kappes, H. y Haase, P. (2012). *Slow but steady: dispersal of freshwater molluscs*. Aquatic Sciences 74: 1-14

Krist, A.C; Charles, C.C (2012). *The invasive New Zealand mudsnail, Potamopyrgus antipodarum, is an effective grazer of algae and altered the assemblage of diatoms more than native grazers*. Hydrobiologia (2012) 694:143–151. doi: 10.1007/s10750-012-1138-5

Larraz, M.L. (1986). *Moluscos dulceacuícolas de Navarra (España)*. MUNIBE (Ciencias Naturales, 38, 155-161.

Larraz, M.L. y Equisoain, J.J. (1993). *Moluscos terrestres y acuáticos de Navarra (Norte de la Península Ibérica)*. Publicaciones biológicas de la Universidad de Navarra, Serie Zoológica, 23, 1-326.

Levri, E. P., Dermott, R. M., Lunnen, S. J., Kelly, A. A., y Ladson, T. (2008). *The distribution of the invasive New Zealand mud snail (Potamopyrgus antipodarum) in Lake Ontario*. Aquatic Ecosystem Health & Management, 11(4), 412-421.

Liess, A., y Lange, K. (2011). *The snail Potamopyrgus antipodarum grows faster and is more active in the shade, independent of food quality*. Oecologia, 167(1), 85-96.

Loo, S. E.; Nally, R. M. y Lake, P. S. (2007). *Forecasting New Zealand mudsnail invasion range: Model comparisons using native and invaded ranges*. Ecological Applications 17: 181–189.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., y De Poorter, M. (2000). *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database* (Vol. 12). Auckland: Invasive Species Specialist Group.

Møller, V., Forbes, V. E. y Depledge, M. H. (1994). *Influence of acclimation and exposure temperature on the acute toxicity of cadmium to the freshwater snail Potamopyrgus antipodarum (Hydrobiidae)*. Environmental Toxicology and Chemistry 13: 1519–1524.

Múrria, C., Bonada, N., y Prat, N. (2008). *Effects of the invasive species Potamopyrgus antipodarum (Hydrobiidae, Mollusca) on community structure in a small Mediterranean stream*. Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie, 171(2), 131-143.

New Zealand Mudsnail Management and Control Working Group (NZMS Working Group). (2006). *National management and control plan for the New Zealand mudsnail (Potamopyrgus antipodarum) DRAFT*. Prepared for the Aquatic Nuisance Species Task Force by the New Zealand Mudsnail Management and Control Plan Working Group.

Oscos, J., Galicia, D. y Miranda R. (2012). *Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain*. Springer, Berlin. 153 pp.

Oscos, J., Tomás, P. y Durán, C. (2010). *Review and new records of non-indigenous freshwater invertebrates in the Ebro River basin (Northeast Spain)*. *Aquatic Invasions* Volume 5, Issue 3: 263-284.

Quintana X.D., Brucet, S., Boix, D., Lopez-Flores, R., Gascón, S., Badosa, A., Sala, J., Moreno-Amich, R. y Egozcue, J.J. (2008). *A nonparametric method for the measurement of size diversity with emphasis on data standardization*. *Limnol Oceanogr Methods* 6:75-86.

Quiñonero Salgado, S. y López Soriano, J. (2013) *Moluscos dulceacuícolas invasores del Delta del Ebro (Cataluña, España)*. Teide 50, 3er 2a, 08905 L'Hospitalet de Llobregat, Barcelona, Spain; 2 Lepant 161, esc. B àtic 1a, 08013 Barcelona, Spain.

R Core Team, 2015. R Project, R Foundation for Statistical Computing. doi: 10.1007/978-3-540-74686-7

R Development Core Team R. 2015. *A Language And Environment For Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org/>.

Rakauskas, V., Butkus, R., y Merkytė, E. (2016). *Consumption of the invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) by benthivorous predators in temperate lakes: a case study from Lithuania*. *Hydrobiologia*, 775(1), 213-230.

Richards, D. C., Cazier, L. D. y Lester, G. T. (2001). *Spatial distribution of three snail species, including the invader *Potamopyrgus antipodarum*, in a freshwater spring*. *Western North American Naturalist* 61: 375–380.

Richardson, D. M., y Pyšek, P. (2007). *Elton, CS 1958: The ecology of invasions by animals and plants*. London: Methuen. *Progress in Physical Geography*, 31(6), 659-666.

