

¿SON REALMENTE IMPORTANTES LAS ESPECIES EXÓTICAS EN LA CONSERVACIÓN DE LOS RÍOS IBÉRICOS? EL CASO DE LOS PECES

José Prenda, Francisco Blanco-Garrido, Virgilio Hermoso, Miguel Clavero y Arturo Menor.

Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública, Universidad de Huelva. Campus Universitario de El Carmen, Avda. Andalucía s/n, 21071 Huelva, Spain. jprenda@uhu.es

Resumen

Son cada vez más numerosas las especies foráneas que son liberadas, intencionadamente o no, en nuestras aguas continentales e incluyen a una amplia gama de organismos (helechos, fanerógamas acuáticas, crustáceos, moluscos, peces, anfibios, reptiles e incluso mamíferos). ¿Cuales son las consecuencias ambientales de estas introducciones? En general se suelen calificar de graves o muy graves. Algunas especies exóticas acaban adquiriendo el carácter de invasoras y comprometen la viabilidad futura de los ecosistemas naturales. Para algunos la introducción de especies exóticas, junto con el deterioro de la calidad de las aguas y la creación de embalses, son los principales problemas que amenazan la calidad ambiental de los ríos ibéricos. Pero, ¿cuales son los efectos concretos de las introducciones? ¿son realmente importantes desde una perspectiva ecológica? Para tratar de responder a estas preguntas, analizamos en este trabajo algunos de los impactos que ejercen los peces introducidos en ríos del suroeste ibérico sobre la ictiofauna nativa y sobre su estado de conservación general.

Las especies foráneas afectan negativamente a las especies nativas, especialmente si adquieren el carácter de invasoras, esto es que proliferan a costa de las autóctonas. Los mecanismos de esta interacción en los peces continentales son poco conocidos, si bien en algunos casos es obvio el efecto de la depredación. No obstante, la complejidad que rodea las relaciones ecológicas entre exóticas y nativas es muy elevada y debe ser desentrañada para poder arbitrar medidas correctoras que limiten las consecuencias adversas de las introducciones de especies.

En trabajos previos hemos observado como los centrárquidos (*Micropterus salmoides* y *Lepomis gibbosus*) desplazan a las especies nativas. Este proceso implica que en ambientes con presencia de estas especies norteamericanas la ictiofauna autóctona queda relegada a ambientes menos favorables y en algunos casos se llegan a producir extinciones locales. Existe un patrón general en la distribución de los peces a lo largo de las cuencas fluviales que conlleva un aumento progresivo de la riqueza de especies aguas abajo. Esto parece una respuesta a cambios ambientales, como el aumento en la variedad de hábitats, en la abundancia y diversidad de alimento y en la estabilidad ecológica que se va produciendo conforme descendemos por el eje del río. Este patrón natural universal lo invierten las especies exóticas en los ríos ibéricos, de modo que la riqueza de especies autóctonas disminuye aguas abajo. Ello se debe a que las especies foráneas tienden a colonizar especialmente los tramos bajos de los ríos de donde las nativas son desplazadas eficientemente.

Esta interacción negativa se acentúa en especies sometidas a grave riesgo de extinción, como el jarabugo (*Anaocypris hispanica*), que nunca coexiste con los centrárquidos. Pero es que, además, la nutria (*Lutra lutra*), uno de los principales depredadores ictiófagos de nuestras aguas continentales apenas consume estos peces norteamericanos, por lo que tampoco puede actuar como controladora de los mismos. Es decir, la fauna de peces exóticos altera la distribución natural de los peces nativos, provoca su extinción y no sirve de alimento a una especie amenazada como la nutria, con lo que reduce la capacidad de carga de los ecosistemas acuáticos para este mustélido.

