



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**PATRONES DE USO DEL HÁBITAT PARA
LA ESPECIE EN PELIGRO CRÍTICO
SARAMUGO (*Anaocypris hispanica*) Y LA
ESPECIE INVASIVA ALBURNO (*Alburnus
alburnus*): INTERACCIONES NEGATIVAS
POTENCIALES**

Cristina Yajaira Jines Muñoz

Orientador:

Doutora Maria Antónia Pacheco Ilhéu, Universidade de
Évora

Co-orientador:

Doutora Paula Rute Pereira Matono Alves, Universidade
de Évora

Mestrado em Biologia da Conservação

Évora, 2017

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**PATRONES DE USO DEL HÁBITAT PARA LA
ESPECIE EN PELIGRO CRÍTICO SARAMUGO
(*Anaocypris hispanica*) Y LA ESPECIE INVASIVA
ALBURNO (*Alburnus alburnus*): INTERACCIONES
NEGATIVAS POTENCIALES**

Cristina Yajaira Jines Muñoz

Orientador:

Doutora Maria Antónia Pacheco Ilhéu, Universidade de Évora

Co-orientador:

Doutora Paula Rute Pereira Matono Alves, Universidade de
Évora

Mestrado em Biologia da Conservação

Évora, 2017

A Dios

A mis Padres

A mis hermanos

'Hay una fuerza motriz más poderosa que el vapor, la electricidad y la energía atómica: la voluntad'

(Albert Einstein)

AGRADECIMIENTOS

A la Doctora Maria Ilhéu, mi orientadora, por haberme permitido participar en el desarrollo de esta disertación, por compartir su experiencia profesional, por su paciencia y entusiasmo, por no dejarme caer en las peores adversidades, pero agradezco sobre todo por la calidad humana que siempre demostró hacia mí.

A la Doctora Paula Matono, mi co-orientadora, por impartirme sus conocimientos profesionales, por su paciencia y amabilidad en todas las horas de campo compartidas, por sus invaluable consejos y por la gran experiencia de haber recorrido lugares únicos y memorables.

Al Doctor João Rabaça, que sin su aprobación no hubiese sido posible realizar el presente curso de maestría, pero un sincero agradecimiento porque su apoyo incondicional desde mi llegada a la Universidad de Évora.

Al Doctor Russell Alpizar, porque además de haber sido mi profesor durante el transcurso de la maestría, ha sido un gran amigo que siempre me apoyó en mis dificultades profesionales y personales, además extraordinaria y gracias a ello la misma ahora forma parte de mis áreas preferidas.

A Janina Silva, por su amabilidad y disponibilidad en enseñarme el manejo de algunos programas y de igual forma por el compañerismo durante esta etapa incursionada.

A todos los profesores que integran este curso de maestría, los cuales me brindaron sus enseñanzas profesionales

A la Familia Márques, porque fueron un soporte importante durante esta etapa tan difícil de mi vida, por la acogida, el apoyo, el aprecio y el cariño que me brindaron y que siempre me hicieron sentir como un miembro más de su familia.

A mis mamás portuguesas, las mejores, Maria José Gomes y Hortense Santos, por el apoyo incondicional en todo momento y circunstancia de esta etapa, por el cariño, la preocupación que siempre me han dado, por no dejarme rendir ante los problemas suscitados y por sus consejos inigualables, gracias totales.

A todas esas personas que me apoyaron en cada adversidad vivida, y por la amistad sincera que me han brindado, un agradecimiento especial para Roy, Iva, Anna, Kevsar, Raúl, Fernando, Natalia.

A mi querida familia, a mis padres, mis hermanos que a pesar de la distancia y tanto tiempo separados siempre han sido mi soporte, mi aliento, quienes me han enseñado a no desfallecer ante nada, las personas más importantes a quien debo todo, gracias por todas las palabras de aliento y por la fuerza que siempre me envían.

Patrones de uso del hábitat para la especie en peligro crítico Saramugo (*Anaecypris hispanica*) y la especie invasiva alburno (*Alburnus alburnus*): Interacciones negativas potenciales

RESUMEN

La rápida expansión y el incremento en las densidades de población de la especie invasiva alburno (*Alburnus alburnus*) en los últimos años en cursos de agua de la cuenca del río Guadiana, representan una alerta para posibles coexistencias e impactos subsecuentes sobre la ictiofauna nativa, con particular preocupación en poblaciones de saramugo (*Anaecypris hispanica*), la cual se encuentra en estatuto crítico de peligro. Por lo tanto, este estudio se enfocó en la evaluación del uso y preferencia de hábitats de las dos especies mencionadas, así como la importancia relativa de factores ambientales de media y larga escala en el uso del espacio. Ambas especies presentan preferencia por hábitats tipo run, donde se verifica una elevada sobre-posición de hábitats, la cual permite antever interacciones negativas, concretamente a nivel de competición por el espacio, constituyendo una amenaza para la especie endémica en caso de coexistencia. La importancia de elementos del sustrato y de vegetación con valor de refugio fue evidente para ambas especies, la turbulencia y el porcentaje elevado de piedras asociados con *A. hispanica* y detritos leñosos e hidrófitas con *A. alburnus*. Los resultados obtenidos en este estudio contribuyen para apoyar la implementación de medidas de rehabilitación del hábitat, particularmente a nivel de los elementos de refugio con beneficio hacia la especie nativa.

Palabras claves: *Anaecypris hispanica*, *Alburnus alburnus*, uso de hábitat, perturbación antropogénica, especie endémica, especie invasiva, interacciones negativas.

Patterns of habitat use by the critically endangered species Saramugo (*Anaecypris hispanica*) and by the invasive bleak (*Alburnus alburnus*): Potential negative interactions

ABSTRACT

The rapid expansion and increase of population densities of the invasive species bleak (*Alburnus alburnus*) in recent years in the Guadiana river basin tributaries is an alert for the possible future coexistence and subsequent impacts on the native ichthyofauna, with particular concern for the saramugo (*Anaecypris hispanica*) populations. Therefore, this study focused on the evaluation of habitat use and preferences of saramugo and bleak, as well as on the relative importance of medium and large scale factors in the spatial distribution of both species. Both species revealed preference mainly for run habitats, where high overlap of niches verified between saramugo and bleak allows to foresee potential negative consequences, specifically at the spatial competition level, constituting a threat to the endemic species in case of coexistence. The importance of substrate and vegetation elements with shelter value was evident for both species. Turbulence and a high stones percentage were associated with *A. hispanica* whereas woody debris and hydrophytes with *A. alburnus*. In conclusion, the present work is a contribution with additional information to reinforce the implementation of habitat rehabilitation measures, namely concerning the refuge elements, which benefit the native species.

Keywords: *Anaecypris hispanica*, *Alburnus alburnus*, habitat use, anthropogenic disturbance, endemic species, invasive species, negative interactions.

Padrões de uso do hábitat para espécie em perigo crítico Saramugo (*Anaocypris hispanica*) e a espécie invasiva alburno (*Alburnus alburnus*): Interações negativas potenciais

RESUMO

A rápida expansão e aumento da densidade populacional da espécie invasora alburno (*Alburnus alburnus*) nos últimos anos em cursos de água na bacia do rio Guadiana, representa um alerta para possíveis coexistências e impactos subsequentes na ictiofauna nativa, com particular preocupação em populações de saramugo (*Anaocypris hispanica*), a mesma que está em estatuto crítico de perigo. Portanto, este estudo concentrou-se na avaliação do uso do habitat e preferencia das duas espécies mencionadas, assim como a importância relativa dos fatores ambientais da escala média e longa no uso do espaço. As duas espécies têm preferência por habitats do tipo run, onde há uma alta sobreposição de habitats, a qual permite antecipar interações negativas, especificamente ao nível da competição por o espaço, constituindo uma ameaça para a espécie endêmica em caso de coexistência. A importância dos elementos do substrato e da vegetação com valor de refúgio foi evidente para as duas espécies, a turbulência e o alto percentual de pedras associadas a *A. hispanica* e detritos lenhosos e hidrófitas com *A. alburnus*. Os resultados obtidos neste estudo contribuem para apoiar a implementação de medidas de reabilitação de habitat, particularmente ao nível dos elementos de refúgio com benefício para a espécie nativa.

Palavras chaves: *Anaocypris hispanica*, *Alburnus alburnus*, uso do habitat, perturbação antropogênico, espécie endêmica, espécie invasiva, interações negativas.

ÍNDICE

1. Introducción	1
2. Metodología	11
2.1. Área de estudio	11
2.2 Muestreo de Campo	14
2.2.1. Escala de meso-hábitat	14
2.2.2. Escala Local y Regional	16
2.3. Análisis de datos	19
2.3.1. Uso de hábitat	19
2.3.2. Relación de las especies con las variables ambientales y la presión antropogénica	22
3. RESULTADOS	25
3.1. Patrones de ocurrencia y abundancia de <i>A. hispanica</i> y <i>A. alburnus</i>	25
3.2. Patrones de uso del espacio	26
3.2.1. Especies y variables ambientales	26
3.2.2. Patrones del uso de hábitat de <i>Anaecypris hispanica</i>	30
3.2.3. Patrones del uso de hábitat de <i>Alburnus alburnus</i>	33
3.3. Amplitud y Sobre-posición de nicho de hábitat.....	40
3.4. Importancia relativa de las diferentes variables ambientales en los patrones de uso de espacio de las especies-Partición de Varianza	41
4. Discusión	45

5. Conclusiones	53
REFERENCIAS	55
ANEXO 1	66

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 1. Ejemplar de saramugo (<i>Anaecypris hispanica</i>), (Doadrio et al., 2011)	2
Figura 1 2. Distribución de <i>Anaecypris hispanica</i> a lo largo del tiempo, adaptado de acuerdo al Plan de Acción de saramugo	3
Figura 1 3. Individuo de alburno (<i>Alburnus alburnus</i>).....	7
Figura 2 1. Mapa de ubicación sobre sitios de muestreos en sub-cuencas (S) de la cuenca del río Guadiana para <i>A. hispanica</i> (verde) y <i>A. alburnus</i> (rojo); S1: Caia, S2: Xévorá, S3: Degebe. S4: Chança, S5: Vascão, S6: Foupana y S7: Odeleite (Ilhéu et al., 2016)	14
Figura 2 2. Representación gráfica de los principales tipos de hábitat con base a los parámetros profundidad y velocidad de corriente (Ilhéu, 2004).	15
Figura 3 1. Triplot de Análisis de Redundancia (RDA) entre las variables ambientales, la composición de los agrupamientos piscícolas y el nivel de degradación antropogénica (1: Baja; 2: Moderada; 3: Alta), entre las variables ambientales y paisaje respectivamente destacan: Hidrofitas (Hid), Helófitas (Hel), Temperatura (Tem), Profundidad (Prof), Detritos leñosos (Detritos), Velocidad de corriente (Velocidad), Run, Riffle, Substrato (Subs), Orden de curso de agua (Orden), Flujo medio (Flujomed) y Altitud. Especies endémicas: <i>Anaecypris hispanica</i> (Ahis), <i>Luciobarbus comizo</i> (Lcom), <i>Luciobarbus microcephalus</i> (Lmic), <i>Luciobarbus sclateri</i> (Lscl), <i>Luciobarbus steindachneri</i> (Lste), <i>Iberochondrostoma lemmingii</i> (Ilem), <i>Pseudochondrostoma willkommii</i> (Pwil), <i>Iberocypris alburnoides</i> (Ialb), <i>Squalius pyrenaicus</i> (Spyr), <i>Cobitis paludica</i> (Cpal), <i>Salaria fluviatilis</i> (Sflu). Especies exóticas: <i>Alburnus alburnus</i> (Aalb), <i>Gambusia holbrooki</i> (Ghol), <i>Lepomis gibbosus</i> (Lgib), <i>Micropterus salmoides</i> (Msal), <i>Australoheros facetus</i> (Afac), <i>Carassius auratus</i> (Caur), <i>Ameiurus melas</i> (Amel), Híbrido (Hib).	28
Figura 3 2. Patrones de respuesta de densidad de <i>A. hispanica</i> (a) y <i>A. alburnus</i> (b) al gradiente de presión antropogénica, considerando tres clases de degradación: 1: degradación baja; 2: degradación moderada; 3: degradación alta. Para cada una de las especies está indicada la significancia de la prueba de Kruskal-Wallis.....	29
Figura 3 3. Probabilidad del uso de hábitat para <i>A. hispanica</i> considerando los parámetros de profundidad del agua y velocidad de corriente mediante el análisis de curvas bivariadas.....	31

Figura 3 4. Análisis de Selectividad efectuado para la especie *A. hispanica* mediante el índice de Jacobs para cada uno de los hábitats seleccionados para el estudio: Pool poco profundo (Ppp), Pool medio (Pm), Pool profundo (Pp), Run poco profundo (Rpp), Run profundo (Rp), Riffle lento (Rfl) y Riffle rápido (Rfr). *P*: valor de significancia de la prueba Kruskal-Wallis ($P > 0.05$; no significativo)... 31

Figura 3 5. Análisis comparativo de los diferentes elementos de cubierta acuática para *A. hispanica* con base en curvas de probabilidad de uso univariadas: a) Clases de sustrato (1: barro y arena, 2: grava, 3: gravilla, 4: piedras, 5: rocas, 6: rocas >50 cm); b) Porcentaje de piedras categorizado en cuatro clases de disponibilidad; c) Porcentaje de cobertura acuática categorizada en tres clases de abundancia : (0-25%: reducida, 25-50: moderada, >50%: elevada)..... 32

Figura 3 6. Biplot de Análisis de Componentes Principales (ACP) efectuado en base a las variables ambientales con valor de refugio y proyectando los locales con ocurrencia para *A. hispanica*..... 33

Figura 3 7. Probabilidad de uso de hábitat para *A. alburnus* analizados para cuatro clases de longitud considerando parámetros de profundidad y velocidad de corriente mediante el análisis de curvas bivariadas: a) Clase de longitud pequeña (CL <60mm), b) Clase de longitud media (CL 60-120mm), c) Clase de longitud media superior (CL 120-150mm), d) Clase de longitud grande (CL 150-200mm). 35

Figura 3 8. Análisis de Selectividad efectuado para la especie *A. alburnus* mediante el índice de Jacobs para cada uno de los hábitats seleccionados para el estudio: Pool poco profundo (Ppp), Pool medio (Pm), Pool profundo (Pp), Run poco profundo (Rpp), Run profundo (Rp), Riffle lento (Rfl) y Riffle rápido (Rfr), elaborado para cada clase de longitud de la especie a) CL <60mm, b) CL 60-120mm, c) CL 120-150mm, d) CL 150-200mm. *P*, valores de significancia de la prueba Kruskal-Wallis..... 36

Figura 3 9. Análisis comparativo de los diferentes elementos de cubierta acuática para *A. alburnus* determinado en las diferentes clases de longitud, con base en curvas de probabilidad de uso univariadas: a) Clases de sustrato (1: barro y arena, 2: grava, 3: gravilla, 4: piedras, 5: rocas, 6: rocas >50); b) Porcentaje de piedras categorizado en cuatro clases; c) Porcentaje de cobertura acuática categorizada en tres clases: (0-25%: reducida, 25-50: moderada, >50%: elevada). 37

Figura 3 10. Biplot de Análisis de Componentes Principales (ACP) efectuado en base a las variables ambientales con valor de refugio y proyectando los locales

con ocurrencia para *A. alburnus*, determinado en cuatro clases de longitud: a) < 60mm, b) 60-120mm, c) 120-150mm y d) 150-200mm..... 39

Figura 3 11. Traslape de nichos (%) considerando análisis de frecuencia de *A. hispanica* (línea verde) y *A. alburnus* (Línea punteada), de acuerdo a la clase de longitud a través de los Índices de Levins y Hulbert (uso de varianza y desviación estándar); a) *A. hispanica*-*A. alburnus* (< 60 mm), b) *A. hispanica*-*A. alburnus* (60-120 mm); c) *A. hispanica*-*A. alburnus* (120-150 mm), d) *A. hispanica*-*A. alburnus* (150-200 mm)..... 41

Figura 3 12. Diagrama de Venn mostrando la partición de varianza en la densidad de *A. hispanica*, efectuada entre un conjunto de variables ambientales y de presión humana. 42

Figura 3 13. Diagrama de Venn mostrando la partición de varianza en la ocurrencia (a) y densidad (b) de *A. alburnus*, efectuada entre un conjunto de variables ambientales y de presión humana.....43

INDICE DE TABLAS

Tabla 3 1. Número de individuos capturados, frecuencia de ocurrencia, densidad media (ind/100m ²) y su respectiva desviación estándar, valores mínimos, máximos y promedios de la longitud total (mm) calculada para <i>A. hispanica</i> y <i>A. alburnus</i> (clase de longitud-CL)	25
Tabla 3 2. Variables de presión antropogénica evaluadas en los locales de ocurrencia para <i>A. hispanica</i> y <i>A. alburnus</i> . Para cada variable analizada y para el total se presenta el valor medio y la respectiva desviación estándar (ver Anexo 1)	29
Tabla 3 3. B: Valores de la amplitud de nicho (Índice de Levins) entre <i>A. hispanica</i> y <i>A. alburnus</i> medido en las cuatro clases de longitud	40
Tabla 3 4. Recopilación de los modelos GLM de variables ambientales (Amb) y de presión humana (Pres) como variables explicativas para <i>A. hispanica</i> (densidad) y <i>A. alburnus</i> (ocurrencia y densidad) como variables respuesta. Niveles de significancia (<i>P</i>) en * <i>P</i> < 0.05, ** <i>P</i> < 0.01, *** <i>P</i> < 0.001.	44

1. Introducción

La fauna nativa de peces de agua dulce de la Península Ibérica está caracterizada por un bajo número de familias (Clavero et al., 2004), una de ellas son los Ciprínidos, considerados como la familia de peces más abundante de agua dulce dentro de dicha región. Sin embargo contienen una gran riqueza de diversidad de especies y endemismos, es decir son un componente ecológico importante de la ictiofauna ibérica nativa y con al menos un total de 16 especies endémicas (Blanco-Garrido, 2006; Sousa-Santos *et al.*, 2016). Muchas especies ictiológicas han declinado en las dos últimas décadas, donde más del 70% de las mismas presentan preocupación concerniente para la conservación (Ribeiro & Leunda, 2012) y que a menudo estas se enfrentan ante los efectos directos e indirectos ocasionados por las actividades humanas, como la regulación fluvial producidas por la construcción de embalses o la extracción de arena, grava y agua, la polución e introducción de especies exóticas, que consecuentemente a la larga van degradando el hábitat (Alves *et al.*, 2001; Matono *et al.*, 2012; 2014). Se presume que alrededor del 75% de las especies de agua dulce podrían extinguirse para el año 2070 (Sousa-Santos *et al.*, 2016).

Uno de los casos más alarmantes en el contexto ibérico se trata de la especie endémica saramugo, *Anaecypris hispanica* (Steindachner 1866), el cual ha sido considerada como una especie “En Peligro” en España y “En Peligro Crítico” en Portugal (Blanco-Garrido *et al.*, 2009). Este ciprínido es un pequeño pez con una longitud máxima total de 70mm (Collares-Pereira *et al.*, 1999) (Fig. 1.1) cuyo período de vida es corto (max. 2 años en poblaciones silvestres) y su madurez alcanza el año de vida a los 39 mm de longitud. Su alimentación

principalmente es a base de zooplancton y algas (Carrapato & Ribeiro, 2012). En Portugal, sus poblaciones se encuentran restringidas al drenaje del río Guadiana (Alves *et al.*, 2001) donde tres décadas atrás habitaban a lo largo de todo el drenaje medio y bajo en los tributarios de esta cuenca fluvial, sin embargo su abundancia y su rango geográfico se han reducido desde la primera vez que fue descrita por Collares-Pereira y Almaça en 1979 (Collares-Pereira *et al.*, 1999; Salgueiro *et al.*, 2003).