Riley, L. A., Dybdahl, M. F., y Hall Jr, R. O. (2008). *Invasive species impact: asymmetric interactions between invasive and endemic freshwater snails*. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 509-520.

Rivas, S., Vieira-Lanero, R, Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L. y Cobo, F. (2010). *Evolución temporal, vectores y distribución de las especies exóticas dulceacuícolas de la parte española del Baixo Miño*. V Simposio Ibérico sobre a bacía hidrográfica do río Minho. Carlos Antunes (Ed.). pp. 20-29.

Visto en: [https://www.researchgate.net/publication/260399145\\_Evolucion\\_temporal\\_vectores\\_y\\_distribucion\\_de\\_las\\_especies\\_exoticas\\_dulceacuicolas\\_de\\_la\\_parte\\_espanola\\_del\\_Baixo\\_Mino](https://www.researchgate.net/publication/260399145_Evolucion_temporal_vectores_y_distribucion_de_las_especies_exoticas_dulceacuicolas_de_la_parte_espanola_del_Baixo_Mino)

Rolán, E. (2004). Sobre una peculiar población de *Potamopyrgus antipodarum* en el tramo final del río Miño. *Noticiario de la Sociedad Española de Malacología* 42:50-53. Visto en: <http://www.soesma.es/program/pdf/Noticiarios%20buenos/NOTICIARIO%20SEM%2042-.pdf>

Ros, J.D. (1985). *Distribución batimétrica, abundancia y diversidad de las poblaciones de moluscos bentónicos del litoral catalán*. *Misc.Zool.*, 9:109-126.

Rueda Sevilla, J., Martínez-López, F., Hernández Villar, R., López-Martínez, C., Pujante, A., Tapia, G. y Rodríguez Babío, C. (1996). *El río Magro, calidad de sus aguas y caracterización de las comunidades de macroinvertebrados (NW de Valencia, España)*. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica. Extraordinario*: 145-148. Visto en: [https://www.researchgate.net/publication/236852373\\_El\\_río\\_Magro\\_calidad\\_de\\_sus\\_aguas\\_y\\_caracterización\\_de\\_las\\_comunidades\\_de\\_macroinvertebrados\\_NW\\_de\\_Valencia\\_España](https://www.researchgate.net/publication/236852373_El_río_Magro_calidad_de_sus_aguas_y_caracterización_de_las_comunidades_de_macroinvertebrados_NW_de_Valencia_España)

Schmitt, C., Streck, G., Lamoree, M., Leonards, P., Brack, W. y Deckere, E. (2011). *Effect directed analysis of riverine sediments—The usefulness of *Potamopyrgus antipodarum* for in vivo effect confirmation of endocrine disruption*. *Aquatic toxicology* 101:237-243.

Schmitt, C., Vogt, C., VanBallaer, B., Suetens, A., Schmitt-Jansen, M. y Deckere, E. (2010). *In situ cage experiments with *Potamopyrgus antipodarum*—A novel tool for real life exposure assessment in freshwater ecosystems*. *Ecotoxicology and Environmental safety*, 73: 1574-1579.

Schreiber, E. S. G.; Quinn, G. P. y Lake, P. S. (2003). *Distribution of an alien aquatic snail in relation to flow variability, human activities and water quality*. *Freshwater Biology* 48: 951–961.

Soler, J., Moreno, R., Araujo, R. y Ramos, M.A. (2006). *Diversidad y distribución de los moluscos de agua dulce en la comunidad de Madrid (España)*. *Graelsia* 62(número extraordinario) pp.201-252.

Soriano, M.A. (2011). *Las dolinas en la comarca de Zaragoza*. Delimitación comarcal de Zaragoza. Gobierno de Aragón. pp. 32-34.

Tatara, Y., Hamada, K. y Urabe, M. (2014). *Across-population variation in sex ratio in invasive Japanese *Potamopyrgus antipodarum* (Caenogastropoda: Rissooidea: Hydrobiidae)*. *Limnology* 15:185-190.

Van Damme, D. 2013. *Potamopyrgus antipodarum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T155980A738398. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T155980A738398.en>

Vial, E. (1997). *Récolte des Hydrobiidae souterrains et des sources: interet et methods*. *Vertigo*, 7: 31-34.