¿Qué favorece el asentamiento y la dispersión de las especies exóticas? Es bien conocido que las especies exóticas tienden a explotar ambientes degradados. Los peces foráneos no son menos en este aspecto y proliferan en hábitats perturbados por la actividad humana, especialmente en embalses. En ausencia de regulación fluvial los peces exóticos apenas tienen opción de sobrevivir en los ríos mediterráneos, dadas sus condiciones ecológicas extremas, muy fluctuantes, que exigen potentes mecanismos adaptativos para soportarlas. Los embalses actúan como estabilizadores ambientales e introducen una dinámica impredecible para la mayor parte de la fauna nativa, que además es eficientemente excluida de los mismos por los peces exóticos. Hemos observado una fuerte correlación negativa entre presencia de embalses en cuencas y grado de conservación de la ictiofauna original, así como entre número de embalses y número de especies introducidas. Carpas, centrárquidos y otras especies foráneas toleran muy bien los embalses. Además, todas ellas se ven favorecidas por el aprecio que tienen en pesca deportiva, convirtiéndose el hombre en su principal vector de dispersión. Es por ello, el hombre, también, quien

está obligado a controlarlas para minimizar sus impactos y preservar la biodiversidad nativa, que en caso contrario tiene pocas garantías de persistir en el futuro. Las especies exóticas son, por tanto, realmente importantes en la conservación de los ríos ibéricos.

Las especies exóticas determinan los patrones de distribución y el uso del hábitat de la ictiofauna nativa.

La ictiofauna continental ibérica se encuentra entre los grupos de vertebrados peor conocidos. De hecho, aspectos claves como el número total de especies existentes, la distribución o la ecología de muchas de las especies son a día de hoy una incógnita. Existen trabajos en ríos de zonas templadas donde se establecen relaciones entre la ictiofauna que albergan y determinadas características del hábitat (p. ej. Prenda et al., 1997). Sin embargo, estos patrones son desconocidos para las especies ibéricas. Además, dada la variabilidad intrínseca del clima mediterráneo, es evidente que el marco de conocimiento desarrollado en otras zonas de clima templado no es directamente aplicable a los peces ibéricos (Magalhães et al., 2002). A esto hay que añadir que las cuencas ibéricas están siendo invadidas por especies exóticas (Doadrio, 2001), que pueden interferir en los patrones naturales de distribución y uso del hábitat de las especies nativas.

En un estudio sobre los patrones de distribución y el uso del hábitat por parte de un amplio grupo de peces continentales se muestrearon 80 localidades repartidas por las cuencas de los ríos Guadiana, Guadalquivir, Tinto, Odiel y por pequeños arroyos costeros del Campo de Gibraltar (Blanco-Garrido, 2006). Todas ellas están bajo la influencia del clima mediterráneo y pertenecen a una unidad biogeográfica homogénea, el sector sur-ibérico, definido por Doadrio (1988). Además, en ciertas zonas, como en las cuencas del Guadiana y Guadalquivir, proliferan los peces exóticos (Doadrio, 2001; Bernardo et al., 2003) que pueden actuar como un potente agente perturbador de las comunidades de peces nativos.

En el conjunto del área de estudio se capturaron al menos 20 especies de peces. Un análisis estadístico separó claramente las especies nativas de las exóticas. Lo que indica que ambos grupos de especies tienden a ocupar hábitats distintos. Este patrón se repitió al analizar la distribución espacial de las clases de talla de las distintas especies: la mayoría de las clases de tallas de las especies nativas se segregaron del grupo de especies exóticas, excepto las tallas mayores de barbos (*Barbus* spp.) (>200 mm), bogas (*Chondrostoma willkommii*) (>150 mm) y pez fraile (*Salaria fluviatilis*) (>80 mm).

