NOTAS CIENTÍFICAS

"EEI 2012"
4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras

Pontevedra, 10-11 Septiembre 2012

GEIB
Grupo Especialista en Invasiones Biológicas

EEI 2012

4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras

Pontevedra, 10-11 Septiembre 2012

Gestión de especies exóticas invasoras: compartiendo problemas comunes, buscando soluciones comunes

Notas Científicas

ORGANIZA

GEIB
Grupo Especialista en Invasiones Biológicas

AUSPICIAN

IUCN
ISSG Invasive Species Specialist Group
Convention de Berne Bern Convention
Universitat de Girona
Institut d'Ecologia Aquàtica

PATROCINAN

Concello de Pontevedra
Pazo da Cultura de Pontevedra
Concello de Pontevedra

COLABORAN

Parque Nacional Marítimo Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia
Xunta de Galicia
Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestruturas
fundació privada: Girona, Universitat i futur

Año de publicación: 2012
Depósito legal: LE -961-2012
Edita: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas
Diseño y maquetación: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas
Imprime: Imprenta El Ejido S. L., León.

EEI 2012

4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras

Gestión de especies exóticas invasoras: compartiendo problemas comunes, buscando soluciones comunes

Pontevedra, 10-11 Septiembre 2012

ORGANIZA

GEIB Grupo especialista en Invasiones Biológicas
C/ Tarifa 7, E24193 Navatejera (León), España
geib.org@gmail.com
http://geib.blogspot.com.es

COMITÉ DE HONOR

Presiden el Comité de Honor, SS.AA.RR. los Principes de Asturias

- D. Miguel Arias Cañete. Ministro de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- D. Miguel Anxo Fernández Lores. Alcalde de Pontevedra.
- D. Piero Genovesi. Chair del Invasive Species Specialist Group (UICN).
- D. Eladio Fernández-Galiano. Jefe de la Unidad de Biodiversidad, Convenio de Berna, Consejo de Europa.

COMITÉ CIENTÍFICO

- Laura Capdevila-Argüelles. GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas.
- Guillermo Ceballos Watling. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Emili García-Berthou. Universitat de Girona.
- Mercedes Herrera Gallastegui. Universidad del País Vasco, UPV/EHU.
- Juan Rita Larrucea. Universitat de les Illes Balears.
- Víctor Ángel Suárez Álvarez. GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas.
- Vicente Tasso Bermell. OCEANSNELL.
- Bernardo Zilletti. GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas.

COMITÉ ORGANIZADOR

- Laura Capdevila-Argüelles. GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas.
- Víctor Ángel Suárez Álvarez. GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas.
- Bernardo Zilletti. GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas.

EEI 2012 Notas Científicas

GEIB Grupo especialista en Invasiones Biológicas
C/ Tarifa 7, E24193 Navatejera (León), España
geib.org@gmail.com
http://geib.blogspot.com.es

Esta publicación puede ser reproducida con fines educativos u otros fines no lucrativos sin permiso explícito del editor, citando siempre y de forma adecuada la fuente.

This publication may be reproduced for educational or non-profit purposes without special permission from the editors, provided acknowledgement of the source is made.

Como citar esta publicación / Reccomended citation
GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2012) EEI 2012 Notas Científicas 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2012". GEIB, Serie Técnica Nº 5. León 218 pp.

Como citar artículos o textos específicos / Reccomended ciation for papers or any part of the book
Andreu J & J Pino (2012) Análisis del estado de invasión por especies exóticas en Cataluña. (2012) En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) EEI 2012 Notas Científicas. pp. 9-12. 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2012". GEIB, Serie Técnica Nº 5. León, 218 pp.

INTRODUCCIÓN

La ciencia es el alma de la prosperidad de las naciones
y la fuente de vida de todo progreso
Louis Pasteur

Con el objetivo de apoyar la discusión científica a nivel nacional sobre el problema de las invasiones biológicas y elevar el perfil de la cuestión a las áreas académica y política, el GEIB Grupo Especialista en invasiones Biológicas ha organizado "EEI 2012" 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras.

La decisión de convocar EEI 2012 - cuando la Comisión Europea ha establecido *la lucha contra las especies exóticas invasoras* como un objetivo de la estrategia europea para 2020 - representa la determinación de la comunidad científica y el congreso de responder a la necesidad de hacer frente a la creciente amenaza de las invasiones biológicas.

En los últimos años los esfuerzos realizados en el campo de la gestión para hacer frente al problema de las EEI se han multiplicado y un número cada vez más elevado de iniciativas se están llevando a cabo en todos los ámbitos territoriales (nacional, autonómico y local) por parte de diferentes instituciones y entidades (Administraciones, universidades, empresas, ONGs) con diferentes resultados.

Compartir estas experiencias, éxitos y fracasos, y comprenderlos es un elemento clave para avanzar en la gestión de las EEI y la restauración de la biodiversidad nativa puesto que evita la duplicación de esfuerzos, y permite optimizar la masa crítica de recursos necesaria para lograr efectos significativos.

En este contexto, EEI 2012 se ha conformado como un espacio abierto para el intercambio de experiencias y conocimientos y en una oportunidad para la formación de sinergias positivas entre todas aquellas instituciones y entidades implicadas en la gestión de especies exóticas invasoras.

Con el convencimiento de que la crisis económica no puede ni debe transformarse en una crisis de la ciencia y del medio ambiente, agradecemos a todos los autores, revisores y congresistas que con su trabajo han reafirmado la importancia de progresar en el campo de las invasiones biológicas y la urgencia de hacerles frente.

Pontevedra, julio de 2012

GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas

ÍNDICE

Análisis del estado de invasión por especies exóticas en Cataluña....9
J. ANDREU & J. PINO

Comisión Internacional de Seguimiento e Intercambio de Experiencias sobre *Baccharis halimifolia*....13
E. BETETA & M. ROZAS

Evaluación de la introducción de especies de plantas exóticas en las islas Baleares a través de las siembras agrícolas....15
C. GERVILLA, A. MATEU, J. CURSACH & J. RITA

La navegación como vector de propagación del mejillón cebra en la cuenca del Ebro (España)....18
V. TOUYA, C. DURÁN, A. ANADÓN & M. LANAO

Marinas y embarcaciones de recreo, una vía de entrada y dispersión de crustáceos caprélidos invasores en la isla de Mallorca....20
M. ROS, M. VÁZQUEZ-LUIS & J. M. GUERRA-GARCÍA

Vectores, antigüedad y procedencia de las especies alóctonas de agua dulce naturalizadas en Galicia....22
S. RIVAS-RODRÍGUEZ, M. J. SERVIA, R. VIEIRA-LANERO, J. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, S. BARCA-BRAVO, S. SILVA-BAUTISTA, D. NACHÓN, P. GÓMEZ-SANDE, C. MORQUECHO, M. T. COUTO-MENDOZA, L. LAGO-MEIJIDE & F. COBO

Potencial invasor de las especies exóticas de agua dulce a la venta en tiendas de animales de compañía de Galicia....25
R. VIEIRA-LANERO, S. RIVAS-RODRÍGUEZ, C. MORQUECHO, M. J. SERVIA, J. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, S. BARCA-BRAVO, S. SILVA-BAUTISTA, D. NACHÓN, P. GÓMEZ-SANDE, M. T. COUTO-MENDOZA, L. LAGO-MEIJIDE & F. COBO

Protocolos de Análisis de Riesgos para especies exóticas invasoras en Galicia....28
L. CAPDEVILA-ARGÜELLES, B. ZILLETTI, V. A. SUÁREZ ÁLVAREZ, M. SALVANDE & J. SANTAMARINA

Plan Estratégico de Gestión de las Especies Exóticas Invasoras en Galicia....31
J. SANTAMARINA, M. SALVANDE, L. CAPDEVILA-ARGÜELLES, V. A. SUÁREZ ÁLVAREZ & B. ZILLETTI

Protocolos de desinfección y limpieza en la cuenca del Ebro para frenar la dispersión de la plaga del mejillón cebra....34
A. ANADÓN, M. LANAO, V. TOUYA & C.DURÁN

Vertebrados invasores en Toledo....36
M. RODRÍGUEZ-REY, C. GUERRA, E. GARCÍA, R. A. BAQUERO, & G. G. NICOLA