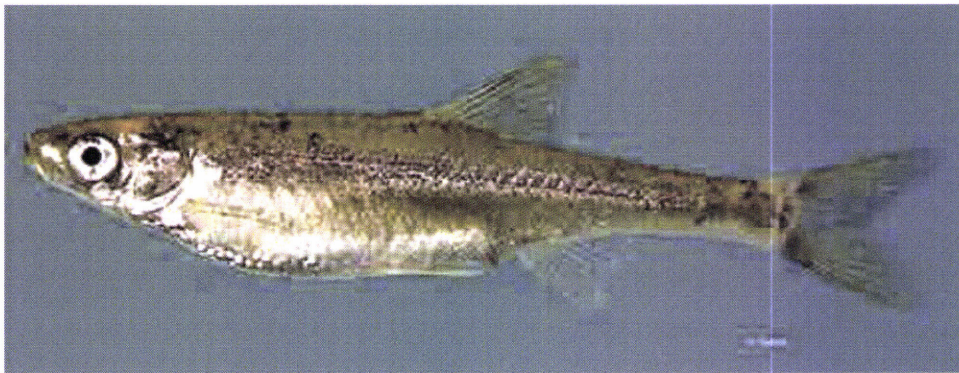


Figura 1 1. Ejemplar de saramugo (*Anaecypris hispanica*), en Doadrio *et al.*, 2011

La distribución de *A. hispanica* en territorio portugués ha variado notablemente en los últimos 20 años (Fig. 1.2), presentando fuertes fragmentaciones en sus poblaciones. La especie en la actualidad se encuentra en regresión acentuada sobre todo en la región superior y central del río Guadiana dentro del territorio Portugués, donde existe una situación de pre-extinción en la cuenca alta y reducción significativa en el área de distribución de la cuenca baja de río en mención, indicando su permanencia actual en Ardila, Vascão, Chança, Odeleite y Foupana (Collares-Pereira *et al.*, 1999; Ilhéu *et al.*, 2014b)

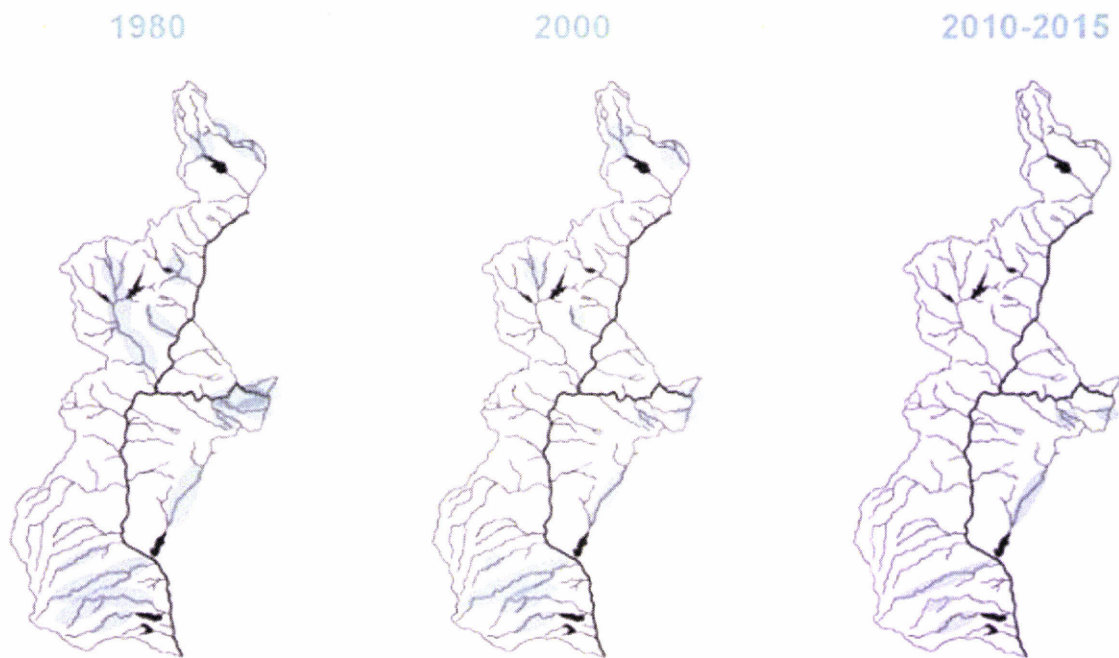


Figura 1 2. Distribución de *Anaecypris hispanica* a lo largo del tiempo, adaptado de acuerdo al Plan de Acción de saramugo (en LIFE-Saramugo website).

La expansión de especies exóticas y la perturbación del hábitat han sido de forma constante consideradas importantes amenazas para esta especie en peligro de extinción (Blanco-Garrido *et al.*, 2009), pero debido a la frecuente coexistencia espacial de estos factores, los últimos mecanismos que conducen a la pérdida de diversidad biológica a menudo permanecen poco claros (Hermoso *et al.*, 2011).

Los paisajes fluviales en zonas áridas o semi-áridas así como en el mediterráneo, han sido moldeados por la interacción producida entre factores morfoclimáticos y antropogénicos (Hermoso *et al.*, 2009; Matono *et al.*, 2014). Algunas de estas actividades antrópicas como la nivelación de tierras, remodelación de suelos y métodos de cultivo altamente industrializados han sido ya empleados dentro de esta área, sobre todo en la Península Ibérica, provocando la destrucción en las formas del relieve fluvial. No obstante, el cambio climático también es otro de los factores que acelera la degradación de

los ambientes ribereños así como la influencia para la preservación de especies (Collares-Pereira *et al.*, 2004). La sequía típica dentro de esta península puede intensificarse y prolongarse en el tiempo, lo que podría elevar el riesgo de extinción para las especie de ciprínidos principalmente con vulnerabilidad o en peligro como el caso de *A. hispanica* (Sousa-Santos *et al.*, 2014a).

Por otro lado, se ha comprobado también que la introducción de especies foráneas afecta negativamente a las especies endémicas de escala local, donde con frecuencia han producido algunas extinciones (extinciones locales) (Moyle & Light, 1996). Estas invasiones biológicas han tenido un gran auge debido a la aparición de varios factores, tal como los cambios ambientales suscitados hoy en día, y que se encuentran entre los más importantes o que simplemente pueden ocasionarse por la apropiación exitosa de factores abióticos (Bernardo *et al.*, 2003; Ilhéu *et al.*, 2014a).

Las modificaciones que se producen dentro de un entorno pueden a menudo ser identificadas por la presencia de especies no nativas, el cual las mismas actúan como grandes indicadores de la integridad biológica y la salud fluvial gracias a la relación existente con la degradación de los ríos (Ilhéu *et al.*, 2014a). Estos dos factores determinantes son considerados como problemas independientes, sin embargo a su vez también pueden interactuar sinérgicamente a través de diferentes formas de interacción (Didham *et al.*, 2007). La degradación del hábitat por su parte fomenta el incremento en la abundancia local y distribución regional de peces invasores, así como ciertas alteraciones en sus respuestas funcionales que van en una proporción directa o desproporcionada a la abundancia del invasor respectivamente (Didham *et al.*, 2007; Hermoso *et al.*, 2011; Ilhéu *et al.*, 2014a). Tales perturbaciones también

puede afectar la fuerza de interacción suscitada entre especies nativas como el saramugo y no nativas mediante la alteración de la relación predador-presa (Hermoso *et al.*, 2011).

Algunas especies como el lucio (*Essox lucius*), el black-bass (*Micropterus salmoides*), el pez sol (*Lepomis gibbosus*) o el pez gato (*Ameiurus melas*) pueden depredar con facilidad las poblaciones de saramugo o sus huevos debido a su reducido tamaño ya que representan vulnerabilidad ante individuos exóticos siendo de tal manera una presa fácil de capturar (Doadrio *et al.*, 2011). No obstante, el pez mosquito (*Gambusia holbrooki*) ha causado gran acaecimiento sobre un conjunto de pequeños peces nativos dentro de la Península Ibérica, el cual ha provocado una disminución y extinciones locales en comunidades piscícolas de ciprínidos endémicos como *A. hispanica*, donde algunos de los mecanismos causales de tales efectos es su característica predatoria (huevos, larvas) y competitiva (por alimento) además de interferir en el comportamiento de la ictiofauna nativa (Alcaraz *et al.*, 2008), causando un impacto de segregación espacial, función que *L. gibbosus* también ha generado sobre poblaciones de este pez endémico (Leunda, 2010).

Pero no son sólo especies piscícolas, las que provocan cambios nocivos, la incidencia del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) ha sido localizada en ríos donde esta especie vulnerable en particular habita, modificando así los espacios a través del aumento de la turbidez del agua dando lugar a la desaparición de una parte importante de las fanerógamas acuáticas, que constituyen zona de refugio y reproducción para la especie (Doadrio *et al.*, 2011).

En fin, la aplicación de algunos procesos como la identificación de características producidas por invasiones piscícolas serían relevantes para

determinar un pronóstico prematuro del impacto global de las mismas y tomar las medidas adecuadas a través de gestiones previas y aplicar las medidas necesarias de conservación (Ilhéu *et al.*, 2014a).

Una de las circunstancias que ha generado el desarrollo de especies alóctonas en todas las cuencas hidrográficas ibéricas es el creciente interés por deportes, como la pesca recreativa, y gracias a su fácil aclimatación ha permitido que las mismas prosperen y generen modificaciones en la estructura de la biota nativa (Doadrio *et al.*, 2011; Almodóvar *et al.*, 2012; Ilhéu *et al.*, 2014a). Hay que tomar en cuenta que el aumento en la tasa de introducción de peces de agua dulce no nativos se está observando en muchos cursos de agua mediterráneos (Ribeiro & Leunda, 2012), donde el incremento en la distribución de invasiones ya se encuentra en un estado alarmante dentro de dicha región, especialmente los hábitats hídricos ibéricos, donde se han presentado reportes constantes de nuevas invasiones de especies de peces y colonización de nuevas áreas (Banha *et al.*, 2015; Ribeiro *et al.*, 2009).

Cabe mencionar también que entre los efectos negativos de las especies invasivas que han influido dentro de las comunidades nativas están las alteraciones genéticas, esparcimiento de patógenos y parásitos, además de la competición por alimento y espacio (Collares-Pereira *et al.*, 2000; Ilhéu *et al.*, 2014a). El impacto de los parásitos introducidos sobre las poblaciones de peces parece ser de menor importancia, ya que no se ha descrito ninguna mortalidad en masa como consecuencia de un patógeno alóctono. Además, las especies invasoras suelen estar menos parasitadas en los ecosistemas donde han sido introducidas, esto podría deberse a que no existen hospedadores intermediarios

adecuados en los nuevos hábitats para completar el ciclo de sus parásitos naturales (García-Berthou *et al.*, 2015).

Una de las especies alóctonas que puede constituir una amenaza particular sobre *A. hispanica* es la especie exótica *A. alburnus* (Fig. 1.3), por ser evolutivamente cercana a la misma (Doadrio & Aldeguer, 2007) el cual podrá establecer interacciones de tipo competitivo y genético con prejuicios graves para la especie nativa. Esta especie, forma parte del grupo de peces de la familia Cyprinidae (Pérez-Bote *et al.*, 2004) cuya área natural de distribución abarca desde la vertiente norte de los montes Pirineos hasta los Urales (Almodóvar *et al.*, 2012; Pérez-Bote *et al.*, 2004; Vinyoles *et al.*, 2007). Este pez gregario puede alcanzar tallas mayores a 150mm donde su dieta se basa fundamentalmente en zooplancton e insectos acuáticos así como pequeños peces y puestas (Pérez-Bote *et al.*, 2004).

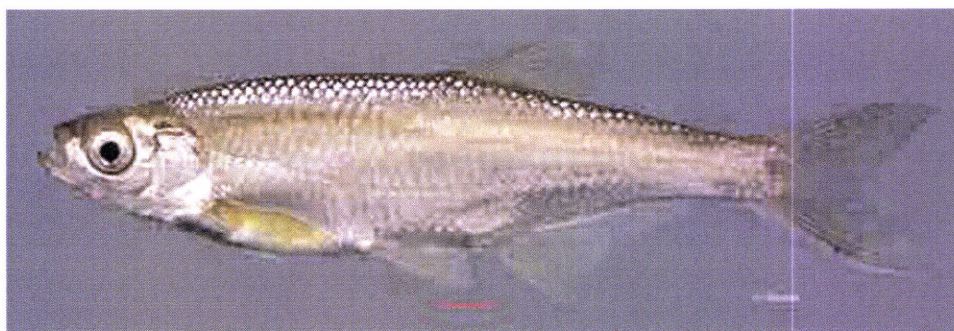


Figura 1 3. Individuo de alburno (*Alburnus alburnus*), en Doadrio *et al.*, 2011.

Este ciprínido es invasivo en la Península Ibérica, donde sus primeros registros en territorio portugués datan del año 1999 en el río Douro en el norte (Río Tomes) y la ribera del Guadiana en el sur (Reservorio Campo Mayor), el cual fue introducido como pez pasto por pescadores locales principalmente (Cabi, 2014; Espírito, 2007). El impacto que generan sus poblaciones a través de una alta competición trófica y agresiones (Vinyoles *et al.*, 2007), ha

conseguido desplazar con facilidad a una amplia gama de fauna de peces nativos dentro de su propio rango (Almeida *et al.*, 2014, 2017; Ribeiro & Leunda, 2012). Por otro lado, su rápida dispersión es una amenaza ante la integridad genética de los ciprínidos indígenas, como *A. hispanica*, provocando la introgresión de genes alóctonos (Almeida *et al.*, 2017; Almodóvar *et al.*, 2012), algo ya ocurrido con especies nativas como *Squalius pyrenaicus* y el complejo híbrido genético *Squalius alburnoides* (García-Berthou *et al.*, 2015).

Dentro de la Península Ibérica, la distribución actual de este pez exótico, está determinada en la mayor parte de los afluentes Ibéricos, siendo destacable en el río Guadiana, sobre todo en los tributarios de Xévoira y Degebe, donde están las poblaciones reproductivamente activas, además de haber desarrollado la habilidad de adaptarse a un régimen climático cálido (Espírito, 2007; Vinyoles *et al.*, 2007, Ilhéu *et al.*, 2016). Algunos estudios han permitido identificar *A. alburnus* como una amenaza a las poblaciones de *A. hispanica*, debido a sus tendencias oportunistas y capacidad competitiva (Almodóvar *et al.*, 2012). Sin embargo, a pesar de no presentar sobreposición en sus áreas de distribución, *A. alburnus* ha sido divisado en sitios con presencia de *A. hispanica*, especialmente en la sub-cuenca de Vascão (río abajo) que ha permitido que esta especie invasiva realice movimientos con eficacia que ha permitido que se expanda rápidamente (Ilhéu *et al.*, 2016).

Varios autores concuerdan que *A. hispanica* al ser filogenéticamente cercano a *A. alburnus*, presenta altas probabilidades de hibridación entre ambas especies, originando con el tiempo consecuencias dramáticas en su integridad taxonómica (Sousa-Santos *et al.*, 2014). Actualmente se conoce muy poco acerca de las interacciones ecológicas de esta especie con *A. hispanica*, pero

desde su introducción ha indicado un fuerte carácter invasivo en todos los afluentes ibéricos hasta ahora ocupados, siendo considerada como una especie típica dentro del conjunto de peces de la región (Almeida *et al.*, 2017).

A partir de estas consideraciones, los científicos crean un programa de preservación conocido como Proyecto LIFE-Saramugo cuyo objetivo se enfoca en el restablecimiento de la población de esta especie endémica (Doadrio *et al.*, 2011). No obstante, el actual proyecto, también pretende evaluar en que circunstancias, la coexistencia potencial entre *A. alburnus* y *A. hispanica* compromete a las poblaciones de esta especie nativa, con el principal propósito de contribuir para la identificación de medidas adecuadas a la limitación de tales interacciones, para de esta forma las condiciones de hábitat de *A. hispanica* sean favorecidas en detrimento de la especie invasiva (Ilhéu *et al.*, 2016).

Por lo tanto, el principal objetivo del presente trabajo fue evaluar las características de espacio que actualmente el saramugo (*A. hispanica*) y alburno (*A. alburnus*) ocupan en el sentido de evaluar la potencial competición en el uso de espacio de un futuro escenario de coexistencia. Nuestros objetivos específicos fueron: (1) caracterizar el uso del hábitat de *A. hispanica* y *A. alburnus* en la escala meso hábitat (considerando variables hidrológicas y biofísicas) y escala macro-hábitat (considerando variables de larga escala), (2) evaluar el grado potencia de sobre-posición de hábitats y (3) acceder a la importancia relativa entre variables locales y regionales así como factores naturales y perturbaciones antrópicas medidas por la ocurrencia y abundancia de ambas especies. Por ende, el esclarecimiento a esta preguntas puede conllevar a que los investigadores desarrollen medidas precautelares que ayuden a esta especie endémica a la preservación de sus poblaciones,

manteniendo elementos de refugio y reproducción adecuados y pueda obtenerse condiciones de persistencia sin riesgo de extinción.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

El presente estudio fue llevado a cabo en la zona sur de Portugal en la cuenca hidrográfica del Guadiana, donde los sitios muestreados se localizaron dentro de un área ambiental parcialmente homogénea, además de ser caracterizada como una región de tierras bajas y poca altitud de montañas (Miranda *et al.*, 2002). La cuenca del Guadiana cubre un área de drenaje aproximada de 66.960 Km², de los cuales 55.220 Km² (83%) se localizan en España y 11.580 Km² (17%) en Portugal, siendo la cuarta cuenca hidrográfica mayor de la Península Ibérica. En Portugal, el río tiene una longitud total de 260 Km, donde 110 Km delimitan la frontera con España. Tiene un perfil muy regular, pero presenta algunos accidentes artificiales (Represa de Alqueva) y naturales (cascada Pulo do Lobo) (Oliveira, 1984).

El clima se destaca por ser típicamente mediterráneo seco, con veranos calientes, elevada insolación y evapotranspiración (Ilhéu, 2004), con una temperatura media anual de aproximadamente 16°C y una precipitación media anual reducida de 600mm (INAG, 2008). En esta región, las zonas húmedas presentan alrededor de 1000mm de precipitación media, mientras que las áreas con niveles de registros reducidos en su precipitación media alcanzan aproximadamente un rango menor a 400mm (Ilhéu, 2004). Presenta también alta variabilidad intra e inter anual de precipitación y descarga, con inundaciones graves e impredecibles entre otoño (Octubre) y primavera (Marzo) y sequías estivales severas durante el verano (Miranda *et al.*, 2005).

Las sub-cuencas del río Guadiana presentan un régimen hidrológico altamente irregular (Pereira *et al.*, 2006). La geología de las cuencas es altamente impermeable y la dinámica de fluctuación depende fuertemente de la variación de precipitación estacional. Durante la estación seca, los cursos de agua dentro de esta cuenca presenta un reducido caudal, donde la mayoría de sus tributarios están limitados a pools aislados con dimensiones variadas formando refugios para peces en forma de charcas ocasionalmente conectadas (Bernardo *et al.*, 2003; Magoulick, 2000; Miranda *et al.*, 2002). Estas variaciones temporales son menos evidentes en los ríos mayores, que presentan condiciones de flujo más estables a lo largo del año (Ribeiro, 2008).

Este territorio está predominantemente dominado por la agricultura extensiva, cubierto por cultivos de cereales y pastizales, viñedos, cultivo de olivos, que al mismo tiempo están intercalados con hábitats de montado y arbustos mediterránicos, las galerías ribereñas de los cursos de agua muestran generalmente una estructura arbustiva escasa (Godinho & Ferreira, 1998; Magalhães *et al.*, 2008).

La región se caracteriza por tener un modelo de urbanización dispersa, con varias aldeas y villas que poseen baja densidad poblacional (aproximadamente 20 habitantes/Km²). Los paisajes de esta cuenca han sido transformados durante el último siglo por actividades agrícolas y pecuarias (Collares-Pereira *et al.*, 2000; Magalhães *et al.*, 2008). El constante aumento de la demanda de agua para suministro público, agropecuario y área industrial han llevado a la construcción de numerosas represas de mayor y menor dimensión. En total existen 1643 reservorios dentro de la cuenca del Guadiana, el cual los cursos de agua constituyen la mayoría de la veces un medio receptor de

efluentes domésticos, industriales y de escorrentías de suelo agrícolas y forestales. Estos factores, en conjunto con el bajo flujo fluvial y temperaturas elevadas en el período de estío, podrán dar origen a fuertes eutrofizaciones y polución (ARHA, 2011; INAG, 1999). Otras perturbaciones humanas comunes en esta cuenca son: canalización de ríos, tala y destrucción de vegetación ribereña y deterioración de la calidad del agua (Hermoso *et al.*, 2010; Urrea & Sabater, 2009; FAME, 2004; Ruivo *et al.*, (s.a.))