A partir de análisis de uso-disponibilidad del hábitat (test de chi-cuadrado) y de correlación se definieron cuatro gremios de hábitat, que ocuparon distintas posiciones a lo largo de un gradiente fluvial cabecera-tramo bajo. En las localidades con presencia de exóticas (n=35), la abundancia de los gremios llamados “generalistas-tramo medio” y “nativas de tramo bajo” disminuyó significativamente al aumentar la abundancia de las primeras ($r=-0.47$, $p=0.005$ y $r=-0.38$, $p=0.025$; respectivamente). Este resultado indica que el patrón de distribución de estas especies nativas está marcado por las especies exóticas. Probablemente estas especies foráneas estén enmascarando el patrón natural de distribución y uso del espacio de las especies nativas, expulsándolas o eliminándolas principalmente de los tramos bajos, el hábitat preferido por las

especies exóticas. Por esta razón, gran parte de las especies nativas muestran un uso del hábitat muy laxo. Este hecho implica que las especies nativas queden relegadas a hábitats subóptimos, sobre todo aquellas especies con tendencia a ocupar los tramos bajos, como es el caso del gremio denominado “nativas de tramo bajo”.

Estos resultados muestran la fuerte influencia que ejercen las especies exóticas en los patrones de distribución y uso del hábitat de la ictiofauna nativa. Esta circunstancia imposibilita conocer la distribución original y el uso que hacían estas especies del hábitat en ausencia de exóticas. Por tanto, los patrones aquí descritos pueden deberse a la combinación de la influencia ejercida por las especies exóticas y a los propios requerimientos de hábitat de las especies nativas.

Centrárquidos y especies nativas

Existe un patrón general en la distribución de los peces a lo largo de las cuencas fluviales consistente en el aumento progresivo de la riqueza, abundancia y diversidad de especies según se desciende desde los tramos de cabecera hacia los tramos más bajos (Matthews, 1986; Schlosser, 1990; Magalhães et al. 2002). Esto ocurre en respuesta a cambios ambientales, como el aumento en la variedad de hábitats, en la abundancia y diversidad de alimento y en la estabilidad ecológica que se va produciendo al descender por el eje del río (Horwitz, 1978; Magalhães et al. 2002).

En trabajos previos (Blanco-Garrido, 2006) hemos podido comprobar que este patrón universal no se cumple en algunos ríos y arroyos ibéricos. En concreto, estudiamos la variación de la riqueza y abundancia de la ictiofauna nativa en 50 localidades, distribuidas entre las cuencas de los ríos Guadiana (27 localidades) y Guadalquivir (23 localidades), siguiendo el gradiente tramo alto-tramo bajo. Este gradiente se midió como la distancia existente entre cada localidad de muestreo y el río principal (Guadiana o Guadalquivir, según la cuenca fluvial que se tratase). De esta forma cubrimos un amplio rango de distancias, desde localidades situadas en los tramos más altos de los ríos y arroyos estudiados, hasta puntos situados en los tramos bajos e incluso en los propios ríos principales.

Al relacionar el gradiente tramo alto-tramo bajo con la abundancia y riqueza de peces nativos el resultado fue sorprendente. En contra de lo esperado, tanto la abundancia como la riqueza de especies nativas disminuyeron hacia las zonas más bajas (Figura 1). ¿Son las especies exóticas las responsables de alterar e invertir este patrón universal?. Existen varios indicios que inducen a responder a esta pregunta con un “sí” rotundo. En primer lugar, basta con observar la Figura 1 para darnos cuenta que la tendencia mostrada por las especies nativas es justo la inversa a la mostrada por las especies exóticas: la abundancia de especies exóticas, centrárquidos en particular (pez sol *Lepomis gibbosus* y blacbás *Micropterus salmoides*), aumentó hacia los tramos bajos. Es decir estas especies colonizan preferentemente los tramos bajos de los ríos, pudiendo con ello desplazar de estas zonas a los peces nativos. Otro indicio bastante significativo es que varios parámetros descriptores de la comunidad nativa de peces (abundancia, riqueza, biomasa y diversidad H') disminuyeron en respuesta al aumento de la abundancia de centrárquidos en el medio (Figura 2) (Prenda et al., 2006). Las localidades donde los centrárquidos fueron especialmente abundantes se caracterizaron por presentar una comunidad de especies nativas muy simplificada (pocas especies y pocos individuos por especie), formada principalmente por especímenes de barbos (*Barbus* spp.) y bogas (*Chondrostoma willkommii*) de gran talla. Como último indicio (o prueba) hay que señalar que, aparte de la presencia de peces exóticos, no se detectó ningún otro tipo de perturbación del