Efectividad en el uso de semi-barreras biodegradables con distinta luz de malla para evitar el crecimiento de la especie acuática *Elodea nuttallii* y favorecer su descomposición....39
A. BENAVENT GONZÁLEZ & M. HOFFMANN

Eliminación y control de *Carpobrotus edulis* en la isla de Portlligat-Parque Natural de Cap de Creus: un proyecto práctico de gestión....42
E. BISBE, E. FÀBREGAS & M. GUIRADO

Eliminación de especies exóticas invasoras en zonas de difícil acceso....45
L. CAPDEVILA-ARGÜELLES , J. A. GONZÁLEZ ROBLES, J. A. BLANCO, A. CIFUENTES & V. RIVAS

Control de *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng. (Cala) en la isla de Salvora. Parque Nacional Marítimo-Terrestre Islas Atlánticas de Galicia....47
C. GARCÍA RODRÍGUEZ, C. LÓPEZ LEIVA & A BLANCO NEO

Análisis de costes y eficacia de 4 métodos para el control de *Arundo donax*....50
V. DELTORO, C. PEÑA BRETON, A. SEBASTIAN & J. JIMENEZ-PEREZ

Proyecto de I+D+i de optimización de los sistemas de eliminación y control de cañaverales. Actuación en el arroyo Harnina, Almendralejo (Badajoz)....53
X. M. VILÁN FRAGUEIRO, FCO. J. SÁNCHEZ MARTÍNEZ, J. GARCÍA DÍAZ, M. APARICIO MARTÍN, J. JIMÉNEZ RUIZ, J. M. GARCÍA-GUIJAS REDONDO & A. SAIZ DE LA HOYA ZAMACOLA

Valoración de técnicas destructivas para la erradicación de *Spartina densiflora* en comunidades sensibles con alto valor ecológico....56
A. GARCÍA-ÁLVAREZ, A. PÉREZ VÁZQUEZ, A. VÉLEZ MARTÍN, M.J. CADENAS, C. J. LUQUE & E.M. CASTELLANOS

Proyecto Life+ Estuarios del País Vasco: control y eliminación de *Baccharis halimifolia* en Urdaibai....58
E. BETETA, L. OREJA, A. PRIETO & M. ROZAS

Evaluación preliminar de resultados de erradicación de rodales y poblaciones invasoras de *Acacia mearnsii* De Wild. y *A. melanoxylon* R.Br. en Galicia 61
J. MOURIÑO & G. BERNÁRDEZ

Invasión de *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic, 1986 en Cataluña. Métodos de control y gestión de esta plaga del castaño de Indias (*Aesculus hippocastanum*) 64
E. OLIVELLA

Abundancia estacional y sincronia entre *Laricobius Osakensis* y su presa *Adelges tsugae* en Japón 67
L. C. VIEIRA, A. B. LAMB, S. SHIYAKE, S. M. SALOM & L. T. KOK

Control de la culebra real de California, *Lampropeltis getula californiae*, en Gran Canaria. Resultados 2007-2011. LIFE + LAMPROPELTIS 70
R. GALLO-BARNETO, M. Á. CABRERA-PÉREZ, I. ESTEVE, C. PATIÑO-MARTÍNEZ & L. F. LÓPEZ-JURADO

Plan de control de visón americano (*Neovison vison*) en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia 73
R. ROMERO & V. PIORNO

"Projecte Estany", un proyecto LIFE+ para la recuperación y la protección de la biodiversidad nativa en el lago de Banyoles mediante el control de especies exóticas invasoras: hitos, planes previstos y primeros resultados 77
M. CAMPOS, Q. POU-ROVIRA, C. FEO & R. ARAUJO

Flora del Listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras presentes en la Comunidad Autónoma de Extremadura 80
J. BLANCO, F. M. VÁZQUEZ, D. GARCÍA, F. MÁRQUEZ & M. J. PALACIOS

Las especies invasoras vegetales más dañiinas en los ecosistemas de Galicia 83
M. I. ROMERO, J. AMIGO, J. OUBIÑA, J. REINOSO & I. BÁRBARA

El papel del voluntariado ambiental en la eliminación de especies invasoras. Campo de Voluntaraido ambiental en el río Tea 85
R. PEREZ RODRÍGUEZ, V. RODRÍGUEZ ÁLVAREZ, F. BAÑOBRE & L. PARENTE ROMERO

Revisión de las especies exóticas marinas pertenecientes al macrozoobentos en el ámbito Íbero Balear 87
V. TASSO BERMELL, M. EL HADDAD, V. CRESPO LÓPEZ, J. GILABERT CARMONA & C. ASSADI GARCÍA

El ascidiáceo *Styela clava* Herdman, 1882 (Chordata, Tunicata), especie exótica en la Ría de Ferrol (Galicia, NW Península Ibérica): hábitat y distribución 95
C. BESTEIRO·V. URGORRI, E. VÁZQUEZ, G. DÍAZ-AGRAS, T. LOSADA, M. CANDÁS & M. P. SEÑARÍS

Primeros hallazgos *de Crepidula fornicata* (Linneo, 1758) (Mollusca, Gastropoda, Calyptraeidae) en la ría de Ferrol (Galicia, NW Península Ibérica) 97
V. URGORRI, C. BESTEIRO, X. GARCÍA-REGUEIRA, M. ABAD, G. DÍAZ-AGRAS, T. LOSADA, M. CANDÁS & X. L. FERREIRO

Estado actual de los Moluscos marinos no autóctonos en aguas del Cantábrico 99
A. ARIAS, A. RICHTER & N. ANADÓN

Clathrus archeri (Berk.) Dring en proceso de expansión en Galicia (NO Ibérico) 104
M. I. ROMERO, J. AMIGO, J. GIMÉNEZ DE AZCÁRATE, J. RODRÍGUEZ OUBIÑA, A. RIGUEIRO, M. A. RODRÍGUEZ GUITIÁN & I. BÁRBARA

Especies exóticas en aguas de transición: revisión de su origen, sus vías de introducción y sus principales impactos 106
M. PEG CÁMARA, A. MELLADO DÍAZ & M. TORO VELASCO

Efecto del musgo invasor *Campylopus introflexus* en la germinación y crecimiento de especies arbustivas mediterráneas 108
M. JOVER BENJUMEA, E. GARCÍA-BERTHOU, LL. VILAR SAIS & J. A. ROSSELLÓ

Invasión de *Nymphaea mexicana* Zucc. (Nymphaceae) en la Cuenca del Río Guadiana 110
M. C. MARTÍNEZ BAUTISTA*, M. J. GUERRA BARRENA, M. GUTIÉRREZ ESTEBAN, D. GARCÍA ALONSO & F. M. VÁZQUEZ PARDO

Invasoras en cultivos de regadío en la Cuenca del Guadiana: Estudio de *Sagittaria calycina* Engelm. (Alismataceae) 113
M. GUTIÉRREZ ESTEBAN, M. C. MARTÍNEZ BAUTISTA & M. J. GUERRA BARRENA

¿Está desplazando *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. F.) Asch. & Graebn. a *Erianthus ravennae* (L.) Beauv. en los humedales de la Comunidad Valenciana? Consideraciones sobre sus tasas de germinación 117
O. MAYORAL, M. P. DONAT-TORRES & M. J. JIMÉNEZ

Datos preliminares sobre la expansión de *Periploca graeca* L. en el río Tajo (Madrid, España) 120
A. GARCÍA COLLADO, R. RUBIO MAROTO, R. GARCÍA GARCÍA, F. MARTÍNEZ GARCÍA & C. MORLA JUARISTA

Efecto de la invasión de *Spartina densiflora* sobre la selección de hábitats de nidificación de aves acuáticas 123
A. PÉREZ VÁZQUEZ, A. GARCÍA-ÁLVAREZ, A. VÉLEZ MARTÍN, C. J. LUQUE, A. J. GREEN & E. M. CASTELLANOS

Distribución, ecología e impacto del arbusto invasor *Baccharis halimifolia* en ecosistemas litorales del Norte de España.125
L. CAÑO, J. A.CAMPOS, D. GARCÍA-MAGRO & M. HERRERA

Distribución y dinámica del género *Acacia* en Galicia: un análisis a partir del Tercer y Cuarto Inventario Forestal Nacional 128
J. MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, A. VÁZQUEZ DE LA CUEVA, L. HERNÁNDEZ MATEO & I. CAÑELLAS