Debido a las barreras geográficas, el área de drenaje y la particularidad de las limitaciones ambientales, la cuenca del Río Guadiana presenta el mayor número de endemismos piscícolas del territorio continental (Mesquita, 2005). La fauna dulce-acuícola se caracteriza por el reducido número de familias, siendo la familia Cyprinidae con la mayoría de las especies (Doadrio, 2001). Entre la ictiofauna más común y conocida se encuentra el calandino (*Squalius alburnoides*) y el género *Luciobarbus*, así como el pez fraile (*Salaria fluviatilis*) y saramugo (*Anaecypris hispanica*), esta última considera especie peculiar (Collares-Pereira *et al.*, 2007, Santos *et al.*, 1998). La relevancia sobre las invasiones biológicas han sido señaladas con frecuencia como una de las principales causas de la disminución en la comunidad ictiológica ibérica (Leunda, 2010). Algunas especies exóticas más representadas en la cuenca hidrográfica del río Guadiana: black-bass (*Micropterus salmoides*), perca sol (*Lepomis gibbosus*), pez mosquito (*Gambusia holbrookii*), cará (*Australoheros facetus*), carpa común (*Cyprinus carpio*), carpa dorada (*Carassius auratus*), lucio europeo (*Esox lucius*) (Ribeiro *et al.*, 2008; Ilhéu *et al.*, 2014a) y la especie alburno (*Alburnus alburnus*), la cual registró los mayores aumentos poblacionales de los últimos años (Ilhéu *et al.*, 2016).

2.2 Muestreo de Campo

2.2.1. Escala de meso-hábitat

El muestreo se efectuó durante la primavera de 2015 y 2016 a lo largo de 7 sub-cuencas localizadas dentro de la cuenca del Guadiana con presencia confirmada de cada una de las especies (Fig. 2.1). Una vez que el área de distribución de *A. hispanica* y *A. alburnus* no se superponen actualmente, los datos fueron recogidos en locales diferentes para cada una de las especies (Ilhéu *et al.*, 2016).

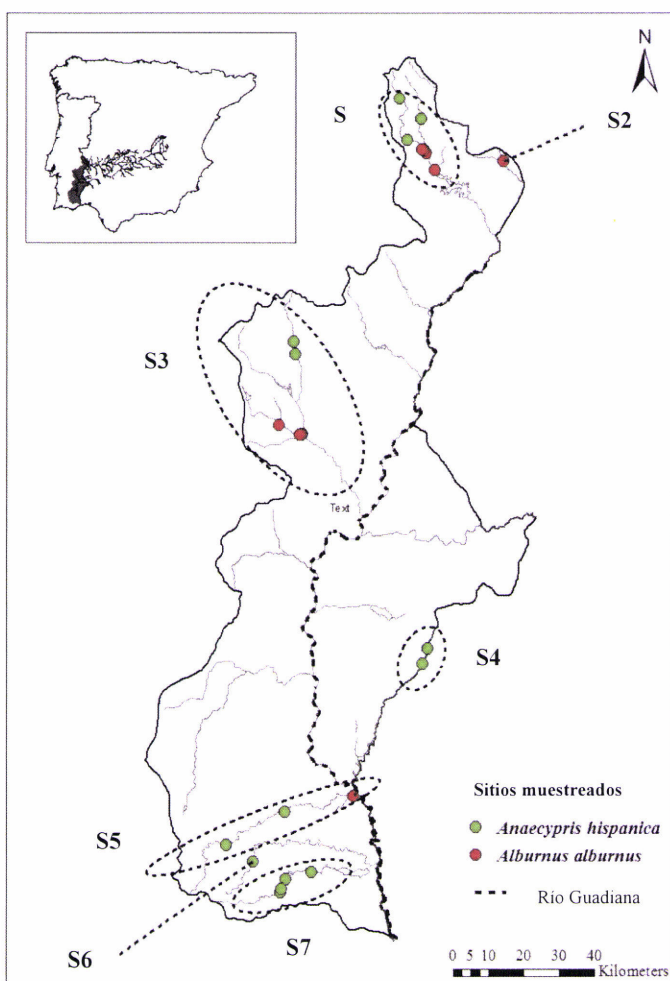


Figura 2 1. Mapa de ubicación sobre sitios de muestreos en sub-cuencas (S) de la cuenca del río Guadiana para *A. hispanica* (verde) y *A. alburnus* (rojo); S1: Caia, S2: Xévorá, S3: Degebe. S4: Chança, S5: Vascão, S6: Foupána y S7: Odeleite (en Ilhéu *et al.*, 2016)

Así, para *A. alburnus* los muestreos fueron realizados en las sub-cuencas de Caia, Xévorá, Degebe y Vascão en 11 locales (94 hábitats). Para *A. hispanica* los datos fueron en cambio recogidos en las sub-cuencas de Odeleite, Foupána,

Chança y Vascão en 8 locales. Sin embargo, considerando la situación poblacional actual de *A. hispanica* y las pequeñas abundancias por local, estos datos fueron complementados con información recolectada por la Universidad de Évora entre 1996 y 2000, en el ámbito del Proyecto de Evaluación del Caudal Ecológico en la cuenca del Río Guadiana, en más de 6 locales de las subcuencas del Caia, Degebe y Odeleite, permitiendo totalizar 137 hábitats muestreados.

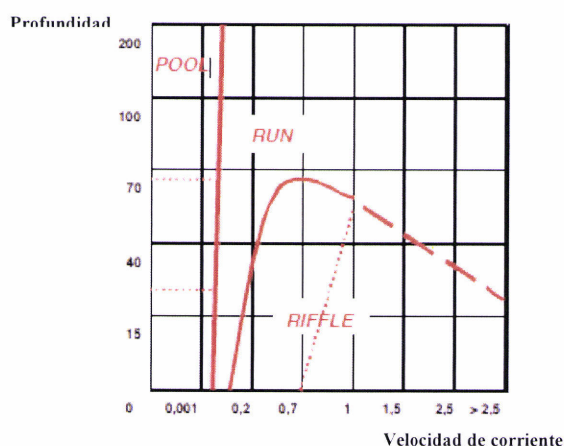


Figura 2.2. Representación gráfica de los principales tipos de hábitat con base a los parámetros profundidad y velocidad de corriente (en Ilhéu, 2004).

Los distintos muestreos se fraccionaron acorde tres tipos de unidad fluvial conocidos como pool (hábitat léntico sin corriente o con corriente muy atenuada), run (hábitat lótico de flujo laminar) y riffle (hábitat lótico de flujo turbulento) (Fig. 2.2), que a su vez fueron asignados en base al protocolo elaborado por INAG I.P. (2008), donde se englobó todos los tipos de meso-hábitats existentes en cada tramo, por lo tanto se estableció siete tipologías diferentes, establecidos de acuerdo a la profundidad y su velocidad de corriente, siendo: pool poco profundo (< 0.40m), pool de profundidad media (0.40-0.80m), pool profundo (> 0.80m), run poco profundo (< 0.40m), run profundo (> 0.40m), riffle lento (< 0.5 m/s), riffle rápido (> 0.5 m/s).

Las capturas fueron realizadas en cada meso-hábitat con el uso de la pesca eléctrica, utilizando un aparato de transporte dorsal con batería de 12V A.C. 400-700V, o con un generador 300-400V D.C., tratando de evitar cualquier perturbación y así minimizar la reacción de fuga de los peces con posible influencia en la evaluación del uso y preferencia de hábitat. Todos los individuos capturados fueron medidos (longitud total, mm). Los ejemplares de *A. hispanica* fueron devueltos vivos al agua mientras que los ejemplares de *A. alburnus* fueron sacrificados.

En cada meso-hábitat se evaluó un grupo de variables ambientales, entre ellas profundidad media del agua (m) (vara medida); velocidad de corriente (m/s) (medición efectuada con correntómetro de sensor electromagnético); turbulencia, estimada visualmente con base a 4 clases (0: nula, 1: débil, 2: moderada, 3: fuerte); clase de sustrato dominante, evaluada de forma visual basada en 6 clases adaptadas de la escala de Wentworth (Giller & Malmqvist, 1998)¹; porcentaje de piedras con valor de refugio (clases de sustrato 4, 5 y 6)², evaluada visualmente al igual que el porcentaje de cobertura por la vegetación acuática sumergida o emergente (macrófitas hidrófitas y helófitas o por detritos leñosos), estimada de manera visual; porcentaje del área de sombra, ajustada visualmente con base en 4 clases (0: ausente, 1: < 30%, 2: 30-60%, 3: > 60%).

2.2.2. Escala Local y Regional

Los datos ambientales de escala local y regional fueron recolectados en el ámbito del Proyecto LIFE-Saramugo en 57 locales de la cuenca hidrográfica

¹⁻² 1: barro y arena (< 0.2 mm), 2: grava (1-10mm), 3: gravilla-guijarros (10-50mm), 4: piedras (50-200mm), 5 (rocas (200-500mm), 6: rocas > 500mm

del río Guadiana, en las sub-cuencas de Caia, Xévora, Degebe, Lucefécit, Álamo, Ardila, Chança, Carreiras, Vascão, Foupana y Odeleite. Los muestreos se realizaron por varios equipos de trabajo involucrados en el proyecto durante la primavera del 2015 y 2016. Los locales del muestreo de este proyecto cubre el área de distribución de *A. hispanica* registrada en 1997, que entretanto ha retrocedido, y en la cual se registraron ocurrencias crecientes de *A. alburnus*, aunque sin puntos de coexistencia. No obstante, esta red de puntos no refleja la totalidad del área de distribución del alburno en Portugal. No siendo un objetivo original, ni factible, en el contexto de este trabajo de maestría, se intentó complementar los datos de capturas de *A. alburnus* con información recogida por la Universidad de Évora entre el 2010 y 2012 en el ámbito del Proyecto Climfish (CLIMFISH-PTDC/AAC-AMB/102541/2008) en 21 locales de varias sub-cuencas de los ríos Guadiana (Caia, Xévora, Degebe, Ardila y Vascão) y Sado (Xarrama y Alcáçovas), en un total de 78 locales muestreados.

La captura de las especies fue realizada a través de pesca eléctrica acorde a la metodología adoptada por la Agencia Portuguesa de Agua (INAG, 2008). Para la recolección de las muestras se siguió el curso del río en dirección contraria a la corriente (de aguas abajo para aguas arriba). Para los individuos capturados se identificó la especie y se obtuvo una medición de su longitud total (LT mm), para luego ser retornados vivos a su entorno en caso de especies nativas, mientras que las especies no nativas como *A. alburnus* fueron removidas y sacrificadas. En efecto, se refiere que los datos complementarios considerados para el análisis fueron recolectados siguiendo de igual forma el protocolo oficialmente adoptado.

Cada local de muestreo fue evaluado a una escala regional por medio de caracterización ambiental, donde se determinó un conjunto de variables que fueron tomadas a través de cartografía digital el cual se incluyó (Ilhéu *et al.*, 2016): distancia naciente en el local muestreado (Km), área de la cuenca de drenaje en aguas arriba del local (Km²), altitud (m), descarga anual media (mm), temperatura media anual del aire (°C), precipitación media anual (mm) y orden de curso. Igualmente, se evaluó variables locales *in situ* durante el muestreo que incluyeron temperatura del agua (°C), conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), profundidad media del tramo (m), velocidad de corriente media ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), clase de sustrato dominante (adaptado a la escala de Wentworth (Giller & Malmqvist, 1998), piedras y rocas (%), cobertura acuática (%), considerando helófitas, hidrófitas y detritos leñosos), sombra del tramo (%) y proporción de cada tipo de hábitat (pool, run y riffle).

Anexo a este proceso dentro del área, fueron evaluadas 10 variables de perturbación antropogénica (FAME, 2004) que fueron valorizadas con un puntaje entre 1 (degradación mínima) a 5 (degradación máxima) (Anexo 1): uso de tierra, área urbana, zona riparia, conectividad del segmento fluvial, carga de sedimento, régimen hidrológico, niveles de acidificación/toxicológico, condición morfológica, presencia de cuerpos de agua lénticos artificiales y contaminación orgánica. La sumatoria de todas las variables mencionadas representó el total de las presiones antropogénicas en cada local y fueron denominadas como degradación total, donde se asignó una puntuación final entre 1 y 3 (explicado en el punto 2.3.2).

2.3. Análisis de datos

2.3.1. Uso de hábitat

El análisis de los datos fue realizado por separado para *A. alburnus* y *A. hispanica*. Para la especie exótica *A. alburnus*, las capturas fueron estandarizadas para un área de 100m² y expresada en términos de densidad (número de individuos /100m²). Mientras que para *A. hispanica* las capturas fueron estandarizadas para una unidad de esfuerzo de pesca de 1 min (CPUE), una vez que los datos de 1996-2000, utilizados para complementar los datos recogidos en el ámbito del Proyecto Life-Saramugo, fueron organizados y analizados en dicho sentido, no existiendo información disponible sobre el área muestreada, pero si del tiempo de pesca.

El uso del hábitat puede variar significativamente a lo largo de las diferentes fases del ciclo de vida de una especie (e.g. Copp, 1992) y, consecuentemente, en diferentes clases de dimensión de especies con mayor longevidad, por lo que se asignó para *A. alburnus* (talla máxima: 18cm), cuatro clases de dimensión, con base en la distribución de la frecuencia de longitudes: < 60mm, 60-120mm, 120-150mm y >150mm. Para la especie *A. hispanica* (talla máxima: 70mm) no fue indispensable considerar clases de dimensión debido a su pequeño tamaño.

Los regímenes de ocupación de hábitat para las especies/clases de dimensión fueron presentadas en el marco de la forma de curvas de probabilidad de uso donde se calcularon las variables, profundidad, velocidad de corriente, sustrato dominante, porcentaje de piedras y porcentaje de cobertura acuática (hidrófitas, helófitas y detritos leñosos). Las curvas de probabilidad de uso para las variables profundidad y velocidad de corriente fueron presentadas

gráficamente de forma bivariada (Fig. 2.2) (Ilhéu, 2004), considerando la interacción e interdependencia entre estos dos parámetros (Bovee, 1986; Orth & Maughan, 1982). A su vez se analizó el segundo grupo de variables, clase de sustrato, porcentaje de piedras y cobertura acuática, el cual son elementos que representan una fuente principal de refugio para los individuos, y que en su caso fueron expresadas por medio de curvas univariadas.

Los procedimientos en la obtención de la probabilidad de uso, fueron determinados en función de la profundidad (m) separadas en varias clases definidas (0-0.25; 0.25-0.45; 0.45-0.70; 0.70-1; 1-2) y la velocidad de corriente de igual forma dividida en diferentes clases (0-0.001; 0.001-0.1; 0.1-0.25; 0.25-0.7; 0.7-1.4; 1.4-1.8; 1.8-2.5; > 2.5). Para las distintas combinaciones de estas variables se efectuaron varios cálculos: CPUE (n° ind/60seg. de pesca) para *A. hispanica* y densidad (n° ind/100m²) para *A. alburnus*, disponibilidad absoluta de hábitats (n° de hábitats muestreados) y frecuencia de ocurrencia relativa. Posteriormente, la probabilidad de uso resultante fue calculada utilizando la fórmula: Densidad (o CPUE)/ Disponibilidad absoluta de hábitats x Frecuencia de ocurrencia relativa. La probabilidad de uso resultante fue obtenida por las combinaciones efectuadas, para finalmente determinar un valor estandarizado considerando cinco clases: 0; 0-0.25; 0.25-0.5; 0.5-0.75; >0.75.

Complementario a las curvas de probabilidad de uso, se efectuó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para cada especie, en base a las variables con valor potencial de refugio/abrigo: porcentaje de piedras/rocas, cobertura acuática (hidrófitas, helófitas, detritos leñosos), profundidad media, velocidad de corriente, turbulencia, sombra, localización del hábitat (margen o lecho del río), con el objetivo de entender la relación entre estas variables y la

ocurrencia de *A. alburnus* y *A. hispanica*, es decir, cuales son los elementos de refugio utilizados preferencialmente.

Previamente a la ACP se elaboró correlaciones (Coeficiente de Correlación de Pearson) entre este grupo de variables, así como entre cada variable y la densidad de *A. alburnus* y *A. hispanica*, con el fin de evitar problemas de colinealidad. De esta forma, fueron incluidas en las ACP, variables no redundantes ($r < |0.75|$; $P < |0.05|$) que simultáneamente evidenciaron mayor asociación lineal con la abundancia de las dos especies ($r > |0.5|$; $P < |0.05|$), que para el presunto estudio se tomó en consideración los dos primeros ejes por la mayor representación de significancia.

La heterogeneidad del uso del hábitat de cada especie-clase de dimensión fue evaluada considerando la frecuencia de ocurrencia en las siete tipologías de hábitat (Ilhéu, 2004) ya mencionadas anteriormente, a través del cálculo de la amplitud de nicho (\hat{B}) de Levins, donde este mismo valor fue estandarizado (\hat{B}_s) que ha sido detallado en una escala resultante medida entre 0 (amplitud nula) a 1 (amplitud elevada) (Krebs, 1999).

$$\hat{B} = 1 / \sum p_i^2 \text{ y } \hat{B}_s = \hat{B} - 1 / n - 1$$

Siendo \hat{B} = Medida de Levins, amplitud de nicho, p_i = Proporción de la ocurrencia de individuos en el recurso i (frecuencia de individuos dentro de un hábitat seleccionado), \hat{B}_s Índice de Levins estandarizado y n : Número de posibles recursos (hábitats utilizados) .

En igual forma, se estimó una sobre-posición de nichos (%) entre las poblaciones de ambas especies el cual se utilizaron los valores del índice de Levins que fueron modificados por medio del índice de Hulbert (Krebs, 1999), donde a partir de esta deducción se estableció una varianza así como su

respectivo patrón de desviación estándar cuya representación a través de curvas de distribución normal se logró establecer el traslape de hábitats mediante el uso de una función de integración simple denominada $\min.f1f2$ (Paradis, 2003).

Las preferencias o rechazos más fuertes en relación a cada tipología de hábitat para cada especie/clase de dimensión fueron evaluadas mediante el índice de selectividad (Q_i) de Jacobs (Lechowicz, 1982), determinado entre valores de -1 y 1, el cual los positivos indican la preferencia y los negativos la evasión.

$$Q_i = \frac{(r - p)}{r + p - 2rp}$$

Siendo Q_i : Medida de selectividad del recurso i , r : Proporción del tipo de recurso i usado por la especie y p : Proporción del recurso i disponible para la especie

2.3.2. Relación de las especies con las variables ambientales y la presión antropogénica

Las capturas fueron estandarizadas para un área de 100m² y expresada en términos de densidad (número de individuos/100m²). El Análisis de Redundancia (ARD), fue aplicado para evaluar las relaciones entre las especies que engloban todo el agrupamiento piscícola y, un set de variables locales (profundidad media, temperatura del agua, velocidad de corriente media, sustrato dominante, porcentaje de helófitas, hidrófitas, detritos leñosos, riffle y run) y regionales (altitud, flujo medio y orden de curso) que fueron previamente seleccionadas de acuerdo a la colinealidad generada por las correlaciones efectuadas excluyendo aquellas con elevadas correlaciones (Coeficiente de correlación de Pearson, $r > |0.75|$; $P < |0.05|$) y poca significancia ecológica.

El gradiente de presión antropogénica fue incorporado en este respectivo análisis a través de la clasificación de los sitios muestreados en función del nivel de degradación, para ello, fueron establecidas tres clases de degradación por medio de la sumatoria del conjunto de variables antrópicas, siendo clase 1: degradación baja (presión total inferior a 14), clase 2 degradación moderada (presión total entre 14 y 22), clase 3: degradación alta (presión total superior a 22) (Ilhéu *et al.*, 2014a; Matono *et al.*, 2014).

Adicionalmente, se procedió a evaluar gráficamente la relación entre el gradiente de degradación y la densidad de *A. hispanica* y *A. alburnus*, a través de boxlot. Las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney, fueron utilizadas para identificar diferencias significantes en la densidad media de ambas especies entre los niveles de degradación antropogénica establecidos.

La partición de varianza fue utilizada para determinar la importancia relativa de dos conjuntos de variables predictorias (variables ambientales locales y variables de presión antropogénica), y sus efectos conjuntos, sobre la ocurrencia (presencia-ausencia) y abundancia (densidad) de alburno, así como sobre la abundancia de saramugo. En efecto, no fue posible efectuar este análisis para los datos de presencia-ausencia de *A. hispanica*, debido a la reducida ocurrencia de esta especie. Además, fueron elaborados tres modelos lineales generalizados (GLM) utilizando el método "step both" (forward y backward), de la siguiente manera: A (Variables ambientales), B (Variables de presión antropogénica) y AxB (la combinación generada entre los dos conjuntos), de los cuales se estimó la representación de los mejores modelos resultantes establecidos a través de los valores más bajos del Criterio de Información Akaike (AIC). Para los datos de presencia-ausencia, los GLM fueron realizados

utilizando la función Binomial, mientras que para los datos de abundancia fue utilizada la función Poisson. Los datos para la variable densidad fueron previamente estandarizados con base en la media y convertidos en cinco clases: 0 (0), 1 (0-0.25), 2 (0.25-0.5), 3 (0.5-1) y 4 (≥ 1).