hábitat en la zona de estudio que pudiera afectar a la comunidad de peces nativos. Todo ello señala a las especies foráneas como las principales responsables de alterar de los patrones naturales de distribución de las especies autóctonas y la estructura de sus comunidades.

Centrárquidos y Jarabugo

Las interacciones negativas entre las especies exóticas y autóctonas se hacen especialmente graves y preocupantes, desde un punto de vista conservacionista, cuando se trata de especies sometidas a grave riesgo de extinción. Este es el caso del jarabugo (*Anaocypris hispanica*), un pequeño ciprínido endémico de la cuenca del Guadiana. El jarabugo está catalogado como “En Peligro de Extinción”, siguiendo los criterios de la UICN (Doadrio, 2001). Además, se encuentra incluido en la Lista Roja de la UICN (Baillie y Groombridge, 1996), en el Convenio de Berna (Anexo II, 1988) y en los Anexos II y IV de la Directiva Hábitat (92/43/CEE).

Durante un estudio realizado en la cuenca del Guadiana (Blanco-Garrido, 2006) pudimos comprobar que la situación de este pequeño ciprínido es ciertamente preocupante. De un total de 28 localidades prospectadas en la zona media-baja de la cuenca encontramos jarabugos en tan sólo cuatro de ellas (14.3%). La especie apareció en densidades bajísimas (un promedio de 6 individuos por cada 100 m² muestreados con pesca eléctrica), excepto en una localidad de la subcuenca de la rivera del Chanza, donde se alcanzaron densidades elevadas (165 ind/100 m²).

Los jarabugos nunca coexistieron en las mismas localidades con centrárquidos, aun siendo la probabilidad de que coexistieran por puro azar extremadamente alta (probabilidades generadas a partir de un test de Monte Carlo, Figura 3). Este resultado pone de manifiesto la existencia de una fuerte segregación espacial entre jarabugos y centrárquidos. No obstante, cabe la posibilidad de que esta segregación espacial ocurra simplemente por diferencias en las preferencias de hábitat del jarabugo y estas especies foráneas. Sin embargo, como ocurre en el estudio expuesto anteriormente, existen “pruebas” que hacen pensar en los centrárquidos como los principales responsables de la precaria situación del pequeño ciprínido.

En la localidad donde detectamos una población de jarabugos saludable (subcuenca de la rivera del Chanza) hicimos un seguimiento de la evolución de la misma en el tiempo. Realizamos tres muestreos consecutivos (primavera de 2001, 2005 y 2006) y evaluamos los cambios observados en la comunidad de peces. Los resultados obtenidos fueron contundentes: la población de jarabugos fue disminuyendo progresivamente al aumentar de forma paralela la abundancia de especies exóticas (pez sol y gambusias *Gambusia holbrooki*, Figura 4). El declive de la población de jarabugos fue tal que en el muestreo de 2006 no se capturó ningún individuo de la especie, a pesar de aplicar esfuerzos de pesca similares en los tres períodos de estudio.