Vinson, M. (2004). *The Occurrence and Distribution of New Zealand Mud Snail (Potamopyrgus antipodarum) in Utah*. Utah Department of Natural Resources, Division of Wildlife Resources.

Zaranko, D. T., Farara, D. G. y Thompson, F. G. (1997). *Another exotic mollusc in the Laurentian Great Lakes: the New Zealand native Potamopyrgus antipodarum (Gray 1843) (Gastropoda, Hydrobiidae)*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 809–814.

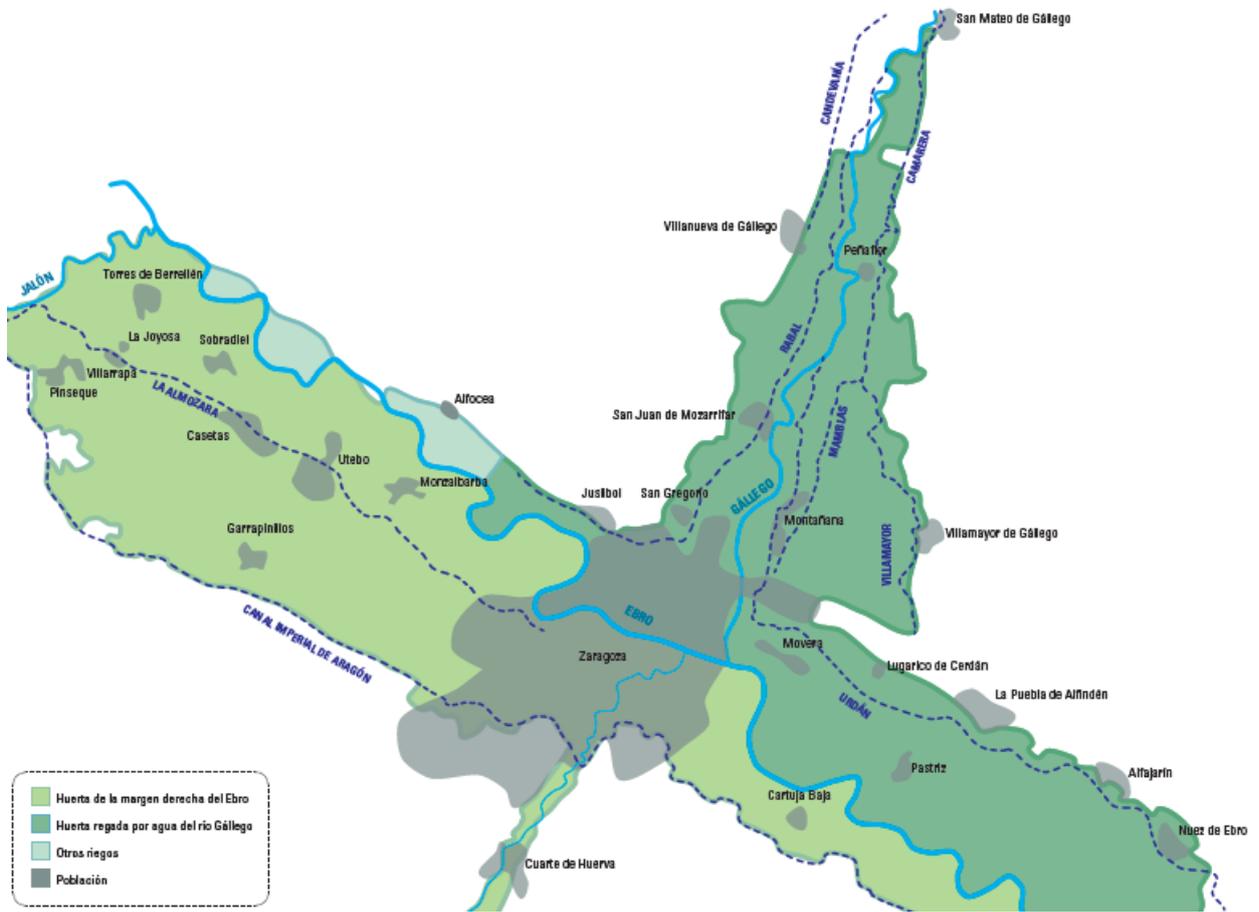
# Anexos

**Tabla A1.** Todos los puntos de muestreo y la información correspondiente de cada uno de ellos

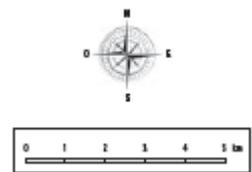
UTM	Cauce	codigo	Codigocauce	Fecha	Tamb	TAgua	n	Densidad	logdens	Corriente	Sustratos	Otras sp	Codigo especies	Diversidad	Longitud Media (mm)
30TXM7332108251	Acequia Alfaz	<b>AAF1</b>	AAF	20160830	25,1	18,6	9	400	2,603144373	Baja	1Limo		0	1,74	1,85
30TXM7332108251	Acequia Alfaz	<b>AAF1</b>	AAF	20160830	25,1	18,6	162	8100	3,908538632	Baja	4Cemento		0	1,57	1,99
30TXM7362008587	Acequia Alfaz	<b>AAF2</b>	AAF	20160830	25,1	18,6	29	1450	3,161667412	Nula	5Gravilla		0	2,54	2,34
30TXM7362008587	Acequia Alfaz	<b>AAF2</b>	AAF	20160830	25,1	18,6	14	700	2,845718018	Nula	6Piedras		0	2,38	2,34
30TXM7252214908	Acequia almozara	<b>AAL1</b>	AAL	20160825	28	21,7	19	950	2,978180517	Baja	4Cemento	<i>Curbicula fluvinea,</i> <i>Physa acuta</i>	8	1,78E	2,57