Efectos de dos especies exóticas invasoras (*Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia*) sobre el ciclo de nutrientes y la biomasa fúngica de un ecosistema fluvial 133
S. MEDINA-VILLAR, A. ALONSO, B. R. VÁZQUEZ DE ALDANA, E. PÉREZ-CORONA & P. CASTRO-DÍEZ

Efecto de árboles exóticos de un bosque de ribera en el crecimiento y competencia de especies del sotobosque herbáceo ..135
P. DE LAS HERAS, A. CRESPO MAZAGATOS, G. YOLDI SALINAS, B. R. VÁZQUEZ DE ALDANA & M. E. PÉREZ CORONA

Efecto de las mezclas de hojarasca de especies arbóreas invasoras en las especies del sotobosque de ribera.....138
M. E. PÉREZ-CORONA, N. LÓPEZ, A. PLAZA, M. CUEVAS, B. R. VÁZQUEZ DE ALDANA & P. DE LAS HERAS

El mejillón cebra (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771) en La Rioja: situación actual y evolución potencial 140
B. GALLARDO

La avispa asiática *Vespa velutina* Lepeletier en el País Vasco: historia reciente de una invasión 143
A. GOLDARAZENA & S. LÓPEZ

Distribución y grado de invasión de la hormiga argentina (*Linepithema humile* Mayr) en el Parque Natural de s'Albufera des Grau (Menorca) 145
S. ABRIL & C. GÓMEZ

Distribución de *Trichocorixa verticalis verticalis* (Fieber, 1851) (Heteroptera: Corixidae) a nivel mundial y su expansión en la Península Ibérica 148
J.A. CARBONELL, S. GUARESCHI, C. COCCIA, D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, J. VELASCO, L. BOYERO, A.J. GREEN & A. MILLÁN

Pérdida de biodiversidad acuática asociada a la introducción de especies ícticas exóticas en el lago de Banyoles.....153
Q. POU-ROVIRA, M. CAMPOS, C. FEO & R. ARAUJO

25 años de estudios de la introducción de peces en el embalse de Torrejón (río Tajo, Cáceres, España).....155
F. GARCÍA NOVO, C. GRANADO, L. ENCINA & A. RODRÍGUEZ

Datos preliminares de la dieta de los gatos asilvestrados de la isla de Ons (Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia).....157
R. ROMERO SUANCES

Cartografía SIG de flora invasora en el entorno del rio Ebro a su paso por Castejón (Navarra).....161
J. A. SÁNCHEZ, D. RODRÍGUEZ, M. LIZANA , J. J. MORALES & F. FLECHOSO

Cambio climático, especies invasoras y su impacto en la distribución potencial de especies amenazadas 164
B. GALLARDO & D. C. ALDRIDGE

Notas sobre la reproducción de la especie exótica *Crepipatella dilatata* (Gastropoda: Calyptreidae) en la costa de Asturias ...167
A. RICHTER, A. ARIAS & N. ANADÓN

Efecto de diferentes intensidades de luz y condiciones de oscuridad sobre el crecimiento de la especie acuática *Elodea nuttallii*.....170
A. BENAVENT GONZÁLEZ & M. HOFFMANN

Ecología reproductiva de *Conyza canadensis* (L.) Cronq en relación con el fuego y el estrés hídrico.....174
D. ARÁN, J. GARCÍA-DURO, O. REYES & M. CASAL

Tolerancia de la halófita invasora *Spartina densiflora* a la matriz abiótica a lo largo del río Tinto 178
J. M. CASTILLO, G. CURADO, A. CASTILLA-ÁLVAREZ & E. FIGUEROA

El banco de semillas de la invasora *Spartina densiflora* en las Marismas del Odiel 181
A. M. ABBAS, A.E. RUBIO-CASAL, A. DE CIRES, E. FIGUEROA & J. M. CASTILLO

Respuestas del intercambio gaseoso de *Spartina densiflora* en diferentes hábitats en el Parque Nacional de Doñana (Huelva, España).....184
E. MATEOS-NARANJO, A. GARCÍA-ÁLVAREZ, C. J. LUQUE, A. PÉREZ VÁZQUEZ, A. VÉLEZ MARTÍN, M. J. CADENAS, L. ANDRADES-MORENO, S. REDONDO-GÓMEZ & E. M. CASTELLANOS

Efectos del tamaño y humedad del rizoma en la capacidad invasora de *Arundo donax* L. en condiciones controladas.....187
M. I. SANTÍN-MONTANYÁ, J. JIMÉNEZ RUIZ, X. VILÁN FRAGUEIRO, FCO. J. SÁNCHEZ MARTÍNEZ & J. GARCÍA DÍAZ

Elevada producción, viabilidad y plasticidad germinativa en poblaciones costeras de Galicia de *Oenothera glazioviana* Micheli.....189

L. TORRES, M.A. DOMÍNGUEZ-MARTÍNEZ, T. CORNIDE & E. A. DÍAZ-VIZCAÍNO

Evaluación del Banco de semillas germinable en áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) con diferentes edades de quema (alrededores del embalse de chisacá Bogotá- localidad de Usme) 193
N. A. TORRES RODRÍGUEZ & J. O. VARGAS RÍOS

Patrones de distribución de la flora nativa y no-nativa en un gradiente altitudinal de la Cordillera Oriental del Ecuador 198
V. SANDOYA, L. CAVIERES & A. PAUCHARD

Papel del fuego en la germinación de dos especies invasoras: *Acacia melanoxylon* y *Robinia pseudoacacia* 202
J. BERNAL, D. ARÁN, J. GARCÍA-DURO, O. REYES & M. CASAL

Patrones de germinación de *Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia*: ¿importa la procedencia y el banco de semillas? ... 205
I. CABRA RIVAS & P. CASTRO DÍEZ

Patrones de colonización del medio fluvial lótico y dinámica poblacional de *Corbicula fluminea* y *Dreissena polymorpha*, en un tramo medio del río Ebro (Castejón de Ebro, Navarra) 207
J. MORALES, F. FLECHOSO & M. LIZANA

Sintopía entre dos especies de galápagos alóctonos y poblaciones autóctonas en la ribera del río Ebro a su paso por Castejón (Navarra) 210
F. FLECHOSO, M. LIZANA, J. J. MORALES , J. A. SÁNCHEZ & D. RODRÍGUEZ

Guía de identificación de los rastros del mapache común (*Procyon lotor*): aplicación de las técnicas de rastreo a la detección de especies exóticas invasoras 213
I. SALGADO

Análisis del estado de invasión por especies exóticas en Cataluña

Assessing alien species invasions in Catalonia

J. ANDREU[1,*] & J. PINO[2]

[1]CREAF, Edifici C, Campus UAB, 08193-Cerdanyola del Vallès, España, Teléfono.: (+34) 935813345; Fax: (+34) 935814151, E-mail: jara@creaf.uab.es ■ [2]Universidad Autònoma de Barcelona, Cerdanyola del Vallès 08193, España

Abstract
Now that the increasing impacts and costs of invasive species are being recognized, management of alien species has become an important challenge and a high priority for environmental managers. However, in Catalonia, information on alien species was quite scattered and not standardized. For this reason, we started a project aimed at analyzing the current state of invasion of our territory and developing an information system of alien species of Catalonia (EXOCAT) that collects all available information about the presence and distribution of various groups of alien species. EXOCAT seeks to disseminate information on alien species and strengthen decision-making regarding their management. In total, 910 alien species have been identified, although only 9% of them are considered invasive at the moment.