Centrárquidos y Nutria

¿En qué medida los depredadores ictiófagos autóctonos consumen estas especies exóticas?. Este es un asunto interesante dado el grave impacto que generan los peces exóticos en la comunidad de peces nativos. Si los depredadores ictiófagos nativos consumieran peces exóticos en cantidad suficiente, podrían ejercer el papel de controladores naturales de las poblaciones de estas especies. Para responder a esta cuestión nos centramos en el caso de la nutria (*Lutra lutra*), el principal depredador de peces de la Península Ibérica, analizando su dieta y selección de presas (Blanco-Garrido, 2006). La descripción de la dieta se llevó a cabo analizando 547 excrementos de nutria en 28 localidades de la cuenca del Guadiana. La

selección de presas se realizó comparando las proporciones de las especies de peces presentes en la dieta y en el medio (datos obtenidos con pesca eléctrica). Para comparar ambas proporciones se utilizó el índice de Jacobs (1974).

Como era esperable, la base de la dieta del mustélido la formaron los peces, representado más del 60% del total de individuos consumidos y aportando más del 80% de la biomasa total ingerida. Entre las especies exóticas destacaron, por su abundancia en el medio y amplitud de distribución, los centrárquidos. A pesar de ello, la nutria los consumió en una proporción bajísima, siendo rechazados de forma significativa (Figura 5). El consumo por parte de la nutria de especies nativas de los géneros *Squalius*, *Barbus* y e incluso *Chondrostoma* aumentó a medida que lo hacían en el medio. Sin embargo, el aumento progresivo del pez sol en el medio no reflejó un aumento paralelo en la dieta, siendo prácticamente ignorado por la nutria (Figura 6).

A la luz de estos resultados es posible afirmar que, de momento, la nutria no está consumiendo centrárquidos en la medida en que éstos están disponibles en el medio. Por tanto, este depredador nativo no está actuando como un controlador natural eficiente de las poblaciones de centrárquidos.

Bibliografía

- BAILLIE J. y GROOMBRIDGE B. 1996. IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN, Switzerland.
- BEJA P. R. 1996. An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *Journal of Applied Ecology*. 33: 1156-1170.
- BEJA P. R. 1997. Predation by marine-feeding otters (*Lutra lutra*) in south-west Portugal in relation to fluctuating food resources. *J. Zool., Lond.* 242: 503-518.
- BERNARDO J. M., ILHÉU M., MATONO P. y COSTA A. M. 2003. Interannual variation of fish assemblage structure in a mediterranean river: Implications of stream flow on the dominance of native or exotic species. *River research and application* 19: 521-532.
- BLANCO-GARRIDO, F. 2006. Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico. Tesis Doctoral inédita. Universidad de Huelva.
- DOADRIO I. (Ed.), 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- DOADRIO I. 1988. Delimitation of areas in the Iberian Peninsula on the basis of freshwater fishes. *Bonner Zoologische Beiträge* 39: 113-128.
- HORWITZ, R. J. 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs* 48: 307-321.
- JACOBS J. 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14: 413-417.
- MAGALHÃES M. F., BATALHA D. C. y COLLARES-PEREIRA M. J. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* 47: 1015-1031.
- MATTHEWS W. J. 1986. Fish faunal "breaks" and stream order in the eastern and central United States. *Environmental Biology of Fishes* 17(2): 81-92.
- PRENDA J., ARMITAGE P. D. & GRAYSTON A. 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *Journal of Fish Biology* 51: 64-79.
- PRENDA, J., M. CLAVERO, F. BLANCO-GARRIDO, A. MENOR & V. HERMOSO. 2006. Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica*, 25: 377-388.
- SCHLOSSER I. J. 1990. Environmental variation, life history attributes and community structure in stream fishes: implication for environmental management and assessment. *Environmental management* 14: 621-628.

Pies de Figuras

Figura 1. Relación entre el gradiente tramo alto-tramo bajo, medido como la distancia al río principal (Guadiana o Guadalquivir), y la abundancia de las especies nativas, su riqueza y la abundancia de centrárquidos en 50 localidades de las cuencas del Guadiana y Guadalquivir.

Figura 2. Correlaciones entre descriptores de la comunidad de peces nativos y la abundancia de los centrárquidos. Los datos de abundancia y biomasa están expresados en CPUE y BPUE respectivamente. Estos datos están transformados logarítmicamente (\log_{10}).