Además, previo a los análisis establecidos se efectuó una correlación de todas las variables mediante la función del factor de inflación de la varianza (VIF) cuyos valores más elevados (>3.0) (Zuur *et al.*, 2007), indicaron la multicolinealidad entre las mismas, por consiguiente fueron excluidas del análisis las variables con valores VIF superiores a 3.

Posteriormente, se cuantificó la contribución relativa de los dos grupos de variables predictorias (ambientales y presión antropogénica) sobre la abundancia de *A. hispanica* y *A. alburnus* así como la ocurrencia de esta última especie en mención. Esta partición de varianza (Borcard *et al.*, 1992) fueron efectuados en base a las respectivas desviaciones nulas y residuales de cada modelo GLM aplicado dentro de este trabajo. Sin embargo, cabe señalar que las variables regionales no fueron consideradas dentro de este método debido a la insuficiente variabilidad que presentan para permitir la obtención de modelos explicativos significativos.

En relación con cada análisis efectuado, para ACP, GLM y ARD se manejó de forma previa la transformación de los datos por medio de una normalización con base en la media y en el desvío medio (Legendre & Legendre, 1998). Además se utilizó varios software estadísticos para el análisis de datos, entre ellos Primer 6, Canoco 4.5 y el programa estadístico R. Las curvas de probabilidad de uso bivariadas fueron elaboradas con el programa Surfer 13. El nivel de significancia estadístico considerado fue de $P < 0.05$.

3. RESULTADOS

3.1. Patrones de ocurrencia y abundancia de *A. hispanica* y *A. alburnus*

Considerando los muestreos realizados en una escala local y regional, *A. hispanica* ocurrió limitadamente en 5 sub-cuencas: Foupana, Odeleite, Chança, Ardila y Vascão, que de acuerdo a los registros de los diferentes muestreos efectuados presenta este último local su mayor abundancia (Ilhéu *et al.*, 2014b).

Por otro lado, dentro de la red de monitorización de *A. hispanica*, *A. alburnus* ocurrió esencialmente en 4 sub-cuencas ubicadas en la región superior de la cuenca del río Guadiana, particularmente Xévora, Caia, Degebe y Vascão, la cual ha sido avistada como especie exótica de gran suceso en base a la abundancia de su captura (Ilhéu *et al.*, 2016).

Adicionalmente, estas dos especies fueron capturadas en conjunto con otros especímenes que cohabitan con las mismas, entre ellas las más abundantes fueron: *Iberocypris alburnoides*, el género *Luciobarbus*, *Lepomis gibbosus*, *Gambusia holbrooki*. En términos generales, *A. alburnus* obtuvo mayor representatividad como especie, mostrando mayores valores de frecuencias de ocurrencia y abundancias, algo contrario a lo observado con *A. hispanica* (Tabla 3.1).

Tabla 3 1. Número de individuos capturados, frecuencia de ocurrencia, densidad media (ind/60seg) para saramugo y (ind/100m²) para alburno y su respectiva desviación estándar, valores mínimos, máximos y promedios de la longitud total (mm) calculada para *A. hispanica* y *A. alburnus* (clase de longitud-CL)

Especies					Longitud total (mm)		
	N	Frec. Ocurr. Relativa (%)	Densidad media	Desv. Estándar	Mínimo	Máximo	Media
<i>A. hispanica</i>	196	26.3	2.01	1.75	29	74	47,1
<i>A. alburnus</i>	873	28.2	22.7	28.2	10	250	104,4

3.2. Patrones de uso del espacio

3.2.1. Especies, variables ambientales y de presión antropogénica

El Análisis de Redundancia (RDA) exploró las relaciones existentes entre las variables ambientales locales y de paisaje así como una relación con las especies, tanto nativas como exóticas, que además se enlazaron con los sitios de muestreo, codificados de acuerdo con los tres niveles de degradación que fueron medidos en las cuencas donde frecuentaron las especies.

El triplot mostró una gran discriminación a lo largo de los dos primeros ejes, que en conjunto derivaron un 78% de la varianza total. Las correlaciones realizadas entre especies y el conjunto de variables locales y regionales establecieron al sustrato ($r=0.42$, $P<0.001$) como la variable con mayor significancia para el primer eje en relación a las especies, sobre todo el conjunto de peces endémicos, mientras el orden de curso ($r=0.49$, $P<0.001$) con alta significancia para el segundo eje fue la variable con mayor importancia hacia el grupo de especies exóticas (Fig. 3.1). De acuerdo a las correlaciones efectuadas entre las variables ambientales y los ejes, se determinó, la velocidad de corriente ($r=0.57$, $P<0.001$), sustrato ($r=0.63$, $P<0.001$) y riffle ($r=0.52$, $P<0.001$) como las variables más importantes para el primer eje, donde además presentó una correlación con el grupo de especies nativas, entre ellas *Anaecypris hispanica*, *Luciobarbus microcephalus* y *Pseudochondrostoma willkommii*. Por otro lado, las variables que dedujeron una mayor contribución con el segundo eje fueron detritos leñosos ($r=0.64$, $P<0.001$) y orden de curso ($r=0.80$, $P<0.001$), el cual de igual forma fueron correlacionadas con ejemplares del grupo de peces exóticos como *Alburnus alburnus*, *Lepomis gibbosus* y *Gambusia holbrooki* (Fig. 3.1). El output evidenció la separación entre los dos conjuntos de especies; por un lado,

las especies nativas que están mayormente asociadas a variables como velocidad de corriente, substrato, riffle, orden de curso y altitud, y, por otro, las especies no-nativas, que se asocian a locales con características de profundidad y presencia de detritos leñosos así como helófitas.

Posteriormente, la ocurrencia de los agrupamientos piscícolas se vio influenciada por las diferentes clases de degradación establecidas (Fig. 3.1), siendo el grupo de especies endémicas relacionadas con sitios de poca o moderada perturbación, mientras que las especies exóticas mayoritariamente concurren en espacios con una degradación elevada.

Relativamente al conjunto de variables de presión antropogénica se verifica que algunos locales donde *A. hispanica* ocurrió se caracterizaron por tener niveles de degradación bajos, relacionados sobre todo por la presencia del uso de tierras (UT) y fases de zonas riparias (ZR) (Tabla 3.2), mientras que los sitios de ocurrencia de *A. alburnus* presentaron mayor carga de sedimentos así como una gran intervención de tierras, destacando niveles de degradación superiores, sugiriendo ser una especie con mayor tolerancia a perturbaciones (Tabla 3.2). Estas diferencias son una consecuencia de algunas variables específicas como la carga de sedimentos (CS), contaminación orgánica (CO), uso de tierras, que contribuyen más para el nivel de presiones y que podrán o no tener una influencia determinante en la ocurrencia de ambas especies.

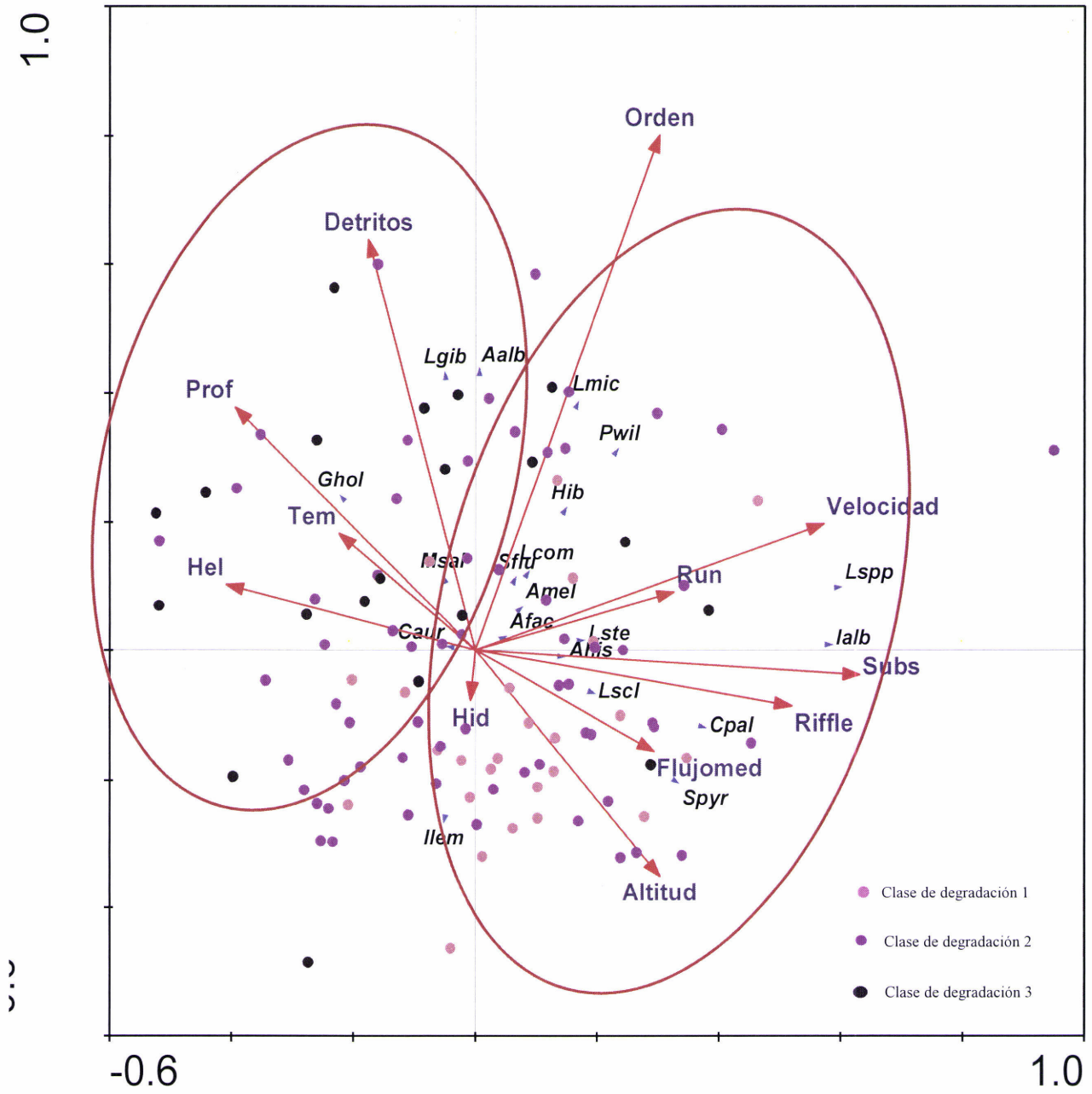


Figura 3 1. Triplot de Análisis de Redundancia (ARD) entre las variables ambientales, la composición de los agrupamientos piscícolas y el nivel de degradación antropogénica (1: Baja; 2: Moderada; 3: Alta), entre las variables ambientales y paisaje respectivamente destacan: Hidrofitas (Hid), Helófitas (Hel), Temperatura (Tem), Profundidad (Prof), Detritos leñosos (Detritos), Velocidad de corriente (Velocidad), Run, Riffle, Substrato (Subs), Orden de curso de agua (Orden), Flujo medio (Flujomed) y Altitud. **Especies endémicas:** *Anaocypris hispanica* (Ahis), *Luciobarbus comizo* (Lcom), *Luciobarbus microcephalus* (Lmic), *Luciobarbus sclateri* (Lscl), *Luciobarbus steindachneri* (Lste), *Iberochondrostoma lemmingii* (Ilem), *Pseudochondrostoma willkommii* (Pwil), *Iberocypris alburnoides* (Ialb), *Squalius pyrenaicus* (Spir), *Cobitis palúdica* (Cpal), *Salapia fluviatilis* (Sflu). **Especies exóticas:** *Alburnus alburnus* (Aalb), *Gambusia holbrooki* (Ghol), *Lepomis gibbosus* (Lgib), *Micropterus salmoides* (Msal), *Australoheros facetus* (Afac), *Carassius auratus* (Caur), *Ameiurus melas* (Amel), Híbrido (Hib).

Tabla 3 2. Variables de presión antropogénica evaluadas en los locales de ocurrencia para *A. hispanica* y *A. alburnus*. Para cada variable analizada y para el total se presenta el valor medio y la respectiva desviación estándar (ver Anexo 1).

Sitios de ocurrencia	Variables									Presión total (PT)
	UT	AU	ZR	CS	RH	CM	CO	CALA	Con	Media
	Media (\pm DE)									
<i>A. hispanica</i>	2.04 \pm 1.02	1.3 \pm 0.7	2.2 \pm 1.3	1.8 \pm 1.0	1.5 \pm 0.9	1.8 \pm 0.9	1.9 \pm 1.1	1.6 \pm 1.1	1.5 \pm 0.9	16.5 \pm 6.6
<i>A. alburnus</i>	2.7 \pm 1.3	1.2 \pm 0.6	2.5 \pm 1.2	2.5 \pm 1.3	1.4 \pm 0.8	1.7 \pm 0.8	2.6 \pm 1.3	1.4 \pm 0.9	1.3 \pm 0.8	18.2 \pm 5.6

UT: Uso de tierra, AU: Área urbana, ZR: Zona riparia, C: Carga de sedimento, RH: Régimen hidrológico, CM: Condición morfológica, CO: Contaminación orgánica, CALA: Cuerpos de agua lénticos artificiales, Con: Conectividad.

Como se constata además en la Fig. 3.2, la especie *A. hispanica* manifestó una mayor abundancia de individuos con presencia de degradación entre niveles bajos a moderados (Fig. 3.2a). Sin embargo, a medida que la perturbación va siendo gradual la especie presenta ausencia y versatilidad. Por el contrario, *A. alburnus* presentó valores de densidad crecientes a lo largo del gradiente de degradación, con un incremento marcado en la clase de mayor perturbación (Fig. 3.2b).

Box Plot de *A. hispanica* y *A. alburnus* agrupadas por clase de degradación

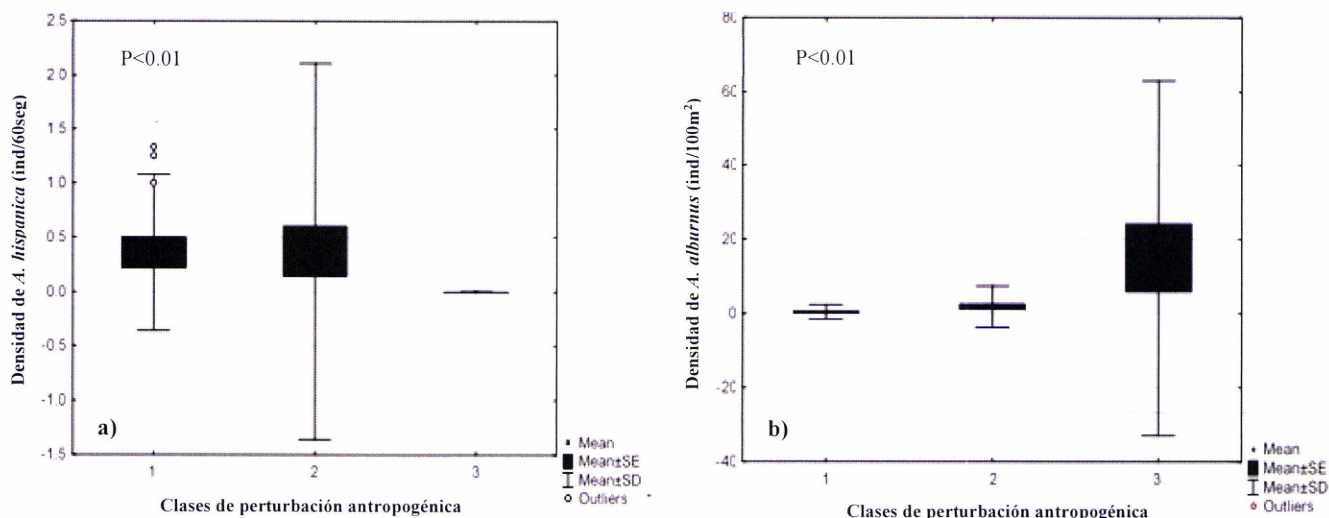


Figura 3 2. Patrones de respuesta de densidad de *A. hispanica* (CPUE) (a) y *A. alburnus* (área) (b) al gradiente de presión antropogénica, considerando tres clases de degradación: 1: degradación baja; 2: degradación moderada; 3: degradación alta. Para cada una de las especies está indicada la significancia de la prueba de Kruskal-Wallis

3.2.2. Patrones del uso de hábitat de *Anaecypris hispanica*

La evaluación de los patrones del uso del hábitat para *A. hispanica* en los cursos de agua se determinó en base al análisis de curvas bivariadas (Fig. 3.3) que fueron calculados a partir de la velocidad de corriente y profundidad donde se demostró los valores de probabilidad de uso más elevados en profundidad que van desde 0.25 a 0.45m y corrientes moderadas a elevadas, específicamente entre 0.25 a 0.70 m/s (Fig. 3.3). Asimismo, afluentes con velocidades bajas de 0.25 m/s, nulas o superiores a 0.70 m/s, así como el aumento en la profundidad, fueron ocupados por la especie pero con una menor probabilidad de uso, lo que demuestra un amplio uso de hábitat, principalmente a lo largo del gradiente de velocidad de corriente.

Adicionalmente, se exploraron los datos para *A. hispanica*, con el fin de deducir las preferencias de la especie en función de la tipología de hábitats. Estos análisis fueron llevados a cabo por el índice de Jacobs, el cual indicó preferencias tendenciales hacia tres de los siete hábitats aplicados en el estudio, como pool y run profundo así como riffle rápido (Fig. 3.4).

Para un mejor entendimiento sobre el uso del hábitat, se realizaron adicionalmente análisis para los elementos de cobertura, los cuales presentan un valor de refugio a través del uso de curvas univariadas, donde *A. hispanica* mostró mayores probabilidades de uso por entornos con sustratos a base de grava (Clase 2) (Fig. 3.5a), pero, esta especie nativa también abordó espacios donde sus sustratos estuvieron compuestos de forma moderada por piedras de talla pequeña y grande (Clase 4 y 6 respectivamente) (Fig. 3.5a). Como consecuencia de esto, las piedras reflejaron ser estructuras importantes dentro de los sistemas fluviales habitados por *A. hispanica*, donde con una presencia

mayor al 50% (Fig. 3.5b) fueron consideradas como el mayor refugio utilizado por la misma, algo contrario con la cubierta acuática, el cual son elementos que de igual forma contribuyen en la protección de esta especie endémica, pero en este caso reveló menor importancia, pues obtuvo mayores valores de probabilidad de uso para la clase con el 25% (Fig. 3.5c).

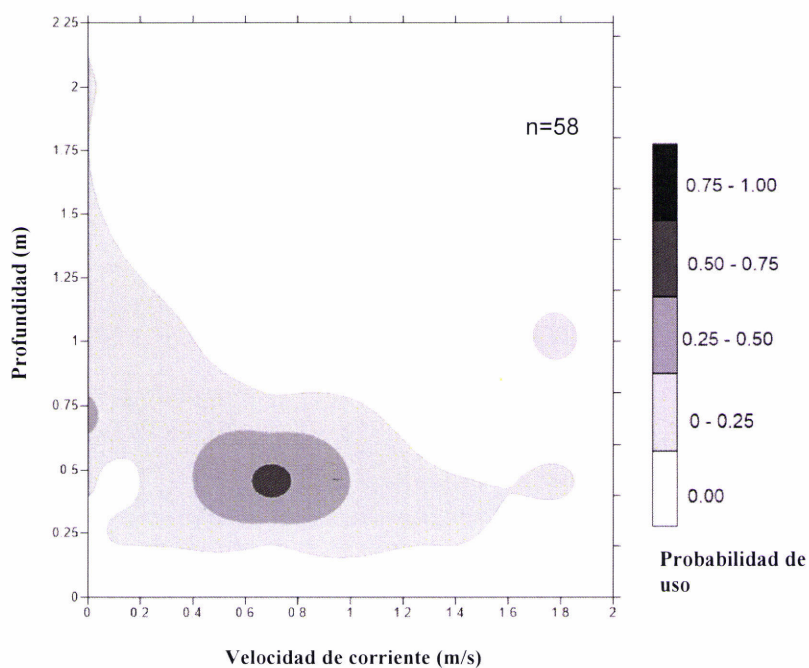


Figura 3 3. Probabilidad del uso de hábitat para *A. hispanica* considerando los parámetros de profundidad del agua y velocidad de corriente mediante el análisis de curvas bivariadas.