30TXM6823818499	Acequia almozara	AAL2	AAL	20160708	26,5	23,5	0	0	0	Baja	4Cemento	<i>Physa acuta</i>	1	0	0
30TXM7252214908	Acequia almozara	AAL1	AAL	20160825	28	21,7	21	2100	3,322426052	Baja	4Cemento	<i>Curbicula fluvinea,</i> <i>Physa acuta</i>	8	0	0
30TXM8324822285	Acequia Camarera	<b>AC1</b>	AC	20160816	30,1	22,2	2	100	2,004321374	Alta	4Cemento	<i>Succinea putris</i>	7	1,44	5,79
30TXM7158311790	Acequia de En medio	AE	AE	20160912	26,7	21,9	0	0	0	Nula	4Cemento	<i>Physa acuta</i>	1	0	0
30TXM7323509118	Acequia de la Almotilla	<b>AAM1</b>	AAM	20160711	25,3	20,3	186	9300	3,968529644	Media	4Cemento		0	2,41	3,27
30TXM7323509118	Acequia de la Almotilla	<b>AAM1</b>	AAM	20160711	25,3	20,3	83	4150	3,618152733	Media	4Cemento		0	2,16	3,93
30TXM8175422614	Acequia de Urdan	AU4	AU	20160818	31,7	23,3	1	50	1,707570176	Alta	4Cemento		0	0	0
30TXM8129619294	Acequia de Urdan	<b>AU1</b>	AU	20160618	24,4	17,2	3	38	1,591064607	Alta	4Cemento		0	0,0568	2,66
30TXM8110318094	Acequia de Urdan	<b>AU2</b>	AU	20160618	24,4	17,2	5	250	2,399673721	Alta	4Cemento		0	0,824	4,43
30TXM8121318569	Acequia de Urdan	AU3	AU	20160618			0	0	0	Alta	4Cemento	Nerita de río	2	0	0
30TXM7878920158	Acequia del Cascajo	<b>ACJ1</b>	ACJ	20160818	28,5	23,2	2	100	2,004321374	Baja	4Cemento	<i>Physa acuta</i>	1	0,175	4,43
30TXM7878920158	Acequia del Cascajo	<b>ACJ1</b>	ACJ	20160818	28,5	23,2	5	250	2,399673721	Baja	4Cemento	<i>Physa acuta</i>	1	0,606	4,82