Palabras clave: distribución, Especies invasoras, gestión, sistema de información
Keywords: distribution, Invasive species, information system, management

El transporte de especies fuera de su área de distribución natural, sea intencionado o involuntario, se ha producido desde tiempos inmemoriales. No obstante, durante las últimas décadas, el ritmo de introducción y establecimiento de especies exóticas se ha acelerado de forma vertiginosa empujado por factores como la intensificación y globalización del comercio, el cambio climático o la progresiva artificialización del paisaje (McNeely *et al.* 2001; Kowarik 2003; Levine & D'Antonio 2003). Algunas de estas especies exóticas no sólo consiguen establecerse sino que, además, inician un proceso de colonización del medio, expandiéndose a través de áreas extensas en un periodo de tiempo corto (Pyšek *et al.* 2004). Estas, son llamadas especies invasoras y en este proceso de expansión, algunas de ellas, pueden ocasionar impactos considerables, tanto ecológicos como socioeconómicos (Mack *et al.* 2000; Sala *et al.* 2000; Pimentel *et al.* 2005; Kettunen *et al.* 2009; Simberloff 2011). La aceleración e intensificación del establecimiento de especies invasoras y de sus consecuencias negativas sobre los ecosistemas naturales ha hecho que en la actualidad las invasiones biológicas sean consideradas un componente importante del cambio global y una seria amenaza para la conservación de la biodiversidad, el funcionamiento y los servicios de los ecosistemas nativos (Vitousek *et al.* 1997; Mack *et al.* 2000; Sala *et al.* 2000; Brooks *et al.* 2004; Thuiller *et al.* 2007). Los fuertes impactos causados por las especies invasoras han hecho que en la actualidad su gestión se haya convertido en una prioridad para los agentes medioambientales, sobre todo en los espacios protegidos. Además en España, en noviembre de 2011 entró en vigor el Real Decreto 1628/2011 por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras y se prohíbe la posesión, transporte, tráfico y de las especies incluidas en dicho Catálogo (artículo 8.2). Este Real Decreto también insta a la administración a realizar un seguimiento de las especies invasoras para evitar su expansión y a adoptar las medidas necesarias apropiadas para su gestión (artículo 8.6).

Cataluña es una de las áreas con mayor concentración de especies exóticas del territorio español, tal y como ponen de manifiesto trabajos recientes para el conjunto de la España peninsular realizados con plantas vasculares (Gassó 2008). El elevado grado de humanización del paisaje, la gran densidad de población, los importantes intercambios de personas y de mercancías y la bondad del clima mediterráneo facilitan la llegada y el establecimiento de estas especies. Teniendo en cuenta que las medidas de control y erradicación de especies exóticas son extremadamente costosas tanto en recursos humanos y técnicos como económicos (Pimentel *et al.* 2005; Andreu *et al.* 2009; Vilà *et al.* 2010) es muy importante, siempre que sea posible, prevenir la entrada y el establecimiento de especies potencialmente invasoras, así como garantizar la eficacia de las medidas de gestión aplicadas, en aquellos casos en que la prevención ya no es posible (Manchester & Bullock 2000; Duncan *et al*. 2003; Hulme 2006; Simberloff 2009). Hasta hace poco tiempo, la información disponible sobre la presencia y abundancia de especies exóticas en Cataluña y sobre los impactos que éstas producen se encontraba bastante dispersa y muy poco estandarizada (Andreu *et al*. 2006). Esto dificultaba mucho la obtención de información para la toma de decisiones en cuanto a la prevención, control y/o erradicación de estas especies.

Por este motivo, el CREAF y el Servicio de Biodiversidad y Protección de los Animales de la Generalitat de Cataluña iniciaron un proyecto con el objetivo de analizar el estado actual de invasión del territorio y desarrollar un

Sistema de Información de Especies Exóticas de Cataluña (EXOCAT), que recoja toda la información disponible sobre la presencia y distribución de los diversos grupos de especies exóticas. EXOCAT pretende facilitar la difusión y la actualización de la información sobre especies exóticas y agilizar la toma de decisiones en cuanto a la gestión de estas especies. Los grupos taxonómicos incluidos en esta base de datos son: algas, plantas, invertebrados, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos.

La recopilación de datos se ha llevado a cabo mediante:

- La identificación de expertos, bibliografía y entidades clave para la gestión de estas especies.
- La recogida, centralización y homogeneización de las listas de especies exóticas disponibles.
- La revisión y corrección de estas listas mediante criterio experto.
- La caracterización de las especies exóticas incluidas en las listas.
- La recogida, centralización y homogeneización de datos de distribución de especies exóticas. En concreto, hemos vaciado las bases de datos ya existentes y nos hemos puesto en contacto con todos los espacios protegidos para pedir información de distribución de las especies exóticas presentes en sus áreas de responsabilidad.

Asimismo, se ha desarrollado el modelo lógico y físico del sistema de información EXOCAT y actualmente se está llevando a cabo el volcado de los datos recopilados hasta la fecha. De momento, EXOCAT permite realizar búsquedas por nombre de la especie, tipo de vía de entrada o impacto y por masa de agua o localidad. Cada especie exótica es un nuevo registro del sistema de información y lleva asociados diferentes atributos con información sobre:

- Taxonomía, biología y ecología: base de datos que recoge información sobre la clasificación taxonómica de la especie, sinonimia, nombres comunes, región de origen, estatus histórico y actual en Cataluña, hábitat ocupado, vía de entrada y algunas observaciones (Figura 1).
- Territorio: mapa que permite caracterizar espacialmente el estado invasión del territorio en Cataluña por especies exóticas y que puede facilitar la identificación de áreas de actuación prioritaria.
- Bibliografía de referencia (artículos, estudios, informes, páginas web, etc.).
- Expertos: base de datos de expertos, que pueden apoyar la gestión de estas especies. Esta base de datos incluye administraciones (municipales, autonómicas, estatales), universidades, personas y grupos de investigación que trabajan, gestionan o investigan especies exóticas en Cataluña.

EXOCAT ha permitido hacer una primera evaluación del estado de las invasiones biológicas en Cataluña. En total, se han detectado 910 especies exóticas introducidas en Cataluña. Las plantas acaparan el 64% de todas estas especies (584 especies), las aves un 16% (146 aves) y el resto de grupos se reparten el 20% restante. De todas estas especies, sólo 86 (el 9%) han sido clasificadas como invasoras, la importancia de las cuales varía mucho dentro de cada grupo. La mayoría de exóticas (el 42%) son especies no establecidas, y sólo el 19% han conseguido formar poblaciones estables. Del resto de especies (el 29%) se desconoce el estatus actual, y sólo sabemos que han sido introducidas en nuestro territorio

Figura 1. Vista preliminar de las fichas asociadas a cada uno de los registros de EXOCAT.

Cabe destacar también que muchas de estas especies son citas puntuales (152 casos) y con muy pocos ejemplares. En algunos casos se trata de citas antiguas de especies que no lograron establecerse y que, por tanto, ya se encuentran extinguidas en Cataluña. En otros casos, sin embargo, podrían corresponder a introducciones muy recientes que hay que vigilar con atención para evitar el establecimiento y/o expansión de nuevas especies invasoras. Además de estas especies exóticas, hay 41 que consideramos especies translocadas, es decir, especies autóctonas en algunas zonas de la península que han sido introducidas en otras zonas de donde no son nativas. Estas especies también pueden provocar impactos muy similares a los de las especies exóticas. Es el caso, por ejemplo, de muchos peces translocados para la pesca deportiva, como el piscardo (*Phoxinus bigerri*), la trucha (*Salmo trutta*), el lobo de río (*Barbatula barbatula*), el barbo común (*Luciobarbus graellsii*) o la madrilla (*Parachondrostoma miegii*).

La distribución conjunta de las especies exóticas por el territorio catalán es bastante irregular (Figura 2). En general, se concentran en las principales regiones metropolitanas y, especialmente, alrededor de Barcelona y los espacios naturales adyacentes (delta del Llobregat, curso bajo del río Besòs y sierras de Collserola, de Marina, etc.). También destacan las llanuras irrigadas del litoral y prelitoral (Empordà y valle bajo y delta del Ebro) y del

interior (Segrià, Urgell). En cambio, quedan relativamente libres de especies exóticas las áreas forestales, agroforestales y agrícolas de secano, tanto del interior como de montaña (Pirineos, Prepirineos y cordilleras principales). Esta distribución se explica entre otros factores por la abundancia de hábitats con una gran disponibilidad de recursos (agua y nutrientes) y con una elevada frecuencia de perturbaciones (hábitats fluviales, ruderales o agrícolas de regadío) en las zonas de mayor riqueza de especies exóticas.

Las especies exóticas invasoras pueden causar fuertes impactos en los ecosistemas y suponen una grave amenaza para la biodiversidad nativa. Además, son un problema de difícil solución, dada su difícil eliminación o control. La elevada incidencia de especies exóticas en Cataluña y su amplia distribución hace prever que aumenten progresivamente los impactos causados por estas especies en nuestro territorio. Por tanto, EXOCAT puede contribuir mejorar la eficacia de las estrategias de gestión de especies invasoras, poniendo especial atención en la prevención y la detección precoz de estas especies.