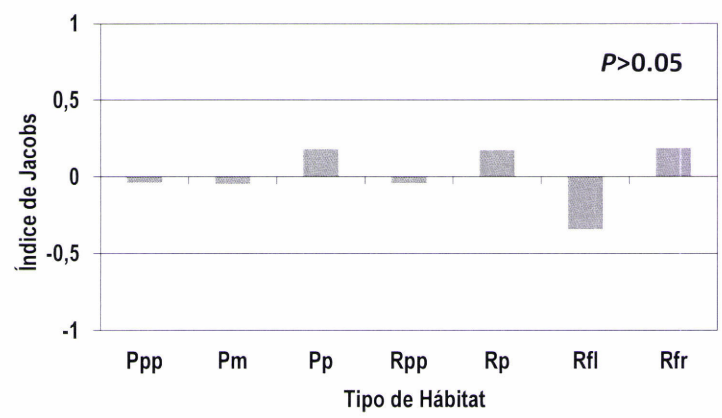


Figura 3 4. Análisis de Selectividad efectuado para la especie *A. hispanica* mediante el índice de Jacobs para cada uno de los hábitats seleccionados para el estudio: Pool poco profundo (Ppp), Pool medio (Pm), Pool profundo (Pp), Run poco profundo (Rpp), Run profundo (Rp), Riffle lento (Rfl) y Riffle rápido (Rfr). P: valor de significancia de la prueba Kruskal-Wallis ($P>0.05$; no significativo).

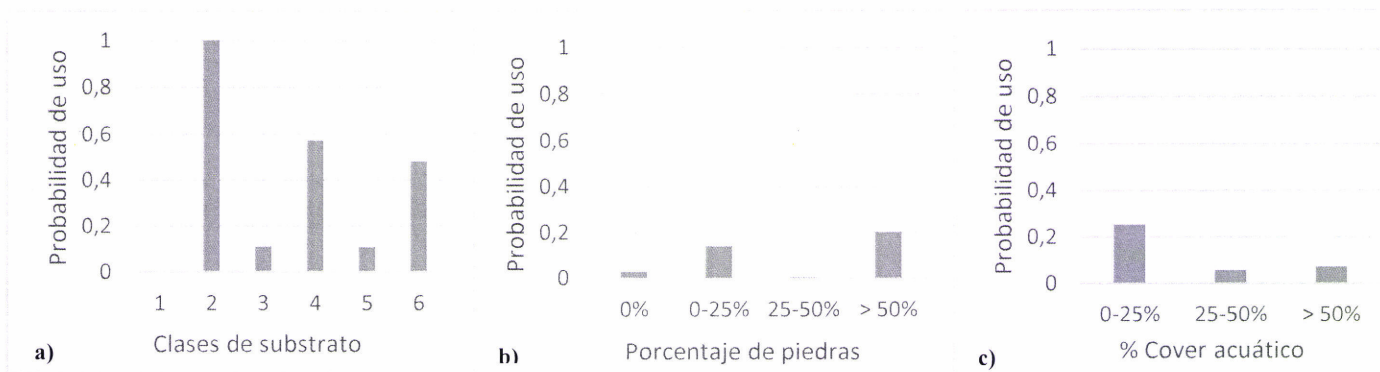


Figura 3 5. Análisis comparativo de los diferentes elementos de cubierta acuática para *A. hispanica* con base en curvas de probabilidad de uso univariadas: a) Clases de sustrato (1: barro y arena, 2: grava, 3: gravilla, 4: piedras, 5: rocas, 6: rocas >50 cm); b) Porcentaje de piedras categorizado en cuatro clases de disponibilidad; c) Porcentaje de cobertura acuática categorizada en tres clases de abundancia : (0-25%: reducida, 25-50: moderada, >50%: elevada).

La utilización de estos y otros elementos con valor de refugio fue también evaluada de forma más integradora, a través de un Análisis de Componente Principales (ACP) cuyos resultados han permitido establecer relaciones entre variables con valor potencial de refugio y la ocurrencia de esta especie indígena. Los resultados de la ACP fueron analizados a lo largo de los dos primeros ejes, el cual presentó un porcentaje medio de explicación de los mismos que en conjunto representaron un valor del 50.1% de la varianza total.

El biplot mostró que la ocurrencia de *A. hispanica* es más expresiva en hábitats localizados, sobre todo en la parte del lecho fluvial del tramo muestreado, con elevado porcentaje de piedras y mayores niveles de turbulencia. Los resultados igualmente mostraron importancia de sombra y la asociación de la especie a hábitats con algún porcentaje de detritos leñosos y macrófitas hidrófitas, siendo las helófitas menos importantes (Fig. 3.6).

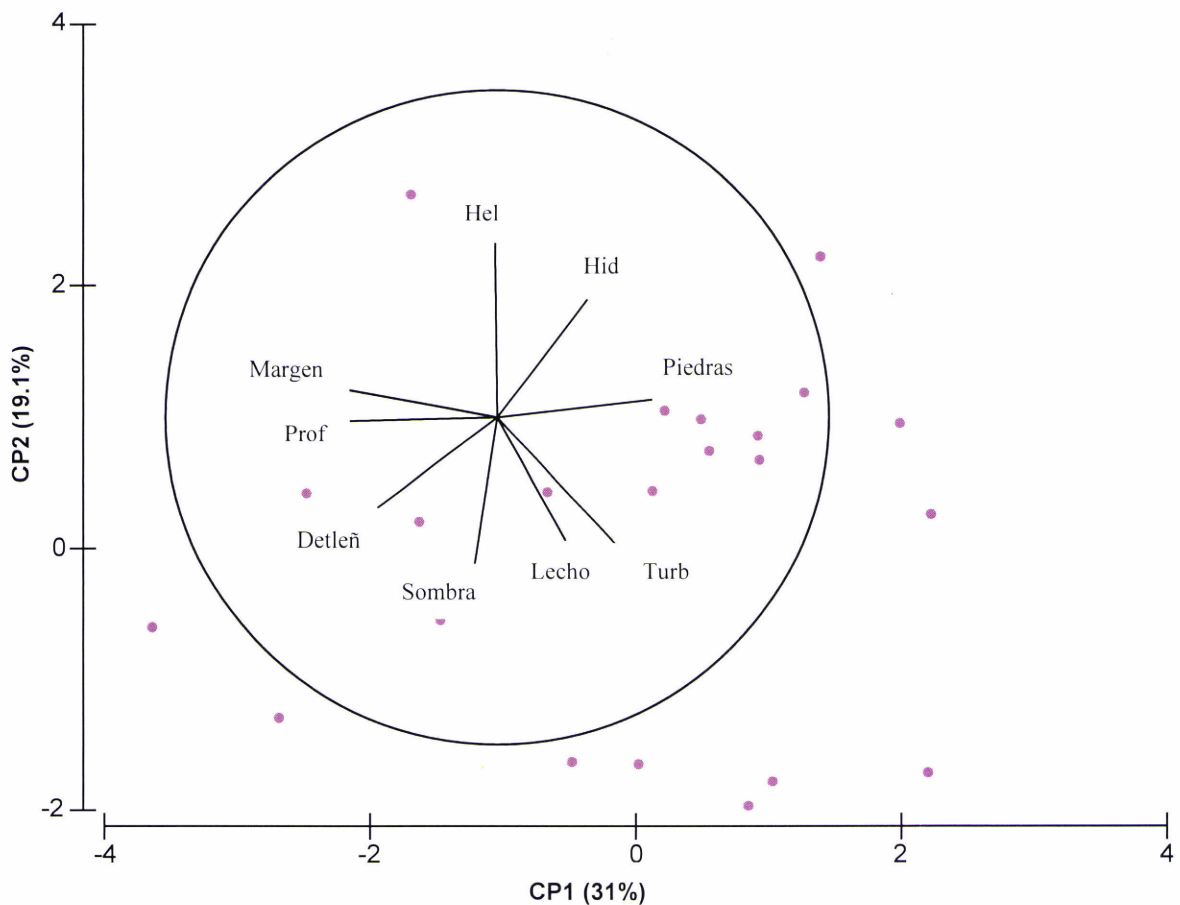


Figura 3 6. Biplot de Análisis de Componentes Principales (ACP) efectuado en base a las variables ambientales con valor de refugio y proyectando los locales con ocurrencia para *A. hispanica*.

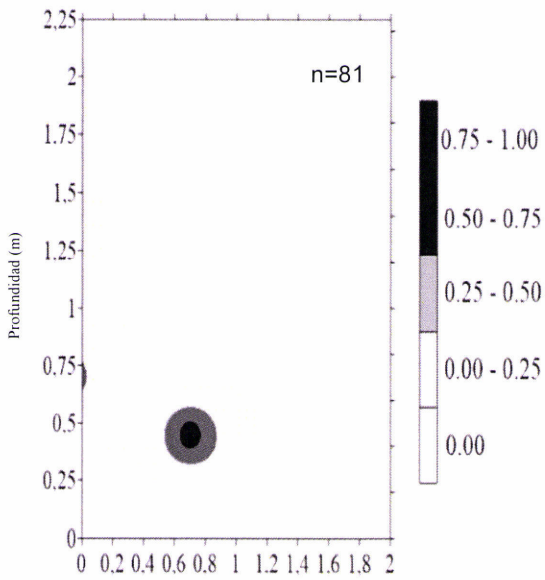
3.2.3. Patrones del uso de hábitat de *Alburnus alburnus*

Los esquemas del uso del hábitat para *A. alburnus* fueron analizados considerando por separado a los cuatro grupos de longitud descritos (Fig. 3.7). Sin embargo, cada grupo observado expresó algunas diferencias en cuanto a la probabilidad de uso. Primero, el grupo más pequeño de alburno (CL <60mm) que presentó un mayor uso de profundidad de 0.3 a 0.6m y velocidad de corriente entre 0.5 a 0.9 m/s (Fig. 3.7a), los individuos con longitud media (CL 60-120mm) en cambio abarcaron mayor amplitud de probabilidad de uso en comparación con el resto de grupos, siendo una profundidad comprendida entre 0.25 y sobrepasando los 0.75m y con corrientes de 0.3 a 1 m/s (Fig. 3.7b), los siguientes grupos se caracterizaron por presentar rangos medios de probabilidades de uso,

entre ellos CL 120-150mm, que incidieron en profundidades de 0.45 a 0.5m y corrientes de 0.6 a 0.8 m/s (Fig. 3.7c) algo similar con el grupo de talla más grande (CL 150-200mm) que a diferencia del grupo anterior su profundidad se mantuvo entre un rango de 0.5m (Fig. 3.7d).

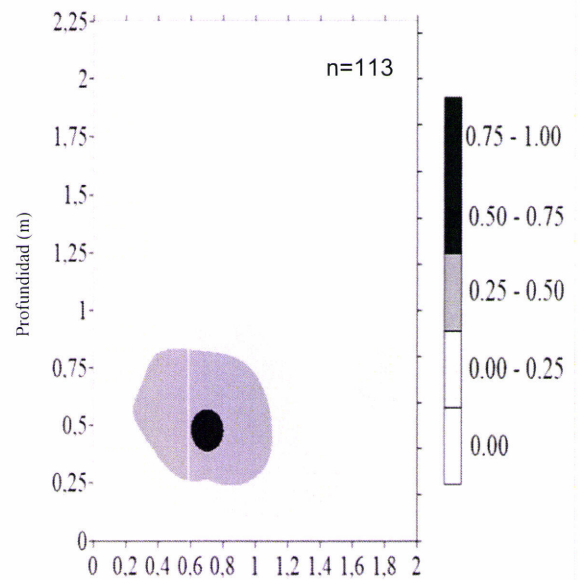
En consecuencia, la mancha de ocupación de hábitat observada en *A. alburnus* pudo manifestar como la clase de longitud media (CL2) abarcó una mayor probabilidad de uso, enfatizando una selectividad por hábitats cuyas características fueron predominantes en pools y runs poco profundos y medios, así como riffles lentos y rápidos (Fig. 3.8b), que de igual forma la clase de longitud pequeña (CL1) ocupó análogamente tipología de hábitats similares (Fig. 3.8a). En cuanto al grupo de talla media superior (CL3) se observó una mácula de uso menos relevante análoga a la talla más grande de *A. alburnus* (CL4) donde la selección de los hábitats destacó sobre todo en pool medio, run profundo y riffle con velocidad media (Fig 3.8c y 3.8d).

Alburnus alburnus (CL < 60mm)



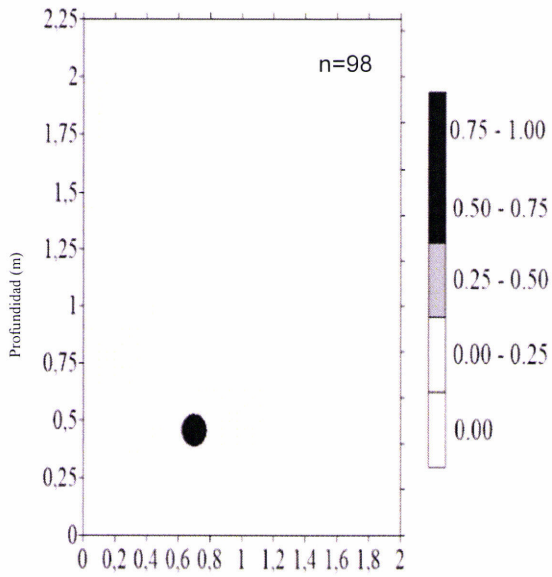
a) Velocidad de corriente (m/s)

Alburnus alburnus (CL 60-120mm)



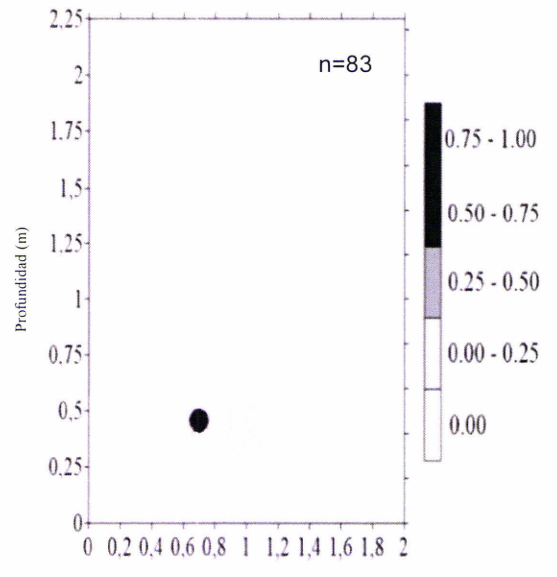
b) Velocidad de corriente (m/s)

Alburnus alburnus (CL < 120-150mm)



c) Velocidad de corriente (m/s)

Alburnus alburnus (CL 150-200mm)



d) Velocidad de corriente (m/s)

Figura 3 7. Probabilidad de uso de hábitat para *A. alburnus* analizados para cuatro clases de longitud considerando parámetros de profundidad y velocidad de corriente mediante el análisis de curvas bvariadas: a) Clase de longitud pequeña (CL <60mm), b) Clase de longitud media (CL 60-120mm), c) Clase de longitud media superior (CL 120-150mm), d) Clase de longitud grande (CL 150-200mm).

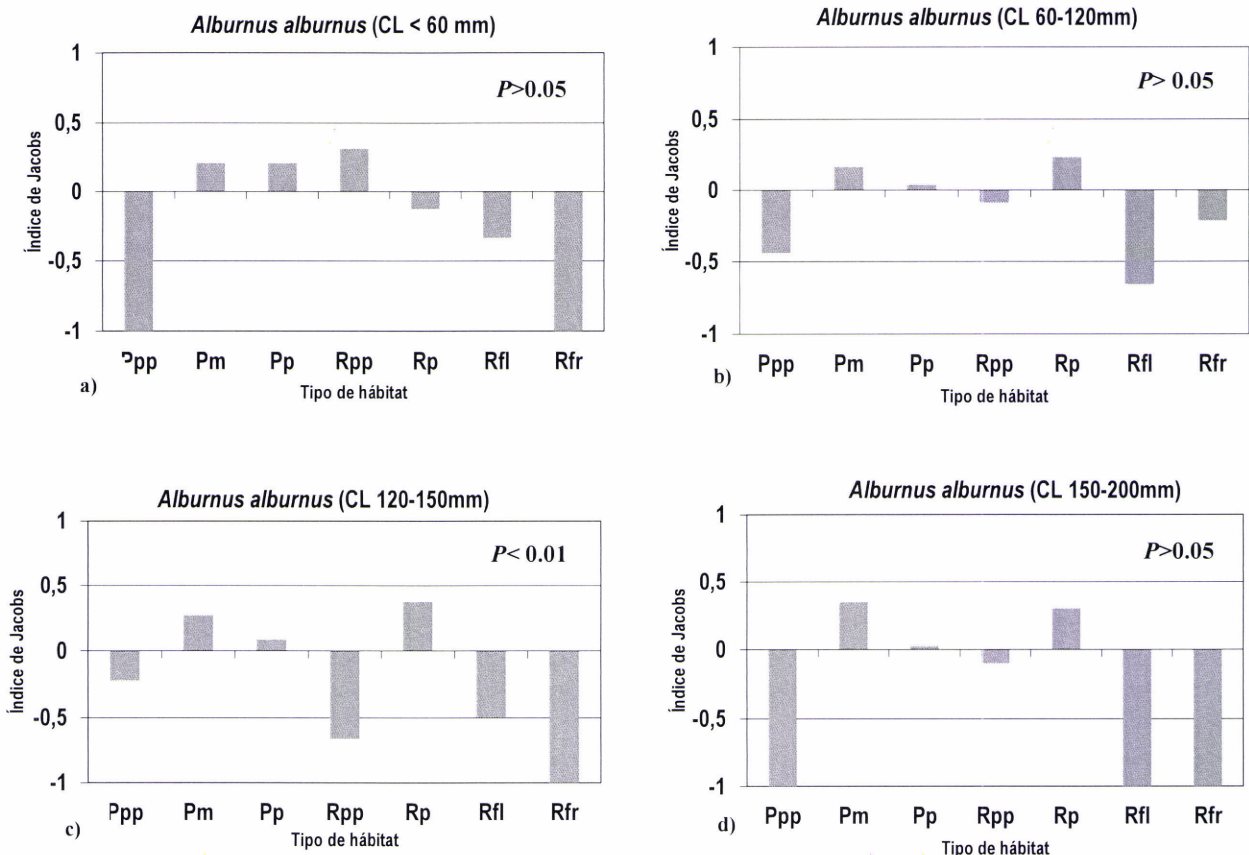


Figura 3 8. Análisis de Selectividad efectuado para la especie *A. alburnus* mediante el índice de Jacobs para cada uno de los hábitats seleccionados para el estudio: Pool poco profundo (Ppp), Pool medio (Pm), Pool profundo (Pp), Run poco profundo (Rpp), Run profundo (Rp), Riffle lento (Rfl) y Riffle rápido (Rfr), elaborado para cada clase de longitud de la especie a) CL <60mm. P, valores de significancia de la prueba Kruskal-Wallis.

Relativamente a los elementos de refugio, se observó que *A. alburnus* presenta preferencias sobre ciertos elementos en particular. De acuerdo a las diferentes clases de longitud analizadas, se determinó en primer lugar que la clase más pequeña (CL1) tendió a concurrir hacia sitios con elementos de refugio más variados, sin embargo en cuanto a cobertura acuática como hidrófitas y detritos leñosos, fue mayor la probabilidad de uso por parte de CL1 cuya presencia vario entre el 25 a 50% respectivamente (Fig. 3.9).

Por otro lado, las tres clases restantes de longitud (CL2, CL3 y CL4), resaltaron una similitud en el uso de cada elemento de refugio, siendo la gravilla (Clase 3) el sustrato predominante para la presencia de individuos con estas tallas, sin embargo las clases de longitud media como CL2 en particular, concurrió además aunque en menor proporción a sitios con sustratos formados de piedras (Clase 4) y rocas de pequeño y gran tamaño (Clase 5 y 6 respectivamente), lo que indica en su mayoría que son especímenes que presentaron una probabilidad de uso de piedras baja (0 a 25%). No obstante de igual forma se determinó que estas tres dimensiones de *A. alburnus* también utilizaron un porcentaje mayor de piedras (25 a 50%) (Fig. 3.9). En cuanto a la cobertura acuática, la probabilidad de uso para CL2, CL3 y CL4 resultó reducida (0-25%) para macrófitas hidrófitas, aunque CL2 determinó también probabilidad moderada, elevada (> 50%) para helófitas, que de igual forma CL2 y CL3 expresaron un uso reducido y moderada (25-50%) para detritos leñosos, donde CL2 asimismo registró probabilidades de uso elevadas (Fig. 3.9).