Figura 3. Modelos de probabilidad de coincidencias entre jarabugo y centrárquidos, generadas a partir de un test de Monte Carlo. Los valores de P calculados representan la probabilidad de coincidencia esperable por azar entre jaranugos y centrárquidos para el número de localidades observadas en el campo en que realmente coinciden ($n=4$, 14,3% del total).

Figura 4. Evolución de la abundancia de jarabugo (*Anaocypris hispanica*) (en negro) y especies exóticas (pez sol *Lepomis gibbosus* y gambusia *Gambusia holbrooki*) (en blanco) en una localidad de la subcuenca del Chanza (cuenca del Guadiana) durante tres períodos distintos (2001, 2005 y 2006). Las abundancias están expresadas en CPUE.

Figura 5. Valores medios (\pm error estándar) del índice de Jacobs para los peces consumidos por la nutria (*Lutra lutra*). Los valores positivos y negativos indican “preferencia” y “rechazo”, respectivamente. A) selección de presas sobre individuos, B) Idem para biomasa. Sq-*Squalius* sp., Ba-*Barbus* sp., Ch-*Chondrostoma* sp., Co-*C. paludica*, Le-*L. gibbosus* y Mi-*M. salmoides*. * media significativamente distinta de cero (sin selección) (t-Student, $p<0.05$).

Figura 6. Relación entre el porcentaje de individuos de *Squalius* sp., *Barbus* sp. y pez sol (*L. gibbosus*) presentes en la dieta de la nutria (*Lutra lutra*) y en el medio