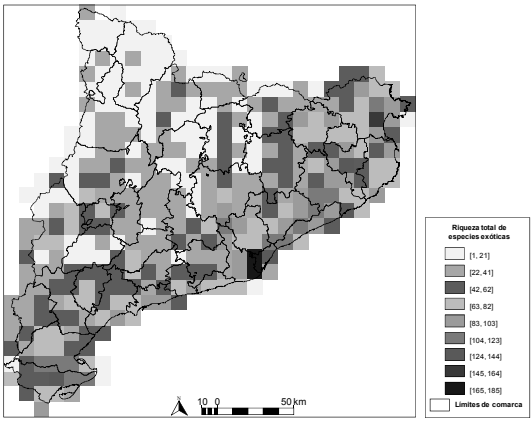


Figura 2. Mapa de riqueza de especies exóticas en Cataluña a escala de UTM 10x10 km.

Referencias bibliográficas

Andreu J, Vilà M & Pino J (2006) Anàlisi preliminar de la percepció i gestió de les plantes exòtiques invasores als espais protegits de Catalunya. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural 74: 145-164.

Andreu J, Vilà M & Hulme PE (2009) An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. Environmental Mangement 43: 1244-1255.

Boletín oficial del Estado (2011) 19398 Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. Núm. 298. Lunes 12 de diciembre de 2011. Sec. I. Pág. 132711.

Brooks ML, D'Antonio CM, Richardson DM, Grace JB, Keeley JE, DiTomaso JM, Hobbs RJ, Pellant M & Pyke D (2004) Effects of invasive alien plants on fire regimes. BioScience 54: 677-688.

Duncan RP, Blackburn TM & Sol D (2003) The ecology of bird introductions. Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics 34: 71-98.

Gassó N (2008) Plant invasion success in Spain: A macroecological approach. PhD thesis. Unitat d'Ecologia. Universitat Autònoma de Barcelona, 250 pp.

Hulme PE (2006) Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. Journal of Applied Ecology 43: 835-847.

Kettunen M, Genovesi P, Gollasch S, Pagad S, Starfinger U, Ten Brink P & Shine C (2009) Technical support to EU strategy on invasive species (IS) - Assessment of the impacts of IS in Europe and the EU (Final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 40 pp.

Kowarik I (2003) Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalisation and population expansion of alien plant species. Biological Invasions 5: 293-312.

Levine JM & D'Antonio CM (2003) Forecasting biological invasions with increasing international trade. Conservation Biology 17: 322-326.

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M & Bazzaz A (2000) Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecological applications 10: 689-710.

Manchester SJ, Bullock JM (2000) The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. Journal of Applied Ecology 37: 845-864.

McNeely JA, Mooney HA, Neville LE, Schei PJ & Waage JK (2001) A global strategy on invasive alien species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 50 pp.

Pimentel D, Zuniga R & Morrison D (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. Ecological Economics 52: 273–288.

Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M & Kirschner J (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. Taxon 53: 131-143.

Sala OE, Chapin III SF, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke L F, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M & Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770–1774.

Simberloff D (2009) We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. Biological Invasions 11: 149-157.

Simberloff D (2011) How common are invasion-induced ecosystem impacts? Biological Invasions 13: 1255-1268.

Thuiller W, Richardson DM & Midgley GF (2007) Will climate change promote alien plant invasions? In: Nentwig W (ed.) Biological invasions, ecological studies. pp. 197-211. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme PE & DAISIE partners (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. Frontiers in Ecology and the Environment 8: 135-144.

Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Rejmánek M & Westbrooks R (1997) Introduced species: A significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology 21: 1-16.

Comisión Internacional de Seguimiento e Intercambio de Experiencias sobre *Baccharis halimifolia*

International Committee of Monitoring and Exchange of Experience on *Baccharis halimifolia*

E. BETETA[1,*] & M. ROZAS[2]

[1]Ihobe, Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Alda. Urquijo 36, 6º, 48003 Bilbao, Espana, Teléfono: (+34) 944230743, Fax: (+34) 944235900, E-mail: estela.beteta@ihobe.net ■ [2]Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Gobierno Vasco, Bilbao, España

Abstract
The biological invasion of the *Baccharis halimifolia* is a problem that affects a large part of the European Atlantic coast. It is necessary to encourage the coordination and collaboration among the affected regions to avoid the spread of the invasion. One of the main actions of the project Life+ Estuaries of the Basque Country is to set a group of agencies responsible for the management of the Natura 2000 estuaries and other coastal areas in the affected territories from Brittany (France) to Galicia (Spain). The first meeting of the International Committee of Monitoring and Exchange of Experience on *Baccharis halimifolia* was held on November of 2011.

Palabras clave: *Baccharis halimifolia*, coordinación, divulgación, intercambio información, prevención
Keywords: *Baccharis halimifolia*, coordination, divulgation, information exchange, prevention

El ámbito de distribución de *Baccharis halimifolia* en Europa se extiende desde Bretaña (Francia) (Herrera & Campos 2010) hasta Asturias (González 2007). Produce gran cantidad de semillas que son fácilmente dispersadas por el viento, expandiéndose fácilmente desde un territorio a otros. Para garantizar su control a nivel global, es necesario realizar una gestión activa en todas las regiones afectadas.

Uno de los objetivos del proyecto Life+ "Restauración de hábitats de interés comunitarios en estuarios del País Vasco" es favorecer la coordinación e intercambio de información sobre la situación de la invasión de *B. halimifolia* y las experiencias de gestión y resultados, entre agentes con capacidad de actuación sobre los territorios afectados. Para ello, entre sus actuaciones prioritarias se incluye la creación de la Comisión Internacional de Seguimiento e Intercambio de Experiencia (CISIE) sobre *Baccharis halimifolia*, que abarque todas las regiones afectadas de la costa atlántica europea, y en especial las zonas Red Natura 2000. Mediante esta Comisión además se quiere dar a conocer el proyecto Life+ Estuarios del País Vasco y divulgar los trabajos de eliminación y resultados obtenidos.

Durante la fase preparatoria de la CISIE, se realizó una selección de agentes potenciales participantes en la comisión, en la cual se trató de abarcar todos los niveles competenciales en la Comunidad Autónoma del País Vasco y representación de al menos una autoridad competente en el resto de regiones. En el caso de Francia, se seleccionaron las organizaciones más involucradas en la gestión del litoral, así como otros agentes con poder de decisión en la gestión del territorio, la biodiversidad y la Red Natura 2000.

Paralelamente, se llevó a cabo una búsqueda de información sobre experiencias de gestión y control de *B. halimifolia* en dichas regiones vía Internet y bibliografía, así como entrevistas telefónicas y presenciales con técnicos relacionados con la materia en el ámbito más cercano.

En la segunda fase se profundizó en el contacto y la búsqueda de información una vez identificados los responsables de cada organización seleccionada. Así, se elaboró un cuestionario que fue remitido junto con la información de la CISIE y una invitación a participar en ella. Los resultados obtenidos de los cuestionarios y demás información recibida indican que:

- El nivel de conocimiento de las superficies afectadas es escaso, aunque se reconoce que afecta a una gran variedad de hábitats. La afección es mayor en hábitats de estuarios que en zonas de acantilados, donde aún no se ha experimentado una gran expansión y se prevé una evolución más negativa.
- Existe un alto nivel de concienciación en las administraciones, los esfuerzos realizados se consideran importantes y los resultados, en general, positivos. La preocupación sin embargo no ha llegado a la sociedad general.
- Las acciones de eliminación y control se consideran prioritarias, si bien se tiene la percepción de que no han sido muy efectivas. Se detecta la necesidad de seguir mejorando las técnicas de control que garanticen buenos resultados.
- También se consideran prioritarias la formación e investigación, y el desarrollo de una normativa específica.

Con la información recopilada y los resultados de los cuestionarios, se redactó un documento de trabajo que fue la base para la preparación de la primera sesión del CISIE.