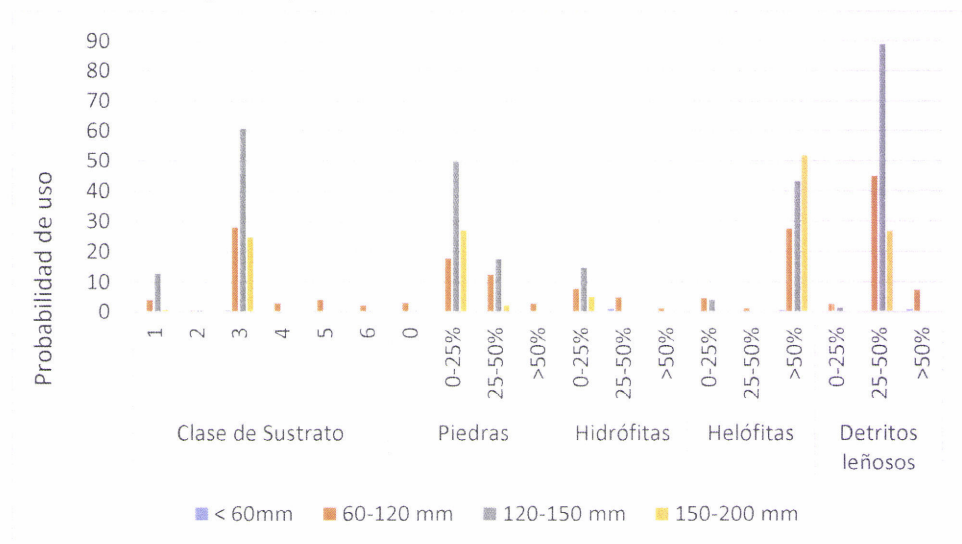


Figura 3 9. Análisis comparativo de los diferentes elementos de cubierta acuática para *A. alburnus* determinado en las diferentes clases de longitud, con base en curvas de probabilidad de uso univariadas: a) Clases de sustrato (1: barro y arena, 2: grava, 3: gravilla, 4: piedras, 5: rocas, 6: rocas >50cm); b) Porcentaje de piedras categorizado en cuatro clases; c) Porcentaje de cobertura acuática categorizada en tres clases: (0-25%: reducida, 25-50%: moderada, >50%: elevada).

Posteriormente, los resultados de la ACP, fueron tomados en cuenta por cada clase de longitud, analizadas de acuerdo a los dos primeros ejes, y donde cada una determinó una varianza total, siendo: 55.6% (CL1), 41.3% (CL2), 41.5% (CL3) y 52.3% (CL4), las clases de longitud más pequeñas (CL1) y grandes (CL4) expresaron un porcentaje de explicación más alto en comparación con las clases de longitud media (CL2 y CL3) (Fig. 3.10). Los biplot de los cuatro grupos determinados de dimensión explicaron en forma específica cada uno de los desplazamientos dentro de un hábitat.

La primera clase de longitud, CL1, estuvo asociada en su mayoría a la profundidad como elemento de refugio principal, además de presentar cierta inclinación aunque de forma poco notoria ante la incidencia de corrientes y turbulencia (Fig. 3.10a). Por el contrario, para la segunda clase, CL2, se pudo observar como la nube de puntos de ocurrencia de la especie se encontró dispersa alrededor de los parámetros de refugio, sin embargo dicha clase de talla, presentó una mayor tendencia de ocurrencia hacia cauces con presencia de lecho fluvial aunque también pudo ser asociada con los sitios marginales del tramo muestreado con propensión de niveles de profundidad y ligación con presencia de algunos elementos de cobertura acuática principalmente helófitas y detrito leñosos (Fig. 3.10b). La ocurrencia de individuos para la tercera clase, CL3, asimismo tuvo una relación de forma notoria con la profundidad, pero en cierta parte esta clase también se agrupó en locales donde el lecho fluvial estuvo presente y con un porcentaje de piedras alto, la presencia de sombra también estuvo asociada a poca ocurrencia de CL3 así como las corrientes y la turbulencia (Fig. 3.10c). La clase de longitud más grande, CL4, determinó una mayor ocurrencia en relación con el lecho fluvial, donde la misma tendió a ocurrir

tanto, espacios con profundidad y otros con velocidad de corriente (Fig. 3.10d), aunque en cierta medida esta clase ha sido asociada con la cobertura acuática sobre todo con la presencia de helófitas y detritos leñosos.

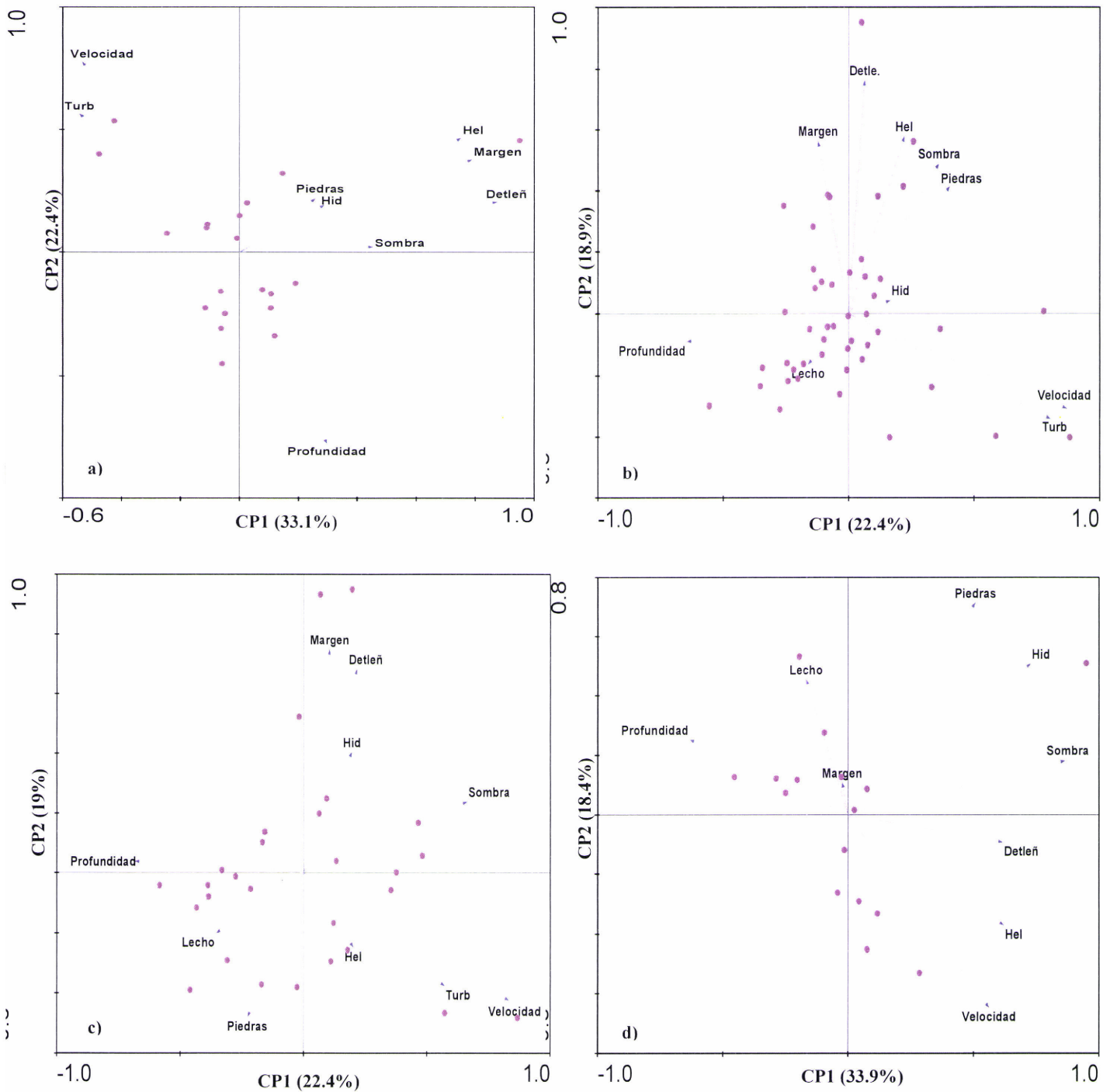


Figura 3 10. Biplot de Análisis de Componentes Principales (ACP) efectuado en base a las variables ambientales con valor de refugio y proyectando los locales con ocurrencia para *A. albumus*, determinado en cuatro clases de longitud: a) < 60mm, b) 60-120mm, c) 120-150mm y d) 150-200mm.

3.3. Amplitud y Sobre-posición de nicho de hábitat

A. hispanica, presentó ser una especie con amplitud de nicho de hábitat alta, con un valor de 0.90, por lo que es considerada como un espécimen con requerimientos de hábitat flexible, encontrándose tanto en pool (poco profundo y medio), run (medio y profundo) y riffle (lento y rápido) (Tabla 3.3). *A. alburnus* por el contrario, presentó una amplitud de nicho más baja que *A. hispanica*, de acuerdo a las clases determinadas, se destacó a CL2 como la clase de longitud con mayor amplitud (0.78), el cual al igual que la especie endémica concurre dentro de los mismos hábitats. Sin embargo, CL4 fue el grupo de *A. alburnus* con la amplitud de nicho más baja, indicando ser una especie más especialista en cuanto a su preferencia de hábitats, ocupando principalmente a pool medio, run profundo y riffle rápido.

Tabla 3 3. \hat{B}_s : Valores de la amplitud de nicho (Índice de Levins) entre *A. hispanica* y *A. alburnus* medido en las cuatro clases de longitud

Especies	\hat{B}_s
<i>Anaocypris hispanica</i>	0.90
<i>Alburnus alburnus</i> (<60 mm)	0.56
<i>Alburnus alburnus</i> (60-120 mm)	0.78
<i>Alburnus alburnus</i> (120-150 mm)	0.56
<i>Alburnus alburnus</i> (150-200 mm)	0.45

Por otro lado, el traslape de nicho ecológico entre las dos especies indicando en la Fig. 3.11, manifestó que las tallas medias de *A. alburnus* obtuvieron una alta probabilidad de sobre-posición con los nichos ocupados por *A. hispanica*, principalmente CL2 el cual con un 91% (Fig. 3.11b) representa la más alta competitividad por el espacio y los recursos dentro de un entorno, al igual que CL3 con el 73% (Fig. 3.11c) ha mostrado ser un grupo con una ocupación de hábitat bastante similares a esta especie endémica. No obstante,

las tallas pequeñas (CL1) y grandes (CL4) del alburno resultaron ser los grupos con menor sobre-posición, con un 61% (Fig. 3.11a) y 54% (Fig. 3.11d) respectivamente.

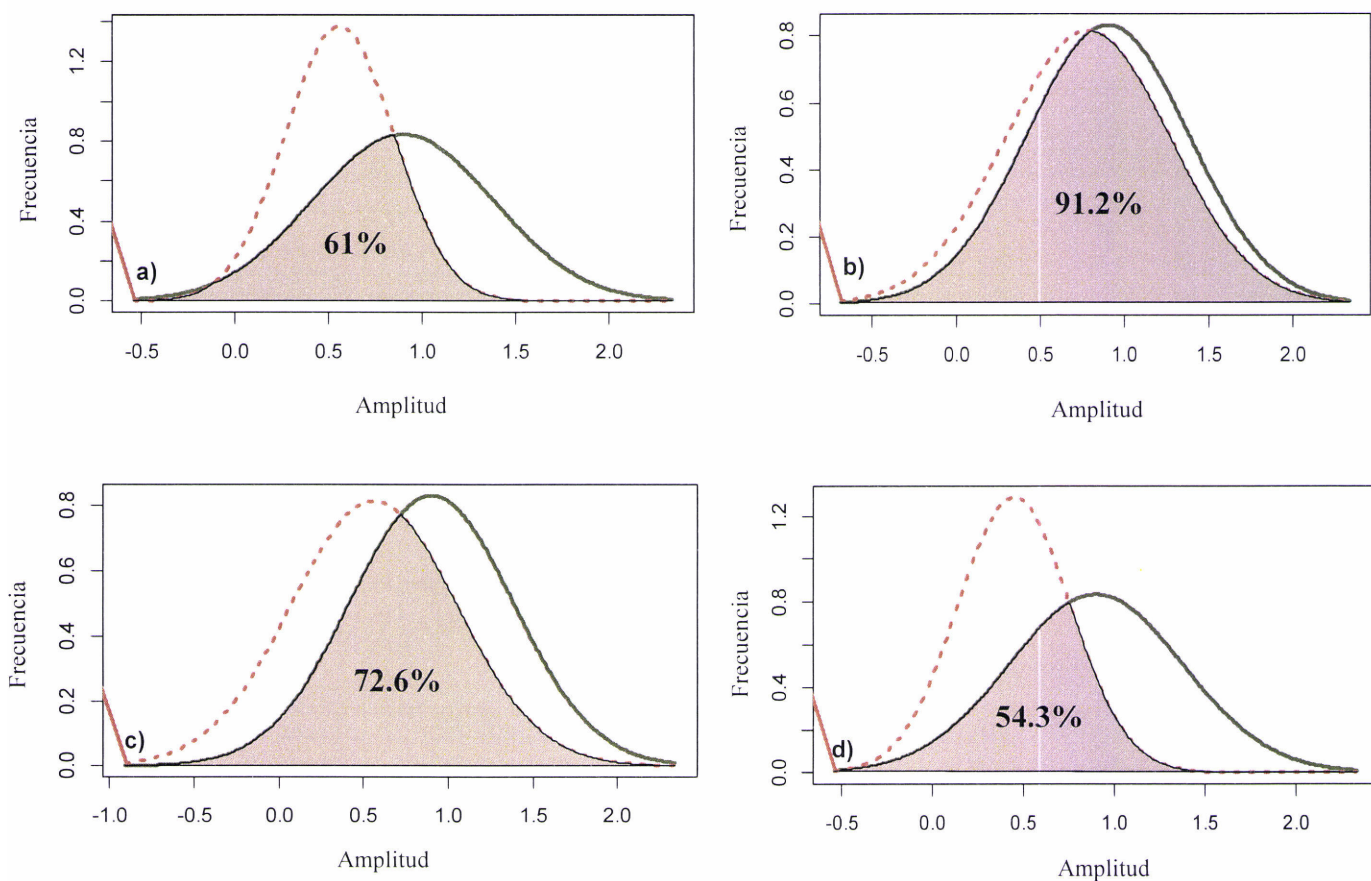


Figura 3 11. Traslape de nichos (%) considerando análisis de frecuencia de *A. hispanica* (línea verde) y *A. alburnus* (Línea punteada), de acuerdo a la clase de longitud a través de los Índices de Levins y Hulbert (uso de varianza y desviación estándar); a) *A. hispanica*-*A. alburnus* (< 60 mm), b) *A. hispanica*-*A. alburnus* (60-120 mm); c) *A. hispanica*-*A. alburnus* (120-150 mm), d) *A. hispanica*-*A. alburnus* (150-200 mm).

3.4. Importancia relativa de las diferentes variables ambientales en los patrones de uso de espacio de las especies-Partición de Varianza

Los diferentes análisis elaborados para *A. hispanica* fueron complementados con el enfoque del GLM para evaluar simultáneamente la influencia relativa de diferentes conjuntos de variables. Los resultados demostraron que la abundancia de la especie endémica *A. hispanica* se encuentra mayormente dependiente de la perturbación antropogénica, siendo la influencia de las variables menos representativas. Los efectos compartidos de

estas variables explicativas representaron una proporción relativamente pequeña de la variabilidad de datos. En conjunto, tanto las variables ambientales y de presión demostraron una expresiva variación explicada para la densidad de *A. hispanica* (46.1%) (Fig. 3.12).

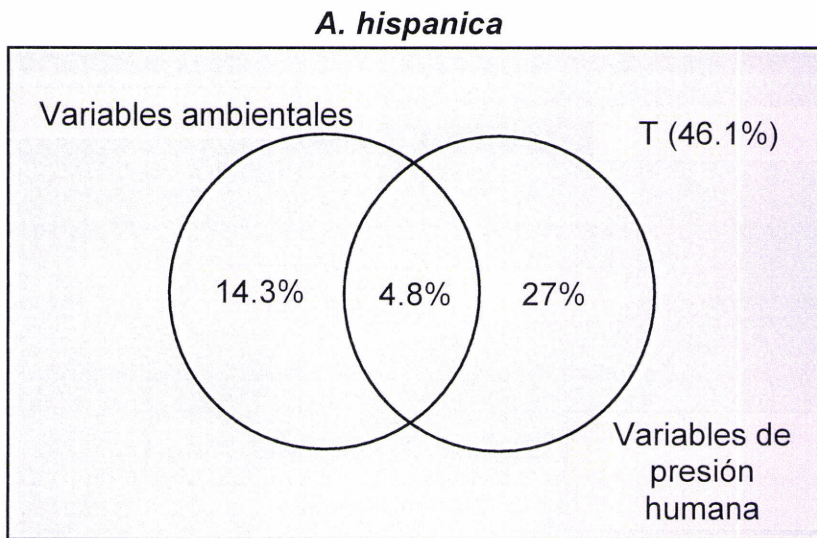


Figura 3 12. Diagrama de Venn mostrando la partición de varianza en la densidad de *A. hispanica*, efectuada entre un conjunto de variables ambientales y de presión humana.

Por otro lado, para *A. alburnus*, la combinación de las variables ambientales y antropogénicas representaron también la mayor variación explicada tanto para la ocurrencia y densidad (57.8% y 59.4% respectivamente) (Fig. 3.13). La partición de varianza demostró algunas diferencias en la influencia relativa de cada variable, es así como la ocurrencia de esta especie fue determinada principalmente para las variables de presión (Fig. 3.13a), mientras tanto para su abundancia presentó una atribución cuasi análoga para ambos conjuntos de variables establecidos (Fig. 3.13b). Los resultados apuntaron que el alburno es una especie con una elevada tolerancia hacia la presión humana.

A. alburnus

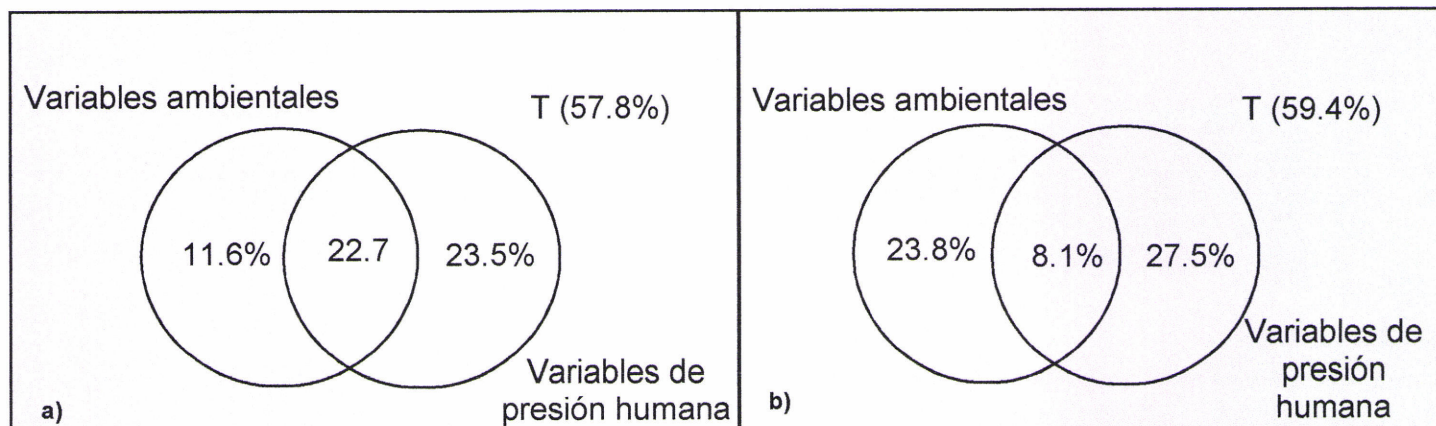


Figura 3 13. Diagrama de Venn mostrando la partición de varianza en la ocurrencia (a) y densidad (b) de *A. alburnus*, efectuada entre un conjunto de variables ambientales y de presión humana.

En general, los dos grupos de variables explicativas estuvieron presentes en los mejores modelos de GLM (Tabla 3.4). Para la abundancia de la especie *A. hispanica*, las variables ambientales resultantes determinaron que el oxígeno fue el elemento que mostró una reducción significativa en la desviación, mostrando una relación positiva con la misma. Respecto, a las variables de presión, el uso del suelo fue el mayor predictor para *A. hispanica*, seguida del régimen hidrológico, estos dos elementos fueron relacionados negativamente para su abundancia (Tabla 3.4).