Figura 1

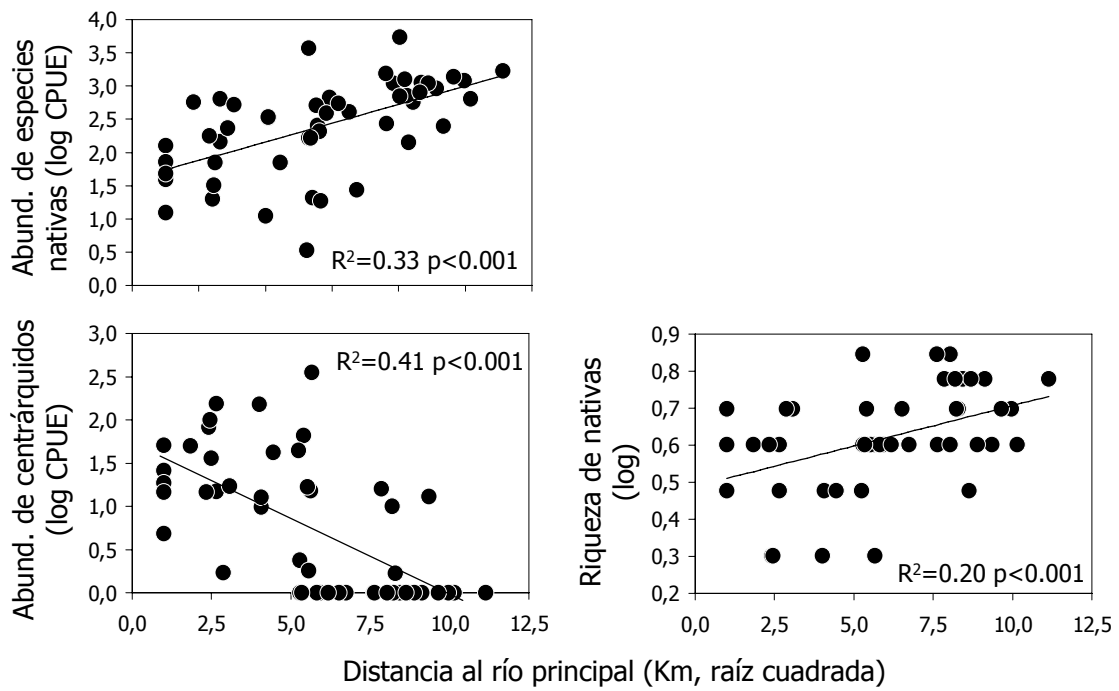


Figura 2

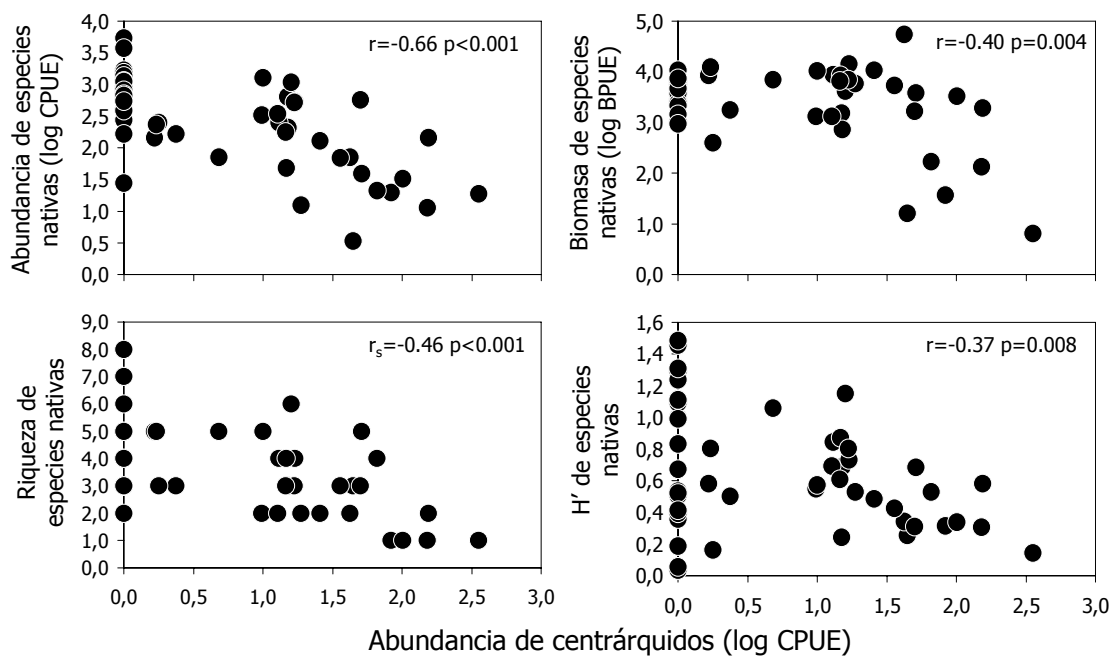


Figura 3

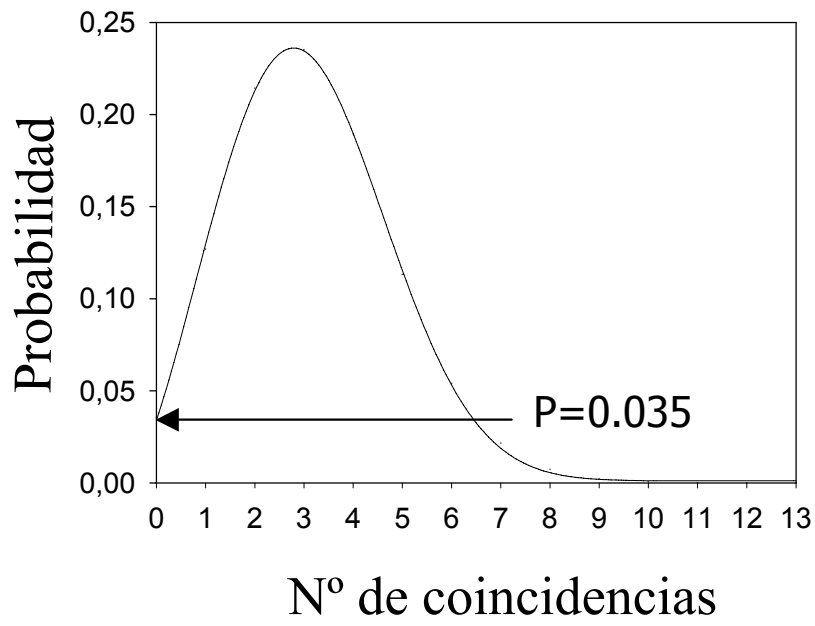