En la primera sesión celebrada en noviembre de 2011 se reunieron 16 representantes de 11 entidades, quedando representadas las regiones de Galicia, Cantabria y País Vasco, así como una representación del Ministerio de Medio Ambiente y Aquitania (Francia). Durante la primera sesión, se trabajaron diferentes bloques temáticos resultado de un análisis de la información disponible: (a) Vías de entrada, prevención e investigación, (b) Metodologías de eliminación y control y (c) Coordinación y divulgación. En cada bloque temático, los asistentes presentaron sus experiencias y se plantearon cuestiones para dinamizar la discusión. En una segunda sesión se realizó una visita a los trabajos de eliminación de *B. halimifolia* en Urdaibai, como proyecto demostrativo de control de una invasión a gran escala

Como resultado de esta primera sesión, se elaboró un documento de conclusiones ratificado por todos los participantes, que fue remitido también a todos los agentes contactados inicialmente. Las principales conclusiones son (Gobierno Vasco 2011):

- Se trata de una problemática global que afecta especialmente a la franja costera Bretaña-Cantabria y que amenaza la conservación de hábitats de interés comunitario recogidos en la Directiva de Hábitats de la CE. Las regiones limítrofes se encuentran en un estado preliminar de la invasión.
- La prevención es la medida más efectiva y económica, siendo necesario avanzar en las medidas legales, como el cumplimiento de la prohibición de comercialización (incluida en el Real Decreto 1628/2011), creación de una Red de Alerta eficaz, prevención en otras políticas y sectores, coordinación y divulgación especialmente entre administraciones de áreas limítrofes, e instar al desarrollo de una estrategia a nivel nacional.
- Se considera muy importante fomentar la investigación, especialmente en los impactos de las metodologías de eliminación, comportamiento y evolución de la especie y capacidad de adaptación, y protocolos de seguimiento para proyectos de eliminación.
- Es necesario seguir avanzando en protocolos de eliminación eficaces y adaptados a las diferentes situaciones, incluyendo medidas preventivas y de control de calidad, gestión de residuos, prevención de la recolonización, y mejora de los hábitats afectados.
- Se acuerda la creación de un grupo estable de coordinación e intercambio de información, fomento de actuaciones de prevención y gestión, divulgación y búsqueda de financiación, dinamizado desde la gestión del proyecto Life+ Estuarios del País Vasco. El funcionamiento se basará en una plataforma web donde intercambiar documentación y se realizarán reuniones periódicas para valorar los avances realizados.

Este documento está disponible en la web www.euskadi.net/life_estuarios.

Referencias bibliográficas

Gobierno Vasco. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Comisión Internacional de Seguimiento e Intercambio de Experiencias. Baccharis halimifolia. [en línea]. Noviembre 2011. [ref. de 7 de junio de 2012] Accesible a través de la World Wide Web: <http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-life55c/es/contenidos/informacion/life_estuarios/es_life/adjuntos/14_conclusiones_com_internacional_life_estuarios.pdf>

González JA & Castaños I (2007) Plantas alóctonas invasoras en el Principado de Asturias. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Gobierno del Principado de Asturias y Obra Social "La Caixa". 190 pp.

Herrera M & Campos JA (2010) Flora alóctona de Bizkaia. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao. 196 pp.

Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2011) *Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras*. Boletín Oficial del Estado número 298 del 12 de diciembre de 2012. Sec. I. Pág. 132711. Accesible a través de http://www.boe.es/boe/dias/2011/12/12/pdfs/BOE-A-2011-19398.pdf.

Evaluación de la introducción de especies de plantas exóticas en las islas Baleares a través de las siembras agrícolas

Assessment of the introduction of alien plant species in the Balearics Islands through the agricultural crops

C. GERVILLA, A. MATEU, J. CURSACH & J. RITA*

Departamento de Biología, Universitat de les Illes Balears, 07122 Palma de Mallorca, España, Teléfono (+34) 971173180. E-mail: jrita@uib.es

Abstract
Agricultural crops are a well known gateway of alien plant species. We analyzed 121 samples of commercial seeds lots (certified n=91, uncertified n=30) of thirteen species of crop plants of the Balearic Islands. 28.9% of total samples (38.4% certified) did not contain any seeds as a contaminant. But a 14.3 % of certified samples did not meet one o more quality parameter of the certificate concerning to contaminant seed. We found seeds of three alien species so far not mentioned in Balearic Islands: *Guizotia abyssinica*, *Chenopodium ficifolium* and *Cephalaria syriaca*. Certification is an useful method but it does not fully guarantee that the entry of unwanted species does not occur.

Palabras clave: plantas exóticas, semillas, siembras agrícolas
Keywords: alien plants, seeds, agricultural sowings

Las siembras agrícolas constituyen una vía de entrada de semillas no deseadas, incluidas algunas de especies alóctonas (Williamson 1996; Guillerm 1991; Weber 2004) que pueden llegar a comportarse como invasoras (Izquierdo, 1986). Las especies que llegan como contaminantes de las semillas de cultivo no son sólo un problema ambiental, también son un problema económico (Recasens *et. al*. 2005). Estas plantas pueden afectar seriamente al rendimiento de los campos de cultivo y obligar a un consumo de recursos para controlar su presencia.
La certificación de semillas es un proceso que regula y garantiza la calidad de los lotes comeciales de semillas. A nivel nacional, el Reglamento Técnico de Control y Certificación de Semillas (según la Orden de 1 de julio de 1986, BOE de 19 de julio) es el que establece, junto con otras variables de calidad de las semillas, los máximos permitidos de presencia de semillas no deseades en los lotes de semillas para uso agrícola. La certificación, pero, no es una garantía completa de que no se puedan introducir especies invasoras (Cursach & Rita 2008).
El objetivo de este proyecto es analizar muestras de lotes comerciales de semillas, unas certificadas y otras no, de 13 especies (Tabla 1) de plantas que se utilizan habitualmente en las prácticas agrícolas de las islas Baleares (incluyendo una utilizada en jardinería), para evaluar la introducción de especies en las islas Baleares por esta vía, así como para valorar la calidad de los procesos de certificación de semillas para este parámetro.
Se ha trabajado con un total de 121 muestras comerciales (91 certificadas y 30 no certificadas) (Tabla 1). Se han diferenciado las semillas que venían certificadas (de las cuales se ha anotado la casa comercial de procedencia y variedad si era posible) de las que no lo eran. Para la toma y el análisis de las muestras se ha seguido las directrices y protocolos del Reglamento Técnico de Control y Certificación de Semillas y las que dicta la *International Seed Testing Association* (ISTA) en su versión del 2007. Las semillas contaminantes se han separado del resto de semillas mediante cribas de diferentes calibres y posteriormente se ha revisando las diferentes fracciones con la ayuda de una lupa binocular. La identificación de las semillas se hizo mediante manuales (por ej. Carretero 2004 y Villarías 2006) y la colección de semillas de la Universitat de les Illes Balears. Para conocer la viabilidad de las semillas y confirmar las identificaciones de las mismas se probó la germinación de una muestra de cada tipo de semilla en placas de petri con un sustrato de agar 1% que fueron introducidas en una cámara de germinación con unas condiciones de temperatura y humedad controladas. Las que germinaron se repicaron en alveolos y después en macetas para conseguir su floración y fructiicación. Para obtener datos cuantitativos se pesaron y contaron cada uno de los tipos de semillas contaminantes encontrados en cada muestra. Con esta información se obtuvieron las tasas de semillas contaminantes tanto en peso como en número de semillas.
Se han encontrado 132 tipos de semillas diferentes, de las cuales se han identificado 93, que representan la parte más importante en términos cuantitativos del total. Estas semillas pertenecen a 26 familias de plantas, siendo las mejor representadas *Gramineae* (22%), *Leguminosae* (15%) y *Compositae* (13%).
La gran mayoría de las semillas que se encontraron pertenecían a otras especies de plantas de cultivo (*Hordeum vulgare*, *Triticum aestivum*, *Avena sativa* y *Lolium* sp.) o a especies silvestres autóctonas que suelen acompañar a los cultivos y son consideradas como “malas hierbas” (por ejemplo especies de géneros como *Chenopodium,*

Sonchus, Convolvulus, Rumex, Polygonum, Phalaris, Cichorium, Setaria, etc.). También se encontraron semillas de especies exóticas, la mayoría de las cuales ya se conocían con anterioridad en nuestras islas, como son especies de géneros como *Amaranthus, Chamaesyce, Datura, Echinochloa, Abutilon*, etc. Por otro lado tambien se encontraron semillas de tres especies exóticas que no estaban citadas con anterioridad en las islas Baleares: *Guizotia abyssinica, Cephalaria syriaca* y *Chenopodium ficifolium.*

Es destacable que casi un tercio del total de las muestras analizadas (28,9%) no presentaban ninguna semilla contaminante. Para el grupo de muestras certificadas la limpieza completa ascendía al 38,4% de las muestras. Por el contrario otro 10% de las muestran tenían más de 1.000 semillas contaminantes por kg de muestra. En términos relativos, un 71,3% de las muestras presentaron menos de un 0,05% de semillas no deseadas, pero una proporción relevante, el 19,1%, tenía más de un 0,5%, y un 17,4% más de un 1%.