Para *A. alburnus*, aconteció algo parecido con respecto a las variables ambientales, donde el oxígeno fue el predictor de mayor importancia, no obstante su relación se tornó negativa para la ocurrencia de esta especie. Adicionalmente, dentro de estos parámetros, tanto detritos leñosos y run clasificaron como los siguientes predictores más importantes. Por otro lado, para la abundancia de esta especie exótica, se determinó una clasificación diferente, siendo la variable sombra el elemento con la mayor significancia, seguida de la profundidad que reveló mayor influencia positiva que los detritos leñosos.

Tabla 3 4. Recopilación de los modelos GLM de variables ambientales (Amb) y de presión humana (Pres) como variables explicativas para *A. hispanica* (densidad) y *A. alburnus* (ocurrencia y densidad) como variables respuesta. Niveles de significancia (*P*) en **P* < 0.05, ***P* < 0.01, ****P* < 0.001.

Especies	Variable Respuesta	Características del modelo	AIC	Variable explicativa	Tipo	Desv. de reducción	Coef sign.	VIF	<i>P</i>
<i>A. hispanica</i>	Densidad	Distribución Poisson	125.5	Oxígeno	Amb	25.35	1.87e-05	1.10	***
				Rifle	Amb	5.16	0.0359	1.81	*
	Densidad	Distribución Poisson	137.7	Uso del suelo	Pres	7.41	0.0143	1.85	*
				Régimen hidrológico	Pres	6.82	0.0385	1.88	*
<i>A. alburnus</i>	Ocurrencia	Distribución Binomial	63.9	Oxígeno	Amb	16.6	0.0007	1.21	***
				Detritos leñosos	Amb	13.4	0.0018	1.82	**
				Run	Amb	12.9	0.0028	1.65	**
				Profundidad	Amb	8.04	0.0063	1.77	**
	Ocurrencia	Distribución Binomial	68.9	Carga de sedimento	Pres	15.8	0.0006	2.94	***
				Régimen hidrológico	Pres	8.95	0.0147	2.82	*
	Densidad	Distribución Poisson	142.3	Sombra	Amb	8.28	0.0033	1.66	**
				Profundidad	Amb	5.58	0.0098	1.65	**
				Detritos leñosos	Amb	5.22	0.0257	1.85	*
				Run	Amb	3.98	0.0530	1.60	.
Densidad	Distribución Poisson	142.8	Carga de sedimento	Pres	19.5	1.16e-05	2.93	***	
			Masa de aguas lénticas	Pres	10.6	0.0004	1.19	***	

En cuanto a las variables de presión humana para esta especie en particular, la carga de sedimento asumió una influencia significativa, pero de forma positiva para la ocurrencia y negativa para la abundancia. El régimen hidrológico y las masas de agua lénticas también presentaron una relación importante con la ocurrencia y densidad de *A. alburnus* (Tabla 3.4).

Todos los valores de VIF fueron bajos, indicando falta de colinealidad entre predictores.

4. Discusión

Las especies invasoras son consideradas como una de las principales causas de declive en la ictiofauna nativa dulce acuícola y constituyen una de las principales amenazas a la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos (Clavero & García-Berthou, 2005; García-Berthou, 2007). Sin embargo, la evidencia de los impactos ecológicos adversos permanece, en gran medida, descriptiva y controvertida, donde su verdadera naturaleza es poco conocida, y aún se mantiene como un tema en debate (Gozlan, 2008; Leprieur *et al.*, 2009; Leunda, 2010).

El presente estudio constituye una contribución para el esclarecimiento de las potenciales interacciones negativas entre *A. hispanica* y *A. alburnus*, específicamente en lo referente a la posibilidad de competición por el espacio a diferentes escalas, sobre todo en circunstancias de futura coexistencia de estas dos especies. La competición por el hábitat es una interacción negativa frecuente entre especies no nativas y nativas, pudiendo a su vez ser cuantificadas a través de la comparación de los patrones de uso/selección/preferencia de hábitats. Para este contexto, la información disponible para *A. alburnus* es todavía muy escasa, el cual es de mayor importancia para soportar ciertas decisiones basadas en medidas de gestión y conservación. Particularmente, el conocimiento de los patrones de uso y preferencias de hábitat para *A. alburnus* en cursos de tipo mediterráneo como el caso de la cuenca hidrográfica del río Guadiana, puede desempeñar un papel fundamental en el ámbito de control en la dispersión de esta especie, ya que permite comprender los diferentes mecanismos de adaptación a las nuevas condiciones ambientales y los factores que pueden determinar el éxito invasivo (Sakai *et al.*, 2001).

Las capturas de *A. hispanica*, fueron mínimas, en comparación con la especie exótica, para lo cual se registraron elevados valores de capturas, algo contradictorio a décadas pasadas donde se contaba en su mayoría con la concurrencia de esta especie nativa (Alves *et al.*, 2001). Algunos trabajos previos elaborados por Collares-Pereira *et al.* (1997) indicaban ya la ausencia de la especie dentro de la mayoría de afluentes, confinándola a un 25% de espacio ocupado (9 riberas en total) de los cuales muchas de ellas se encuentran aisladas entre sí, debido a la existencia de numerosas represas y azudes por toda la cuenca del Guadiana (Rogado & Carrapato, 2015). Para evitar la posible extinción de esta especie endémica se tomaron acciones como la creación de áreas especiales de protección, medidas regulativas antropogénicas y la repoblación de hábitats para su restauración con el fin de conservar y mantener especímenes en su hábitat natural (Doadrio *et al.*, 2011; Collares-Pereira & Cowx, 2001; Salvador, 2012). No obstante, de acuerdo a Rogado & Carrapato (2015) la densidad de *A. hispanica* ha disminuido y fragmentado también considerablemente en su distribución en los últimos años.

La distribución y abundancia de los agrupamientos piscícolas son determinados por varios factores ambientales que actúan a diferentes escalas espaciales y temporales (p.ej. Poff, 1997; Townsend *et al.*, 2003). A una escala regional, las mayores abundancias de *A. alburnus* fueron registradas en locales de mayor orden y menor declive, escorrentías y diversidad de hábitats. Con semejanza a las restantes especies no nativas, se verificó una fuerte asociación a la perturbación antropogénica, reflejada en los elevados niveles de degradación de los locales con presencia y mayor abundancia de *A. alburnus*. El nivel de perturbación humana desempeña claramente un papel importante (con

tendencia a ser mayor en los sectores aguas abajo), ya que, a pesar de la elevada tolerancia de algunas especies nativas, éstas son negativamente influenciadas por la degradación (Matono *et al.*, 2014). En compensación, la ocurrencia y la distribución de las especies no nativas es, en una primera fase, determinada por factores ambientales, pero en cuanto a su abundancia y éxito están asociadas a la perturbación antropogénica (Ilhéu *et al.*, 2014a).

A una escala de meso hábitat, el uso de espacio de las especies de peces dulce acuícolas puede ser influenciada por diferentes factores (Jackson *et al.*, 2001), como por ejemplo la heterogeneidad de hábitats disponibles (Pretty & Grossman, 1996; Dixon & Vokoun, 2009). *A. hispanica*, presentó una plasticidad de hábitat relativamente elevada, con preferencia por pools profundos, runs medios/profundos y rifles rápidos, confirmando un patrón próximo del resto de las especies nativas y ya anteriormente verificado para esta especie (Bernardo *et al.*, 2003; Ilhéu, 2004). En cuanto a *A. alburnus*, en términos generales reveló una preferencia particular por runs, así como pools, donde además indicó un patrón semejante al de las especies piscícolas nativas y bastante diferente de la mayoría de las especies no nativas (Bernardo *et al.*, 2003; Ilhéu, 2004).

Entre las diferentes clases de dimensión de *A. alburnus* fueron observadas algunas diferencias que importa pormenorizar; a) las dos clases de dimensión más elevadas (CL superior a 120mm) exhibieron una progresiva reducción en la amplitud de uso de hábitat, evidenciando preferencias muy marcadas en runs medios/profundos y pools medios/profundos, b) la clase de menor dimensión (CL inferior a 60mm) presentó un patrón de uso de preferencia por pools medios y profundos así como runs poco profundos. Este patrón podrá estar asociado al hecho de que tal clase de dimensión corresponde, en parte, al

corte del año, es decir posiblemente individuos con menor capacidad natatoria y mayor dependencia de refugio atribuido por la profundidad. Por otro lado, la progresiva utilización de las profundidades más elevadas por las clases de mayores dimensiones, con rechazo de hábitats de menor profundidad estará también asociadas al valor de refugio de este elemento frente al peligro de los predadores (Angermeier, 1992; Lonzarich & Quinn, 1995).

Con respecto a los elementos de refugio/abrigo desempeñan un papel importante en el proceso de selección y uso de hábitat, sobre todo considerando la dimensión de los individuos y las diferentes fases del ciclo de vida, siendo importantes contra elevados caudales y predadores, constituyéndose también con frecuencia, como locales de alimentación y de desove (p.ej. Angemeier & Karr, 1984; Benke *et al.*, 1984; Rozas & Odum, 1988; Fausch & Northcote, 1992; Grenouillet & Pont, 2001; Jowelt & Boustead, 2001).

En esta perspectiva, *A. hispanica* demostró un uso predominante para hábitats ensombrecidos, con mayores niveles de turbulencia, elevado porcentaje de piedras grandes, así como cierto porcentaje de cobertura acuática como detritos leñosos e hidrófitas, siendo helófitas los elementos con menor importancia para esta especie (Ilhéu, 2004). Para *A. alburnus*, se verificó una mayor utilización de hábitats marginales, igualmente con presencia de sombra, con sustratos de gravilla y elevado porcentaje de helófitas y detritos leñosos, un hecho donde Almodóvar *et al.* (2012), enfatiza también el uso de vegetación sumergida, como las ya mencionadas helófitas (> 50%) siendo un elemento importante para el proceso de desove de esta especie. El porcentaje de piedras, helófitas y la turbulencia demostraron claramente una menor importancia para *A. alburnus*, comparativamente a los resultados obtenidos para *A. hispanica*.

Mientras conforme la dimensión de los individuos de *A. alburnus* aumentaba, se verificó una alteración en el uso de los principales elementos clave con valor de refugio y abrigo, siendo evidente una ocupación progresivamente más concentrada en hábitats con gravilla y menor porcentaje de piedras grandes. Probablemente, este menor uso de piedras por cada una de las clases de mayor dimensión será compensado por el efecto y valor de abrigo de la profundidad, ya referido anteriormente (p.ej. Angemeier, 1992).

La abundancia de *A. hispanica* fue explicada en mayor parte hacia una perspectiva negativa por las variables de presión antrópica, como el uso de suelos y los regímenes hidrológicos, sin embargo como lo menciona Doadrio & Aldeguer (2007), las perturbaciones del entorno se encuentran relacionadas con la abundancia de especies no nativas, lo que indica que esta especie nativa haya presentado limitada densidad poblacional, por ejemplo, varios estudios particulares que relacionan la disminución de *A. hispanica* lo explica Blanco-Garrido *et al.* (2009) donde su declive estuvo acompañado con el incremento de la proporción de especímenes de la familia Centrarchidae, sobre todo por la presencia de *L. Gibbosus*. Esta presencia de degradación en cambio presentó la evidencia de repuestas en mayor abundancia de *A. alburnus* así como su ocurrencia dentro de los afluentes muestreados, siendo la carga de sedimento, régimen hidrológico y masas de aguas lénticas las variables de mayor renombre, las mismas han ayudado de manera significativa en la diseminación de individuos dentro de ríos regulados (Vinyoles *et al.*, 2007), no obstante la densidad de esta especie exótica fue similarmente determinada por los parámetros ambientales, donde ha desarrollado su preferencia por la vegetación acuática, sustratos

gruesos (cascajo) y velocidades de corriente media-baja (Banco-Garrido *et al.*, 2009; Salgueiro *et al.*, 2012; Collares-Pereira *et al.*, 2000).

Los patrones de uso de hábitat en este estudio pueden sufrir alteraciones en función de las condiciones ambientales específicas de cada tramo muestreado, los cuales son típicamente muy variables a escala inter e intra anual en los cursos de tipo mediterráneo (Gasith & Resh, 1999) y corroborando la comprobada plasticidad de *A. alburnus* (Almeida *et al.*, 2014).

Aunque *A. alburnus* sea considerada una especie más asociada a ambientes lénticos (represas), los resultados evidenciaron la elevada capacidad adaptativa de esta especie a ambientes lóticos en varios cursos de agua, especialmente en las sub-cuencas de Xévora, Caia, Degebe y Vascão. Por otro lado, también se hizo evidente su capacidad de expansión y dispersión por diferentes sectores fluviales (Almeida *et al.*, 2014), así como la utilización de diferentes tipologías de hábitat verificadas en este estudio. Trabajos realizados por Hermoso *et al.* (2011) indican que las especies exóticas desarrollaron un conjunto de características y estrategias para una fácil dispersión y acondicionamiento. Este contexto refuerza las evidencias del carácter fuertemente invasivo de esta especie y de sus potenciales impactos, pudiendo perturbar el proceso de selección de hábitat y estrategias alimentares de otras especies (Vinyoles *et al.*, 2007).

Los valores de sobre-posición de nicho fueron bastante reveladores acerca de la potencial competición de hábitats en caso de coexistencia de las dos especies (Zaret & Rand, 1971; Sánchez-Ganzález *et al.*, 2001), especialmente para los individuos de *A. alburnus* entre 60 y 120mm. Sin embargo, a pesar de que actualmente las dos especie no coexisten ni en el

espacio ni en el tiempo, existe el riesgo que la especie exótica desplace de forma permanente a la especie nativa debido a su alta tasa de reproducción y su mayor tamaño, por el cual tienden a depredar a gran escala (Pérez-Bote *et al.*, 2004). Elvira *et al.* (2001) por ejemplo explica a través de análisis alimentarios en especies invasoras de índole predatoria, la presión negativa que estas ejercen sobre las especies nativas a través de la interacción ocurrida dentro de afluentes ibéricos.

Con las evaluaciones realizadas, han permitido definir las zonas de mayor importancia para la conservación de *A. hispanica*, donde debe tomarse medidas apropiadas para rehabilitar, proteger los procesos ecológicos y conservar los cursos de agua (Miranda *et al.*, 2002). Dentro de la cuenca del Guadiana existen todavía afluentes que preservan poblaciones de la especie a un nivel significativo como el río Vascão o la ribera de Foupana, que pueden ser afectadas por proyectos hidrológicos existentes, si no se pondera o se toman medidas viables de protección (Rogado & Carrapato, 2015). Se destaca, la particular vulnerabilidad de la población *A. hispanica* en la ribeira de Vascão, una vez que *A. alburnus* ya se encuentra localizada en el sector aguas abajo de esta ribera, pudiendo avanzar para los sectores aguas arriba, donde ocurre *A. hispanica*, siendo esta particularmente sensible a la presencia y proliferación de especies no nativas (Blanco-Garrido *et al.*, 2009).

Este estudio permite anticipar la posibilidad de potenciales impactos de *A. alburnus* sobre *A. hispanica* al nivel de competición por hábitats, en caso de coexistencia. No obstante, es importante subrayar que estos impactos podrán depender de las condiciones ambientales específicas, de la limitación de recursos, del tiempo de coexistencia de las dos especies, de la densidad de *A.*

alburnus, del grado de relegación al que las especies queden sujetas o hasta de la composición de los agrupamientos piscícolas.

Los resultados obtenidos remiten para la necesidad de invertir en la conservación del hábitat de *A. hispanica*, promoviendo medidas de mejoramiento direccionadas a la disminución de la degradación y otros factores de presión (sobre todo en sitios que sirven de refugio para la especie nativa durante el período estival) (Ilhéu, 2004; Magalhães *et al.*, 2007). Adicionalmente, reforzar información necesaria en el ámbito de implementación de medidas de rehabilitación de hábitats, particularmente en relación a los elementos diferenciadores de las preferencias de *A. alburnus*, favoreciendo a la especie nativa, en detrimento de la no nativa. En ese sentido, los elementos de refugio como la turbulencia y un elevado porcentaje de piedras grandes, ambos de forma normal asociados a la presencia de riffles, podrán desempeñar un papel importante para la capacidad de refugio y protección de *A. hispanica*.

5. Conclusiones

De todos los afluentes muestreados se pudo determinar que las riberas de Vascão y Ardila conservan las mayores densidades de la especie endémica *A. hispanica* (todavía con valores reducidos, comparativamente a otras especies), donde a la vez este espécimen fue asociado con la presencia de especies endémicas y con mínimas degradaciones ambientales, todo lo contrario a lo que *A. alburnus* demostró, siendo una especie abundante dentro de locales con elevada degradación.

Además, de los resultados obtenidos se concluyó que *A. alburnus* también presentó elevada abundancia en hábitats con características lóxicas, semejantes a las probabilidades de uso utilizadas por *A. hispanica*.

La ocurrencia y abundancia de *A. alburnus* siempre se manifestó en entornos con mayor porcentaje de perturbación antropogénica, sin embargo, esta última también fue creciente ante la presencia de valores ambientales. Por otra parte, la densidad de *A. hispanica* se basó en gran medida al porcentaje de presencia de perturbaciones dentro de su hábitat.

De acuerdo a los razonamientos que se han venido realizando con los resultados obtenidos, *A. alburnus* por su alta capacidad reproductiva, rápida distribución, capacidad de adaptación a nuevos ambientes representa, tal como otras especies no nativas, una potencial amenaza para *A. hispanica*, actualmente en peligro crítico.

Por lo tanto, los resultados obtenidos demostraron que al producirse una posible coexistencia de ambas especies en un mismo espacio en el futuro, puede conllevar a un probable desplazamiento permanente e irreversible de la especie endémica, por lo que será importante tomar medidas de conservación para

intentar controlar a esta especie invasora y sobre todo preservar las poblaciones de *A. hispanica*. La información obtenida en este estudio sobre los patrones de uso del hábitat permite contribuir para la implementación de estas medidas a nivel de rehabilitación de hábitat, promoviendo acciones que favorezcan a esta especie endémica, en detrimento de *A. alburnus*. Particularmente al nivel de las estructuras y elementos de refugio.

REFERENCIAS

- Alcaraz C., Bisazza A. & Garcia-Berthou E. (2008). Salinity mediates the competitive interactions between invasive mosquito fish and an endangered fish. *Oecologia*, 155: 205-213.
- Almeida D., Stefanoudis P. V., Fletcher D. H., Rangel C. & Da Silva E. (2014). Population traits of invasive bleak *Alburnus alburnus* between different habitats in Iberian fresh waters. *Limnologica*, 46: 70-76.
- Almeida D. Fletcher D.H., Rangel C., García-Berthou E. & Da Silva E. (2017). Dietary traits of invasive bleak *Alburnus alburnus* (Actinopterygii, Cyprinidae) between contrasting habitats in Iberian fresh waters. *Hydrobiología*, 795: 23-33.
- Almodóvar A., Nicola G. G., Leal S., Torralva M. & Elvira B. (2012). Natural hybridization with invasive bleak *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino *Squalius alburnoides* complex and Southern Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biological Invasions*, 14: 2237-2242.
- Alves M.J., Coelho H., Collares-Pereira M.J. & Coelho M.M. (2001). Mitochondrial DNA variation in the highly endangered cyprinid fish *Anaecypris hispanica*: importance for conservation. *Journal of Heredity*, 87: 463-473.
- Angermeier P.L. & Karr J.R. (1984). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. In *Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes* (T.M. Zaret, ed.). The Hague, Netherlands, pp: 39-57
- Angermeier P.L. (1992). Predation by rock bass on other stream fishes: experimental effects of depth and cover. *Environmental Biology of Fishes*, 34:171–180
- ARHA (2011). Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas integradas nas Regiões Hidrográficas 6 e 7. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Administração da Região Hidrográfica do Alentejo, Évora.

- Banha F. & Anastácio P. M. (2015). Live bait capture and crayfish trapping as potential vectors for freshwater invasive fauna. *Limnologica*, 51: 63-69.
- Benke A.C. (1984). Secondary production of aquatic insects, p: 289-322. In Resh V.H. and Rosenberg D.M. (Eds). *The ecology of aquatic insects*. Prager.
- Bernardo J.M., Ilhéu M., Matono P. & Costa A.M. (2003). Interannual variation of fish assemblage structure in a mediterranean river: Implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. *InterScience*, 19: 521-532.
- Blanco-Garrido F. (2006). *Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico*. Tesis doctoral, Universidad de Huelva.
- Blanco-Garrido F., Clavero M. & Prenda J. (2009). Jarabugo (*Anaecypris hispanica*) and freshwater blenny (*Salaria fluviatilis*): hábitat preferences and relationship with exotic fish species in the middle Guadiana basin. *Journal of Limnetica*, 28 (1): 139-148.
- Borcard D., Legendre P. & Drapeau P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73 (3): 1045-1055.
- Bovee K. D. (1986). Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., Instream Flow Information Paper 21, Biological Report, 86 (7).
- CABI (2014). *Alburnus alburnus* (texto original de Veiga A. M.). In: *Invasive species compendium*. CAB International, Wallingford, UK. Disponible en: <http://www.cabi.org/isc/datasheet/95206> (marzo 2017).
- Caetano M., Nunes V. & Nunes A. (2009). CORINE Land Cover 2006 for Continental Portugal. Technical Report. Instituto Geográfico Português, Lisboa.