Figura 4

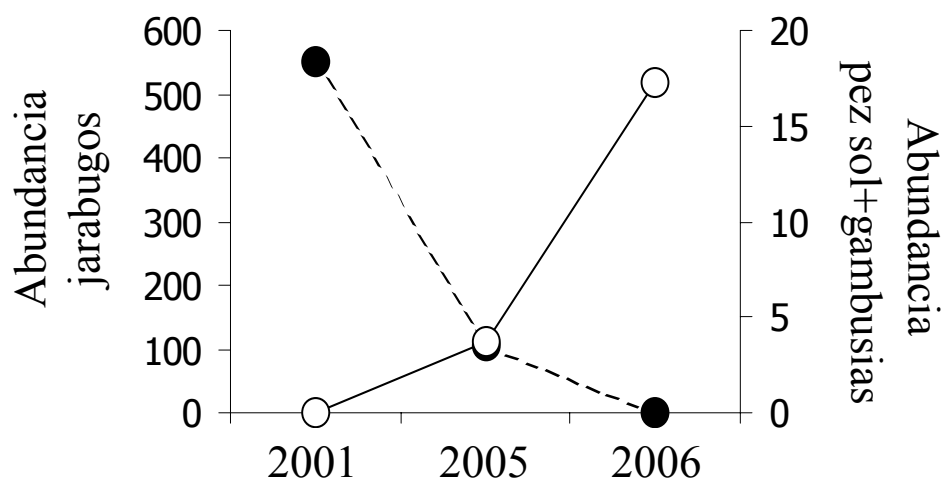


Figura 5.

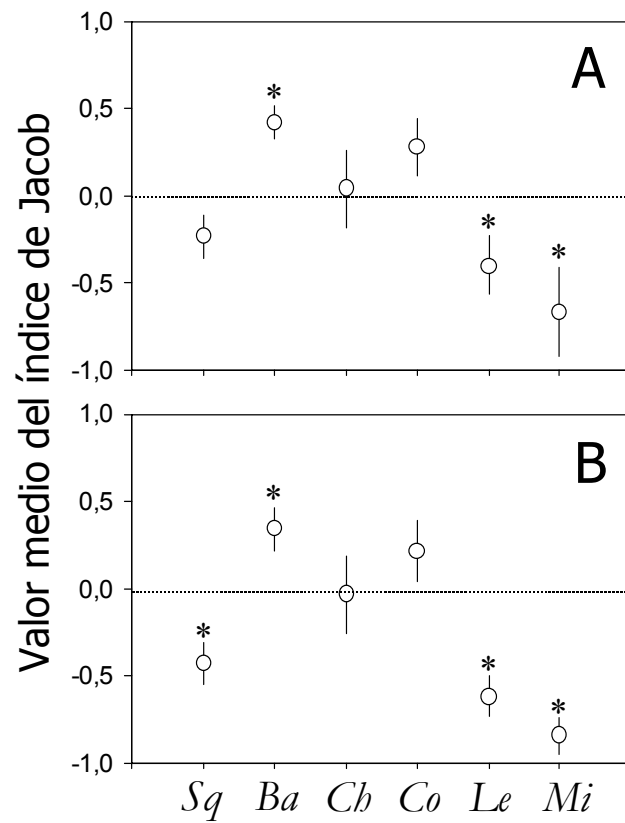


Figura 6.