De las muestras certificadas el 14,3% no cumplía alguno de los criterios que exige la norma de certificación, incluyendo 5 muestras (5,5%) que presentaban más del 0,5% de semillas contaminantes, dos de ellas pertenecían a lotes importados de otros países.

La presencia en proporciones mínimas de semillas contaminantes puede representar en realidad la introducción de una cantidad importante de semillas en el campo dada las densidades de siembra que se utilizan para los diferentes cultivos. Para las semillas de pequeño tamaño esta entrada puede representar miles de semillas no deseadas por hectárea, como puede observarse en la Tabla 1.

Se ha constatado, por lo tanto, que los lotes comerciales de semillas para cultivos agrícolas siguen siendo una vía de entrada de nuevas especies de plantas exóticas en las Islas Baleares, igual que lo es de especies no deseadas de especies nativas o exóticas ya conocidas.

La certificación se ha mostrado como un método esencial para el control de la entrada de especies exóticas porque mejora notablemente la calidad de estas semillas. Sin embargo, a pesar de que la mayor parte de los lotes cumplen los parámetros de la certificación también hay una parte significativa que no lo hacen, por lo tanto, los controles de calidad son indispensables.

Proyecto financiado a cargo de la Línia de Ayudas para la Investigación Aplicada del FOGAIBA (Govern de les Illes Balears) proyecto BIA 14/08.

Tabla 1. Resumen de los resultados cuantitativos del análisis de las muestras. Cada valor representa el promedio de las muestras analizadas de cada tipo (con la excepción de los tipos de los que solo se disponía de una muestra).

	Núm. muestras	% Peso sem. cont.	% Núm. sem. cont.	Núm. tipos sem. cont.	Núm. sem. cont./kg muestra	Núm. sem. cont./ha	Densidad de siembra
Avena sativa							
cert.	5	0,169	0,2	4,8	71,6	>7.160	100 – 150 kg/ha
no cert.	4	1,244	4,2	11,8	1.562,5	>156.000	
Cynodon dactylon cert.	3	0,009	<0,1	1,5	500,0	>5.000	10 – 15 kg/ha
Hedysarum coronarium cert.	5	0,574	0,8	10,4	1.868,3	37.367	20 kg/ha
Hordeum vulgare							
cert.	15	0,030	<0,1	0,7	4,0	480 – 600	120 – 150 kg/ha
no cert.	5	0,487	3,2	12,8	979,2	146.880	
Lolium perenne cert.	6	0,475	0,8	2,5	1.955,5	39.111	20 kg/ha
Medicago sativa							
cert.	6	0,009	<0,1	2,3	80,0	>1.600	20 – 25 kg/ha
no cert.	1	0,156	<0,1	7,0	380,0	>7.600	
Pisum sativum							
cert.	6	0,002	<0,1	0,3	0,7	66 – 133	100 – 200 kg/ha
no cert.	1	1,785	32,1	12,0	1.745,0	>174.500	
Sorghum bicolor							
cert.	1	0,035	0,1	3,0	37,8	378 – 944	10 – 25 kg/ha
no cert.	3	0,328	0,4	10,3	173,7	>1.700	

Trifolium alexandrinum cert.	7	0,101	0,1	3,7	411,9	12.357	30 kg/ha
X *Triticosecale* cert.	15	0,007	<0,1	0,5	2,0	310 – 500	155 – 250 kg/ha
Triticum aestivum							
cert.	15	0,007	<0,1	1,0	2,5	228	90 kg/ha
no cert.	6	1,087	3,8	11,3	1.079,0	97.110	
Vicia sativa							
cert.	2	0,032	<0,1	2,0	6,5	650 – 975	100 – 150 kg/ha
no cert.	5	0,200	0,4	9,8	70,8	> 7.000	
Zea mays							
cert.	4	0,002	<0,1	1,0	1,2	62 – 125	50 – 100 kg/ha
no cert.	4	0,354	3,0	4,5	93,2	>4.600	

Referencias bibliográficas

Carretero JL (2004) Flora Arvense Española. Las malas hierbas de los cultivos españoles. Ed. Phytoma. Madrid. 754 pp.

Cursach J & Rita J (2008) Introducció d'espècies de plantes a les illes Balears a través de les sembres agrícoles. Bolletí de la Societat Història Natural de les Balears 51: 39-48.

Guillerm JL (1991) Weed invasion in agricultural areas. In: Groves R.H. & di Castri F. (eds). Biogeography of Mediterranean Invasions, pp 379-392. Cambridge University Press. Cambridge.

Izquierdo J (1986) Algunas características de *Abutilon theophrastii* Medicus como mala hierba introducida en Lérida. ITEA, Información técnica económica agraria 65: 45-55.

Recasens J, Calvet V, Cirujeda A & Conesa A (2005) Phenological and demographic behaviour of an exotic invasive weed in agroecosystems. Biological Invasions 7: 17-27.

Villarías JL (2006) Atlas de Malas Hierbas. Ediciones Mundi-Prensa. 4ª edición. Barcelona. 632 pp.

Weber E (2004) Invasive Plant Species of the World. A reference guide to environmental weeds. Cabi Publishing. Oxford & Cambridge. 548 pp.

Williamson M (1996) Biological Invasions. Population and Community Biology Series, 15. Ed. Chapman & Hall. Londres. 244 pp.

La navegación como vector de propagación del mejillón cebra en la cuenca del Ebro (España)

Navigation as a spread vector of zebra mussel in the Ebro basin (Spain)

V. TOUYA[1,*], C. DURÁN[1], A. ANADÓN[2] & M. LANAO[2]

[1]Confederación Hidrográfica del Ebro, Paseo Sagasta 24-28, 50071 Zaragoza, España. Teléfono: (+34) 976 711000, E-mail vtouya@chebro.es ■ [2]Tragsatec, Residencia Paraíso 4 - 1ºD, 50008 Zaragoza, España

Abstract
There are not enough studies about the risk of navigation in the zebra mussel spread in fresh waters. Therefore, the Ebro Hydrographic Confederation has carried out two studies about the larvae transport by canoes and its accessories. Having shown that larvae can be transported inadvertently in this activity, we have reflected on control measures to prevent the larvae dispersion between water bodies. It is essential to respect the official disinfection protocols and to increase the environmental education on the invasive species problem, joining efforts between Organisms involved in river surveillance to ensure the performance of the navigation rules.

Palabras clave: declaración responsable, mejillón cebra, navegación, vector propagación
Keywords: declaration of responsibility, zebra mussel, navigation, spread vector

Se cumplen ya 11 años desde que el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) llegó a la cuenca del Ebro para quedarse. Los medios de dispersión de esta especie son variados y de origen diverso (antrópico y natural), lo que permite que algunos de ellos puedan y deban ser controlados desde los organismos de gestión.

Con arreglo a los artículos 51 y 78 del Texto Refundido de la Ley de Aguas, la gestión y regulación de las aguas del Dominio Público Hidráulico con fines de navegación corresponde a los Organismos de cuenca, siendo en este caso, a la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). A raíz de la Ley 25/2009, que modifica diversas leyes para su adaptación a la ley sobre el libre acceso a las actividades de servicios y su ejercicio, la práctica de la navegación y flotación en la cuenca del Ebro requiere la previa presentación de una declaración responsable. A través de la misma, el Organismo de cuenca supervisa la compatibilidad de las actividades declaradas con los usos previstos para las aguas almacenadas, protegiendo de esta manera su calidad.

Como resultado de esta nueva herramienta legislativa, se ha observado un incremento muy notable en la actividad de la oficina de navegación de la Confederación, reflejo del creciente interés que despierta el ejercicio de este tipo de actividades lúdicas en los usuarios. Tal y como se refleja en la Figura 1, el número de solicitudes de autorización de navegación y declaraciones tramitadas por año ha experimentado un crecimiento exponencial en estos últimos años.

Por otro lado, este incremento de navegación lleva asociado un riesgo potencial de traslado de especies de unas masas de agua a otras, e incluso de unos países a otros (el 20% de las declaraciones responsables en el año 2011 corresponden a residentes en el extranjero).