30TXM7103017416	Acequia de la Plana	AP1	AP	20160708	25,2	23,5	120	3000	3,477265995	Media	4Cemento	<i>Galba truncatula</i> <i>Physa acuta</i> , nerita de rio, <i>Galba truncatula</i> , <i>Corbicula fluvinea</i>	3	1,74	3,77
30TXM7102317429	Acequia de la Plana	AP2	AP	20160729			285	32866	4,516760065	Media	4Cemento		12	1,02	3,57
30TXM8127623215	Acequia del Rabal	AR1	AR	20160818	28,5	21,4	103	7518	3,876160085	Nula	3Roca	<i>Anthilus</i>	4	0	0
30TXM7483717832	Acequia Juslibol	AJ	AJ	20160825	30,1	21,3	0	0	0	Media	4Cemento	<i>Galba truncatula</i>	3	0	0
30TXM6851819423	Acequia Mejana	AM	AM	20160708	28,1	23,1	0	0	0	Alta	7Arcilloso	Nerita de rio	2	0	0
30TXM7366011376	Balsa casablanca	BC	BC	20160701	24,3	27,5	0	0	0	Nula	4Cemento		0	0	0
30TXM9215501664	Canal Imperial	CI1	CI	20160521	24,3	21,5	0	0	0	Media	6Piedras	<i>Galba truncatula</i>	3	0	0
30TXM8057107646	Canal Imperial	CI2	CI	20160521	24,6	20,1	0	0	0	Media	4Cemento	<i>Galba truncatula</i>	3	0	0
30TXM8057107646	Canal Imperial	CI2	CI	20160704	25,1	24,6	0	0	0	Media	4Cemento	<i>Galba truncatula</i>	3	0	0
30TXM7208611332	Canal Imperial	CI3	CI	20160912	26	23,9	0	0	0	Baja	4Cemento		0	0	0
30TXM5774419000	Canal Imperial	CI4	CI	20160325	15	10,1	0	0	0	Baja	7Arcilloso		0	0	0
30TXM6852519419	Escorredero de Ochoa	EO	EO	20160708			0	0	0	Alta	7Arcilloso	<i>Procambarus clarkii</i>	5	0	0
30TXM7261219145	Galacho	GJ1	GJ	20160722			0	0	0	Baja	8Fango		0	0	0
30TXM7259919234	Galacho	GJ2	GJ	20160722	23,1	21,1	0	0	0	Baja	8Fango		0	0	0
30TXM7236618952	Galacho	GJ3	GJ	20160722	25,9	25,2	0	0	0	Baja	5Gravilla	<i>Physa acuta</i>	1	0	0
30TXM7252419049	Galacho	GJ4	GJ	20160722			0	0	0	Baja	5Gravilla	Mejillón cebra, <i>Physa acuta</i>	9	0	0
30TXM6952719866	Río Ebro	E2	E	20160708	25,7	24,6	4	200	2,303196057	Baja	5Gravilla	<i>Corbicula fluvinea</i>	6	0,725	4,22
30TXM6952719866	Río Ebro	E3	E	20160708	25,7	24,6	1	50	1,707570176	Baja	8Fango	<i>Corbicula fluvinea</i>	6	1,59	4,34
30TXM7811713463	Río Ebro	E4	E	20160618	23,3	20,7	0	0	0	Media	3Roca		0	0	0
30TXM7812113463	Río Ebro	E4	E	20160804	30	25,5	12	150	2,178976947	Media	3Roca	<i>Physa acuta</i>	1	1,46	4,06
30TXM6968319598	Río Ebro	E5	E	20160708	22,1	24,6	0	0	0	Baja	6Piedras	<i>Corbicula fluvinea</i> , <i>Pottomida</i>	10	0	0
30TXM6968319598	Río Ebro	E5	E	20160708	22,1	24,6	11	550	2,741151599	Baja	2Arena	Nerita de río	2	2,29	3,87
30TXM8196309338	Río Ebro	E6	E	20160704	26,6	24,5	12	300	2,478566496	Baja	7Arcilloso		0	1,19	4,69