- Carrapato C. & Ribeiro F. (2012). Larval development of the Iberian cyprinid *Anaocypris hispanica*. *Journal of Limnetica*, 31 (1):119-128.
- Clavero M., Blanco-Garrido F. & Prenda J. (2004). Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14 (6): 575-585.
- Clavero M. & García-Berthou E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20 (3): 110. doi:10.1016/j.tree.2005.01.003
- Collares-Pereira M. J., Coelho M.M., Rodrigues J.A., Moreira da Costa L., Rogado L. & Cowx I.G. (1997). *Anaocypris hispanica*, um endemismo em extinção. I. Caracterização da situação actual. Reporte final a la EDIA, CBA-FCUL/INC, Lisboa, pp: 83.
- Collares-Pereira M.J., Cowx I., Rodrigues J.A., Rogado L. & Moreira da Costa L. (1999). The status of *Anaocypris hispanica* in Portugal: Problems of conserving a highly endangered Iberian fish. *Elsevier Science*, 88: 207-212.
- Collares-Pereira M.J., Cowx I.G., Ribeiro F., Rodrigues J.A. & Rogado L. (2000). Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River basin in Portugal. *Fisherie Management and Ecology*, 7: 167-178.
- Collares-Pereira M. J. & Cowx I. G. (2004). The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 303-312.
- Collares-Pereira M., Filipe A. & Costa L. (2007). Os peixes do Guadiana, que futuro? Guia de peixes do Guadiana Português. Edições Cosmos.
- Copp G.H. (1992). Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes*, 33: 181–193.

- Doadrio I. (2001). Atlas e Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Ministerio del Medio Ambiente. Madrid.
- Doadrio I. & Aldeguer M. (2007). La invasión de especies exóticas en los ríos. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Doadrio I., Perea S. & Pedraza-Lara C. (2011). El jarabugo (*Anaecypris hispanica* Steindachner, 1866). Situación y estado de conservación. Monografías. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, pp: 56.
- Didham R. K., Tylianakis J. M., Gemmill N. J., Rand T. A. & Ewers R. M. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, 22 (9): 479-496.
- Dixon C.J. & Vokoun J.C. (2009). Burbot resource selection in small streams near the southern extent of the species range. *Ecology of Freshwater Fish*, 18: 234–246.
- Espirito J.I. (2007). Filogenia, filogeografía e comportamiento dos pequenos ciprínidos do género *Chondrostoma* Agassiz, 1832 (Actinopterygii: Cyprinidae). Tesis doctoral, Universidad de Porto.
- Elvira B. & Almodóvar A. (2001). Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Fish Biology*, 59 (Suplemento A): 323-331.
- FAME (2004). Development, Evaluation & Implementation of a Standardised Fish-based Assessment method for the Ecological Status of European Rivers. A contribution to the Water Framework Directive (WFD). Reporte final, logros científicos (Secciones 5 y 6; Coordinador: Stefan Schmutz). Vienna, Institute for Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, Universidad de Recursos Naturales y Ciencias de la Vida aplicadas. <http://fame.boku.ac.at>.

- Fausch K. & Northcote T. (1992). Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 682-693.
- García-Berthou E. (2007). The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far?. *Journal of Fish Biology*, 71: 33-35.
- García-Berthou E., Almeida D., Benejam L., Magellan K., Bae M.J., Casals F. & Merciai R. (2015). Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la Península Ibérica. *Ecosistemas*, 24 (1): 36-42.
- Gatish A. & Resh V.H. (1999). Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic influences and Biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, (30): 51-81.
- Giller P. S. & Malmqvist B. (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, New York.
- Godinho F. & Ferreira M. (1998). The relative influences of exotic species and environmental factors on an Iberian native fish community. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 41-51.
- Gozlan R. E. (2008). Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9:106–115.
- Grenouillet G. & Pont D. (2001). Juvenile fishes in macrophyte beds: influence of food resources, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology*, 59(4):939-959.
- Hermoso V., Linke S. & Prenda J. (2009). Identifying priority for the conservation of freshwater fish biodiversity in mediterranean basin with a high degree of threatened endemics. *Hydrobiología*, 623 (1): 127-140.
- Hermoso V., Claver M., Blanco-garrido F. & Prenda J. (2010). Assessing the ecological status in species-poor system: A fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 10: 1152-1161.

- Hermoso V., Clavero M., Blanco-Garrido F. & Prenda J. (2011). Invasive species and hábitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21 (1): 175-188.
- Ilhéu M. (2004). Padrões de uso de habitat da Ictiofauna em Rios de tipo Mediterrânico. Tesis doctoral. Universidad de Évora.
- Ilhéu M., Matono P. & Bernardo J. M. (2014a). Invasibility of Mediterranean-Climate rivers by non-native fish: The importance of environmental drivers and human pressures. *PloS ONE*, 9 (1): e109694.
- Ilhéu M., Matono P., Bernardo J.M., Costa A.M., Magalhães M. F., Ribeiro L. & Oliveira R.P. (2014b). Alterações climáticas e comunidades piscícolas de cursos de tipo Mediterrânico. Impacte potencial na biointegridade e implicações na avaliação do estado ecológico. Relatório final de projeto de investigação da Fundação para a Ciência e Tecnologia, PTDC/AAC-AMB/102541/2008.
- Ilhéu M., Matono P., Siva J., Sousa-Santos C., Venade D., Emídio M., Jines C., Bernardo J.M., Costa A.M., Sousa D., Rodrigues P., Barão M.J., Cardoso A.C., Carrapato C., Lousa H., Silva N., Pinheiro P., Almeida J., Silva R. & Alcazar R. (2016). Ação A4-Estudo sobre o impacte de alburno (*Alburnus alburnus*) sobre as populações de Saramugo. Relatório da Ação A4 do Projeto LIFE 13 NAT/PT/000786-Saramugo.
- INAG I.P. (1999). Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana. Instituto Nacional da Água, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa.
- INAG I.P. (2008). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a directiva quadro da água. Protocolo de amostragem e análise para a Fauna Piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto del Agua. I.P., Lisboa.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R., Eerlandson J., Estes J.A., Hughes T.P.,

- Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J. & Warner R.R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- Jowett I. G. & Boustead N. C. (2001). Effects of substrate and sedimentation on the abundance of upland bullies (*Gobiomorphus breviceps*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35: 605-613.
- Krebs C.J. (1999). Capítulo 13: Ecological Methodology. 2da Edc. Addison-Wesley, New York.
- Leunda P.M. (2010). Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *REABIC: Aquatic Invasions*, 5 (3): 239-262.
- Legendre P. & Legendre L. (1998). *Numerical Ecology: Development in environmental modelling*. 2da edic. Elsevier, Amsterdam.
- Leprieur F., Olden J.D., Lek S. & Brosse S. (2009). Contrasting patterns and mechanisms of spatial turnover for native and exotic freshwater fish in Europe. *Journal of Biogeography*, 36:1899–1912.
- LIFE-Saramugo website. Distribución. <http://lifesaramugo.lpn.pt/pt/distribuicao>.
Accedido 29 de septiembre del 2017.
- Lonzarich D.G. & Quinn T.P. (1995). Experimental evidence for the effect of depth and structure on the distribution, growth, and survival of stream fishes. *Canadian Journal of Zoology*, 73: 2223–2230.
- Magalhães M.F., Beja P., Schlosser I.J. & Collares-Pereira M.J. (2007). Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52: 1494-1510.
- Magalhães M.F., Ramalho C.E. & Collares-Pereira M.J. (2008). Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 273-289.

- Magoulick D.D. (2000). Spatial and temporal variation in fish assemblages of drying streams pools: the role of abiotic and biotic factors. *Aquatic Ecology*, 34: 29-41.
- Matono P., Bernardo J. M., Oberdorff T. & Ilhéu M. (2012). Effects of natural hydrological variability on fish assemblages in small Mediterranean streams: Implications for ecological assessment. *Ecological indicators*, 23: 467-481.
- Matono P., Bernardo J. M., Costa A. M. & Ilhéu M. (2014). Fish response to anthropogenic pressures in temporary streams: The importance of environmental drivers. *River research and Applications*, 30 (10): 1281-1295.
- Mesquita N. (2005). Phylogeography and evolution of the cyprinids from the small drainages from the south of Portugal: an approach with the application of molecular markers. Tesis doctoral. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências.
- Miranda P., Coelho F.S., Tomé A.R. & Valente M.A. (2002) 20th century Portuguese climate and climate scenarios. In: Santos F.D., Forbes K., Moniz R. (Eds). *Climate change in Portugal scenarios, impacts and adaptation measures-SIAM Project*. Gradiva, Lisboa, pp 23-84.
- Miranda R., Oscoz J., Leunda P.M., García-Fresca C. & Escala M.C. (2005). Effects of weir construction on fish population structure in the River Ebro (North of Spain). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 41:7-13.
- Oliveira J. (1984). Carta geológica de Portugal. Notícia explicativa da Folha 7. Lisboa, Portugal: Serviços Geológicos de Portugal, pp: 77.
- Orth D. & Maughan E. (1982). Evaluation of the Incremental methodology for recommending instream flows for fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111: 413-445.

- Paradis E. (2003). R para principiantes. Instituto de Ciencias de Evolución. Universidad Montpellier II, Francia.
- Pereira L.S., Louro V., Rosário L. & Almeida A. (2006). Desertification, territory and people, a holistic approach in the Portuguese context. In: Kepner W.G., Rubio J.L., Mouat D.A. & Pedrazzini F. (Eds). Desertification in the Mediterranean Region: A Security Issue. Nato Sc. Com., AK/Nato Publishing Unit, Springer-Verlag, Dordrecht.
- Pérez-Bote J.L., Roso R., Pula H.J., Díaz F. & López M.T. (2004). Primeras citas de la lucioperca, Sander (=Stizostedion) lucioperca (Linnaeus, 1758) y del alburno, *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) en las cuencas extremeñas de los ríos Tajo y Guadiana, SO de la Península Ibérica. Anales de Biología, 26: 79-91.
- Poff N.L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. Journal of the North American Benthological Society, 16: 391-409.
- Ribeiro F., Collares-Pereira M.J. & Moyle P.B. (2009). Non-native fish in the fresh waters of Portugal, Azores and Madeira Islands: a growing threat aquatic biodiversity. Fisheries Management and Ecology, 16 (4): 255-264.
- Ribeiro F. & Leunda P.M. (2012). Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. Fisheries Management and Ecology, 19: 142-156.
- Rogado L. & Carrapato C. (2015). Peixes do Parque Natural do Vale do Guadiana. 1ra Edc. Corlito, Setúbal.
- Rozas L.P. & Odum W.E. (1988). Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the role of food and refuge. Oecologia, 77: 101-106.
- Ruivo M., Murteira M. & Ilhéu A. (s.a.). A qualidade das massas de águas nos aproveitamentos hidroagrícolas do sul de Portugal, o caso do EFMA. Jornadas Técnicas (APRH).

- Sakai, A., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., McCauley, D.E., O'Neil, P., Parker, I.M., Thompson, J.N. & Weller, S.G. (2001) The population biology of invasive species. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 32, 305–332.
- Salgueiro P., Carvalho G., Collares-Pereira M.J. & Coelho M.M. (2003). Microsatellite analysis of genetic population structure of the endangered cyprinid *Anaocypris hispanica* in Portugal: implications for conservation. *Biological Conservation Journal*, 109: 47-56.
- Salgueiro E., Voelker A., Abrantes F., Meggers H., Pflaumann U., Loncaric N., Gonzalez-Alvarez R., Oliveira P., Bartels-Jonsdottir H.B., Moreno J. & Wefer G. (2008). Planktonic foraminifera from modern sediments reflect upwelling patterns off Iberia: Insights from a regional transfer function. *Marine Micropaleontology*, 66: 135-164.
- Salvador A (2012). Jarabugo - *Anaocypris hispanica* (Steindachner, 1866). Presentation, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Sánchez-González S., Ruiz-Campos G. & Contreras-Balderas S. (2001) Feeding ecology and habitat of the threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus microcephalus*, in a remnant population of northwestern Baja California, México. *Ecology of Freshwater Fish*, 10:191–197.
- Santos J., Ferreira M. & Godinho F. (1998). Composição das comunidades piscícolas da bacia do Guadiana em anos hidrológicos de características diferentes. Instituto Superior de Agronomia.
- Sousa-Santos C., Gil F. & Almada V. C. (2014). Ex situ reproduction of Portuguese endangered cyprinids in the context of their conservation. *Ichthyological Research*, 61 (2): 193-198.
- Sousa-Santos C., Robalo J., Pereira A., Branco P., Santos J.M., Ferreira M.T., Sousa M. & Doadrio I. (2016). Broad-scale sampling of primary freshwater fish populations reveals the role of intrinsic traits, inter-basin connectivity,

drainage area and latitude on shaping contemporary patterns of genetic diversity. *Peer Journal*. 4:e1694.

Townsend C.R., Doledec S., Norris R., Peacock K. & Arbuttle C. (2003). The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, 48: 768–85

Urrea G. & Sabater S. (2009). Epilithic diatom assemblages and their relationship to environmental characteristics in an agricultural watershed (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 9: 693–703.

Vinyoles D., Robalo J.I., De Sostoa A., Almodóvar A., Elvira B., Nicola G.G., Fernández-Delgado C., Santos C.S., Doadrio I., Sardà-Palomera F. & Almada V.C. (2007). Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (*Actinopterygii*, *Cyprinidae*) in the Iberian Peninsula: The role of reservoirs. *Graellsia*, 63 (1): 101-110.

Zaret T.M. & Rand A.S. (1971). Competition in tropical stream fishes: Support for the competitive exclusion principle. *Ecology*, 52: 336-342.

Zuur A.F., Ieno E.N. & Smith G.M. (2007). *Analyzing Ecological Data*. Springer, New York.

ANEXO 1

Descripción, escala de evaluación y métodos, así como criterios de calificación de 10 variables utilizadas para evaluar el nivel de perturbación antropogénica en sitios muestreados (Caetano *et al*, 2009)

VARIABLES	DESCRIPCIÓN	ESCALA DE EVALUACIÓN	CALIF.	CRITERIO	MÉTODOS
Uso de tierras	Impacto de prácticas agrícolas/forestales	Segmento de río	5	>40% del uso de la agricultura	Evaluación por expertos locales complementada con Corine Land Cover (200, 2006)
			4	>40% alto impacto (área con elevada silvicultura, incluyendo vegetación rasa)	
			3	<40% impacto moderado (subsistencia de pastos)	
			2	<40% bajo impacto (corcho y encina, bosque de alto crecimiento)	
			1	<10% impacto no significativo (bosques naturales y arbustos)	
Caracterización de cubierta terrestre	Local	Local	5	Cultivos de regadío y/o alto almacenamiento	
			4	Cultivos hortícolas, pastoreo semi-intensivo	
			3	Cultivos extensivos (p.e. pastos, cultivos de cereales, pino, eucaliptos), pastoreo extensivo	
			2	Corcho y encinas	
			1	Natural	
Área urbana	Impacto de áreas urbanas	Segmento de río	5	Muy severo (ubicación cercana a una ciudad con necesidades básicas de saneamiento)	Evaluación por expertos locales complementada con Corine Land Cover (200, 2006)
			4	Pueblo	
			3	Villa	
			2	Aldea	
Vegetación riparia	Desviación del estado natural de la zona riparia	Segmento de río	5	Falta de arbustos ribereños y árboles (solo presencia de plantas anuales)	Evaluación por expertos locales
			4	Vegetación fragmentada con matorrales y/o la presencia de carrizo	
			3	Segundo reemplazo (dominancia de maleza densa)	
			2	Primer reemplazo (Presencia de matorrales o estratos de árboles con algún nivel de preservación)	
Condición morfológica	Desviación del estado natural del lecho de un río y riberas	Local	5	Perfil transversal y longitudinal de los canales completamente cargados, con muy pocos hábitats	Evaluación de expertos locales
			4	Sector canalizado, perdiendo la mayoría de los hábitats naturales	
			3	Sector canalizado, perdiendo algunos tipos de hábitats naturales, pero manteniendo gran parte de la forma del canal natural	
			2	Sector deficientemente modificado, cerca del mosaico natural de hábitats	
Carga de sedimento	Desviación de la carga de sedimento natural (ambas llevadas en la columna de agua y depositada en el lecho del río)	Segmento de río y Local	5	>75% de partículas gruesas del lecho están cubiertas con sedimentos finos (arena, limo y arcilla)	Evaluación de expertos locales
			4	50-75% de partículas gruesas del lecho están cubiertas con sedimentos finos (arena, limo y arcilla)	
			3	25-50% de partículas gruesas del lecho están cubiertas con sedimentos finos (arena, limo y arcilla)	
			2	5-25% de partículas gruesas del lecho están cubiertas con sedimentos finos (arena, limo y arcilla)	
			1	<5% de partículas gruesas del lecho están cubiertas con sedimentos finos (arena, limo y arcilla)	
Régimen hidrológico	Desviación del régimen hidrológico natural (patrón de flujo y/o cantidad), incluye todos los recursos de alteración hidrológica, como importante abstracción de agua	Local	5	>50% y alta desviación de la variabilidad natural del régimen de flujo	Evaluación de expertos locales complementados con SNIRH
			4	<50% y desviación moderada de la variabilidad natural del régimen de flujo	
			3	>50% y duración de periodos de inundación cercanos al natural	

			2	>75% y duración de periodos de inundación cercanos al natural	
			1	>90% y duración normal de periodos de inundación natural	
		Local	5	<10% de descarga media anual	
			4	<15% de descarga media anual	
			3	>15% de descarga media anual	
			2	>30% de descarga media anual	
			1	>90% de descarga media anual	
Niveles tóxicos y acidificación	Desviación del estado natural de condiciones tóxicas, incluyendo acidificación y niveles de oxígeno	Local	5	Constante por largos periodos (meses) o ocurrencia frecuente de elevadas desviaciones de condiciones naturales (p.e. pH <5.0, DO <30%)	Evaluación de expertos locales complementados con SNIRH
			4	Constante por largos periodos (meses) o ocurrencia frecuente de elevadas desviaciones de condiciones naturales (p.e. pH <5.5, DO <30-50%)	
			3	Desviaciones ocasionales (mediciones individuales o episódicas) en relación a las condiciones naturales (p.e. pH <5.5, DO <30-50%)	
			2	Desviaciones ocasionales (mediciones individuales o episódicas) en relación a las condiciones naturales (p.e. pH <6.0)	
			1	Condiciones dentro del rango normal de variación	
Carga orgánica y nutrientes	Desviación de los valores normales de BOD, COD, y concentraciones de nitrato y fosfato	Local	5	>20% de valores en clases D o E	SNIRH (clasificación de la calidad de agua para múltiples usos, de acuerdo a las directrices del Instituto Nacional del Agua), complementado con evaluación de expertos locales
			4	>10% de valores en clases D o E	
			3	>10% de valores en clase C	
			2	No obvio o signos muy pequeños de eutroficación y carga orgánica	
			1	No signos de eutroficación y carga orgánica	
Cuerpos de agua léntico artificiales	Impacto relacionado a la presencia de cuerpos de agua léntico artificiales aguas arriba y/o aguas abajo del sitio (cambio de aguas arriba en regímenes termales y de flujo; invasión de aguas abajo por especies exóticas de carácter léntico)	Local	5	Local con inmediaciones aguas debajo de un embalse grande o dentro del área de influencia de su remanso	SNIRH y cartografía disponible
			4	Local con inmediaciones aguas debajo de un mini-hidro o dentro del área de influencia de su remanso	
			3	Local aguas debajo de una masiva masa de agua estancada o dentro de la zona de un embalse	
			2	Local aguas debajo de un mini-hidro o dentro del área de influencia de su remanso	
			1	No influencia de embalses	
Conectividad	Impacto de barreras artificiales a la migración de peces	Cuenca hidrográfica y segmento	5	Barreras artificiales permanentes	SNIRH, cartografía disponible, datos documentales y evaluación de expertos locales
			4	Paso ocasional de algunas especies	
			3	Paso de ciertas especies o solamente en ciertos años	
			2	Paso de la mayoría de especies en la mayoría de años	
			1	No barreras o existencia de un dispositivo de paso efectivo	