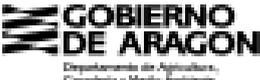
30TXM8196309338	Río Ebro	E6	E	20160704	26,6	24,5	12	300	2,478566496	Baja	2Arena		0	1,98	4,28
30TXM7862713202	Río Ebro	E7	E	20160704			30	3000	3,477265995	Nula	3Roca	Nerita de rio, <i>Physa acuta</i>	11	2,37	3,31
30TXM7862713202	Río Ebro	E7	E	20160701	24,6	20,9	21	1050	3,021602716	Nula	1Limo	Nerita de rio, <i>Physa acuta</i>	11	2,56	2,94
30TXM7862713202	Río Ebro	E7	E	20160701	24,6	20,9	40	4000	3,602168551	Nula	6Piedras	Nerita de rio, <i>Physa acuta</i>	11	0	0
30TXM7913413959	Río Gallego	G1	G	20160618	20,1	20,2	5	100	2,004321374	Media	6Piedras		0	1,79	3,58
30TXM7913413959	Río Gallego	G1	G	20160618	18,8	19,3	11	220	2,344392274	Baja	2Arena		0	0,603	4,14
30TXM8242823827	Río Gallego	G2	G	20160401	13	10,8	0	0	0	Alta	6Piedras		0	0	0
30TXM7773213304	Río Huerva	H1	H	20160701	24	20,2	17	212	2,328379603	Baja	1Limo		0	0,264	3,43
30TXM7367909127	Río Huerva	H2	H	20160711	25,4	20,5	257	1280	3,10754913	Baja	8Fango		0	0	2,82
30TXM5891118494	Balsa Larralde	BL	BL	20160706	19	20,1	0	0	0	Nula	8Fango		0	0	0
30TXM5768879289	Balsete de Orús	B	B	20160706	25,7	28,1	0	0	0	Nula		<i>Physa acuta,</i> <i>Procambarus clarkii</i>	13	0	0
30TXM6392319492	Balsa La Consejera	BCJ	BCJ	20160706	31	23,5	0	0	0	Nula	8Fango	<i>Anisus leucostoma</i>	14	0	0
30TXM6369119982	Balsa ojo del cura	BOC	BOC	20160706	31,5	39,4	0	0	0	Nula	8Fango		0	0	0



**Figura 17.** Acequias principales de la Huerta de Zaragoza.  
Fuente: Ayuntamiento de Zaragoza, 2016b







**GOBIERNO DE ARAGÓN**  
Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente



**inaga**  
INSTITUTO ARAGONÉS DE GESTIÓN AMBIENTAL

ANEXO

**34A - AUTORIZACIÓN PARA DAR MUERTE, DAÑAR, MOLESTAR O INQUIETAR INTENCIONADAMENTE ESPECIES DE FAUNA SILVESTRE**

ANEXO I- MEMORIA DESCRIPTIVA DE LA ACTIVIDAD A REALIZAR

**DATOS GENERALES DE LA ACTIVIDAD**

Observación / fotografía o filmación de especies

**Descripción:** Muestras selectivas manuales con ayuda de instrumentación adecuada, para la captura de la especie invasora en diferentes masas de agua del municipio de Zaragoza. Se utilizarán coladores de plástico verde para filtrar sedimentos, plantas, macrofitas, larvas y otros materiales. Se tomarán medidas para evitar el traslado de especies nativas, como la limpieza del material utilizado.

**Proyecto científico o técnico en el que se enmarca:** Trabajo de Fin de Grado, Ciencias Ambientales de la Universidad de Zaragoza.

**Entidad que avala la actividad:** Universidad de Zaragoza  
**Sistema de trabajo:** presencial, presencial  
**Equipo de trabajo (instrumentación):** Ceballos, coladores de plástico verde de malla plástica, equipo subacuático

**Fecha(s) de realización propuestas por el solicitante (\*):**

	Desde	Hasta
	20 de febrero de 2018	10 de julio de 2018

(\*): ordenar por preferencia

	Nombre y Apellidos	DNI
<b>Responsable:</b>	Ariadna Domínguez Gavilán	740000074
<b>Acompañante:</b>	José Antonio Domínguez Llovera	178606704

**ESPECIES**

Especie	Nº de ejemplares
Dytiscidae anfibiae	200 ejemplares (incluyendo muertos)

**LOCALIZACIÓN**

**Término municipal:** Zaragoza  
**Paraje / Zona de trabajo:** Masas de agua del término municipal de Zaragoza

Polígono	Parcelas
118	R042
118	R001
48	R018
59	R045
65	R014

DIRECTORIA DEL INSTITUTO ARAGONÉS DE GESTIÓN AMBIENTAL

**Figura 19.** Formularios cumplimentados para el INAGA

**24A - AUTORIZACIÓN PARA DAR MUERTE,  
DAÑAR, MOLESTAR O INQUIETAR  
INTENCIONADAMENTE ESPECIES DE FAUNA  
SILVESTRE**

SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN

**DATOS DEL SOLICITANTE**

Nombre / Razón Social	Sylvia		
Apellido 1°	Dominguez	Pasaporte	
Apellido 2°	Castillo	NIF / NIE	73222035v

**DATOS DEL REPRESENTANTE**

Apellido 1°		Apellido 2°	
Nombre			NIF / NIE
Relación / solicitante			Pasaporte

**DOMICILIO A EFECTO DE NOTIFICACIONES**

Dirección	C/Capricornio nº11		
Provincia	Zaragoza	Municipio	Zaragoza
Localidad	Zaragoza	País	España
Código Postal	50012	Teléfono	976753761
e-mail	651776@unizar.es	Teléfono móvil	676526009

**EXPONE**

Que pretende realizar las actividades que se describen en el anexo, que pueden afectar a la fauna silvestres, por lo que en cumplimiento de la normativa vigente sobre conservación de fauna silvestre

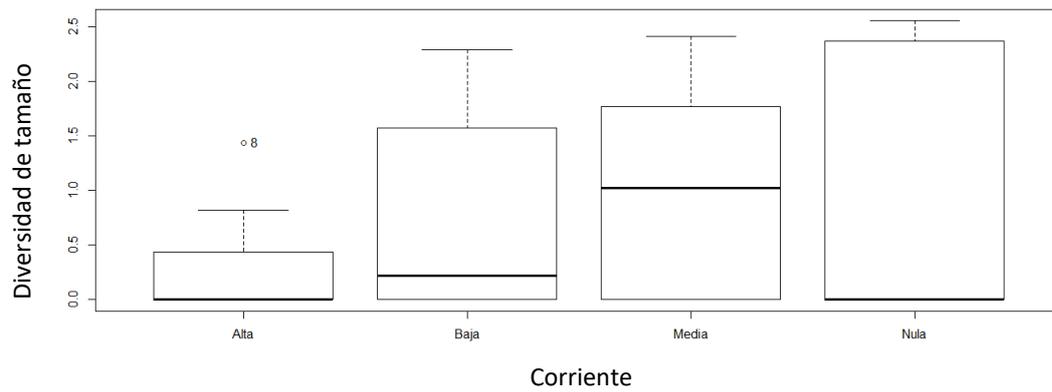
**SOLICITA**

Autorización para el desarrollo de actuaciones que pueden afectar a la vida silvestre no previstas en la legislación de montes, caza y pesca

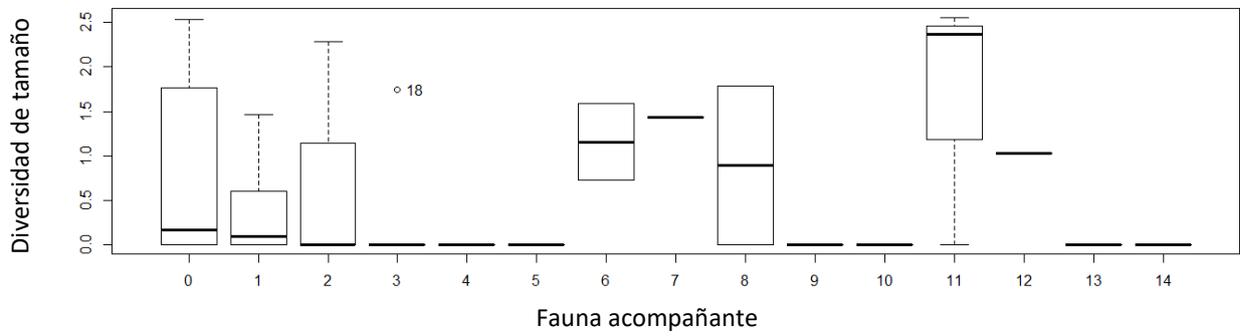
**DOCUMENTACIÓN APORTADA**

- Anexo I. Datos de la actividad a realizar o memoria descriptiva
- Acreditación de la entidad que avala la actividad
- Mapa de localización, croquis o plano
- Otra documentación (especificar cual)

**Figura 20.** Formularios cumplimentados para el INAGA



**Figura 21.** Diagrama de caja para la variable diversidad de tamaño agrupada según el factor "corriente".



**Figura 22.** Diagrama de caja para la variable "diversidad de tamaño" agrupada por el factor "fauna acompañante".



**Figura 23.** Ejemplo de especies acompañantes encontradas en los muestreos. a) *Theodoxus fluviatilis*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Physa acuta* b) *Theodoxus fluviatilis* c) *Physa acuta* d) *Dreissena polymorpha* e) *Succinea putris*



**Figura 24.** Ejemplares de *Potamopyrgus antipodarum* en la Acequia del Rabal



**Figura 25.** Ejemplo de algunas de las zonas muestreadas