Entre los vectores de entrada y dispersión de la plaga del mejillón cebra se identifican la navegación recreativa, la pesca, los trasvases de agua a pequeña y gran escala y cualquier actividad que implique movimiento de aguas de una masa a otra (Johnson & Carlton 1996). Estudios españoles confirman la implicación de dichos vectores en la capacidad de dispersión de la especie, ya que tanto la navegación como la pesca son actividades económicas importantes en la cuenca del Ebro (CHE 2010, 2011; Asensio & Carreras 2009).

En respuesta a las dudas planteadas por algunos colectivos sobre su capacidad de dispersión de larvas al utilizar el medio hídrico para sus actividades, la CHE dirige dos estudios en los años 2010 y 2011 con el objetivo de valorar si los equipos y accesorios utilizados en la práctica del piragüismo

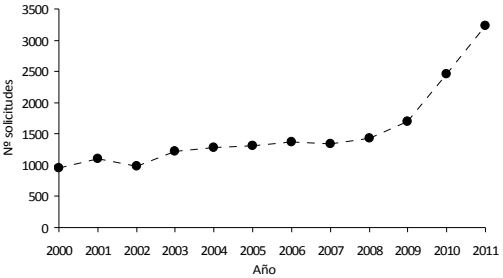


Figura 1. Autorizaciones de navegación y declaraciones responsables

pueden ser vectores de propagación de larvas de mejillón cebra, reproduciendo las condiciones de práctica habitual de esta actividad y unas condiciones de transporte ordinarios de los elementos utilizados.

Respecto al primer estudio, las embarcaciones muestran un mayor grado de contaminación que el resto de los complementos asociados utilizados. En los siete muestreos realizados se detectan larvas de *D. polymorpha* en las aguas de lavado de las embarcaciones, y presentan, además, el mayor número de larvas (15,93 larvas de media) en comparación con el resto de indumentaria e implementos, quienes muestran diversos grados de contaminación. Entre ellos, los elementos más contaminados son los trajes de neopreno y los chalecos (4,79 y 3,64 larvas de media, respectivamente) y los que menos, los guantes (0,07 larvas).

En cuanto al segundo estudio realizado, se puede concluir que las larvas planctónicas de mejillón cebra pueden sobrevivir a un viaje de cierta magnitud entendiéndose como tal, aquel viaje que tenga una duración al aire libre en torno a unos 45 minutos. Este lapso de tiempo, es lo suficientemente amplio para que una embarcación que haya practicado el piragüismo en una masa de agua con presencia de mejillón cebra, traslade larvas vivas a otra masa de agua, en un radio de acción mínimo de unos 75 kilómetros. Por tanto se evidencia que la actividad del piragüismo es un vector activo en la propagación de larvas planctónicas de mejillón cebra de una masa infectada a una masa de agua limpia. Se desconoce el número de larvas que es necesario introducir en una masa para contaminarla pero lo que es seguro es que hay un amplio número de piraguas que navegan por los ríos y embalses de la cuenca del Ebro y que tienen una enorme facilidad de movilidad entre un emplazamiento y otro. En consecuencia, se destaca la importancia de desinfectar cualquier tipo de embarcación y elemento de flotación para minimizar al máximo el riesgo de dispersión.

Tras la realización de estos estudios y buscando medidas de gestión más eficaces y aplicables, se concluye que deben seguir mejorando dos aspectos. En primer lugar es fundamental la presencia de agentes de la autoridad que vigilen el cumplimiento de la normativa. Para mejorar esta vigilancia la CHE ha desarrollado una herramienta informática que facilita el conocimiento a tiempo real del estado de la tramitación administrativa de las declaraciones responsables, herramienta que se encuentra disponible para todas aquellas administraciones implicadas en tareas de vigilancia sobre el Dominio Público Hidráulico. Desafortunadamente la aplicación de sanciones es la medida más eficaz para que los usuarios respeten las medidas establecidas por el organismo de cuenca. En segundo lugar se observa que esta vigilancia debe ir siempre acompañada por una adecuada información a los navegantes y otros posibles usuarios sobre las importantes repercusiones de la entrada de las EEI. Para ello se debe seguir incentivando desde los organismos competentes actuaciones de divulgación y educación ambiental con los usuarios implicados. Es fundamental contar con la actitud cívica y responsable de los navegantes puesto que resulta imposible vigilar de manera exhaustiva el cumplimiento de la normativa.

Referencias bibliográficas

Asensio R & Carreras J (2009) Pesca y mejillón cebra: ¿incompatibles? Trofeo pesca, octubre/noviembre: 80- 83.

Johnson LE & Carlton JT (1996) Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Ecology 77: 1686-1690.

CHE El piragüismo como posible vector de dispersión del mejillón cebra. Informe interno [En línea]. 2010. Accesible a través de la World Wide Web: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=28341&idMenu=4080>

CHE Estudio del impacto del piragüismo sobre el estado de las masas de agua. [En línea]. 2011. Accesible a través de la World Wide Web: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=28341&idMenu=4080>

Ley 25/2009, de 22 de diciembre, de modificación de diversas leyes para su adaptación a la Ley sobre el libre acceso a las actividades de servicios y su ejercicio.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas

Marinas y embarcaciones de recreo, una vía de entrada y dispersión de crustáceos caprélidos invasores en la isla de Mallorca

Marinas and leisure boats as entry and dispersal pathway of invasive crustacean caprellids in Mallorca Island

M. ROS[1,*], M. VÁZQUEZ-LUIS[2] & J. M. GUERRA-GARCÍA[1]

[1]Laboratorio de Biología Marina, Dpto. Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, España, E-mail: mros@us.es ■ [2]Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de les Balears, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, España

Abstract
Caprellid amphipods are small marine crustaceans and one of the dominant groups in the macrofauna associated with fouling communities in artificial substrata. To study the distribution patterns of caprellids assemblages in Mallorca and detect the presence of non-native caprellids, a total of 14 marinas and 9 natural rocky shores were surveyed between November 2011 and April 2012 along the whole coast of Mallorca. Two non-native caprellids were recorded for the first time in Mallorca, *Paracaprella pusilla* Mayer 1890 and *Caprella scaura* Templeton 1836. Both were only found in fouling communities associated with artificial substrata in marinas, including biofouling on boat hulls in which its can be dispersed long distances. *P. pusilla* is also recorded for the first time in the Mediterranean Sea.

Palabras clave: *Caprella scaura,* comunidades del "fouling", dispersión secundaria, *Paracaprella pusilla*
Keywords: *Caprella scaura*, fouling comminities, secondary dispersion, *Paracaprella pusilla*

Mallorca es la isla más grande del archipiélago balear que se encuentra localizado en el centro del Mediterráneo occidental. Esta isla se caracteriza por albergar un intenso tráfico marítimo de carácter recreativo, con más de 12.500 amarres repartidos en las más de 40 marinas (puertos no comerciales) que se encuentran a lo largo de toda su costa. Todo ello hace que la isla sea altamente susceptible a la entrada y subsecuente propagación de las especies exóticas que son introducidas a través de las embarcaciones de recreo. Uno de los grupos que se transportan con frecuencia a través de este vector son los anfípodos caprélidos, pequeños crustáceos que carecen de fase larvaria pero que son capaces de dispersarse grandes distancias anclados a las comunidades de briozoos, hidrozoos o macroalgas que crecen en los cascos de los barcos. Estas comunidades, conocidas como comunidades del "fouling", también proliferan en las estructuras artificiales que proporcionan marinas y puertos, actuando de reservorio para estos crustáceos, que pueden alcanzar aquí grandes densidades. Esto convierte a las marinas no sólo en una vía de entrada para caprélidos exóticos, sino también en focos de propagación de éste y otros grupos de especies que se dispersan anclados a los cascos de las embarcaciones (Minchin *et al.* 2006).
A pesar del riesgo que suponen las comunidades del "fouling" que proliferan en marinas y embarcaciones de recreo, se han llevado a cabo pocos estudios en Baleares para evaluar la presencia de especies exóticas en estas comunidades. Entre noviembre de 2011 y abril de 2012 se llevó a cabo un programa de muestreo en 14 marinas y 9 intermareales y submareales rocosos repartidos a lo largo de la costa de Mallorca. En las marinas se inspeccionaron las comunidades de briozoos, macroalgas e hidroozoos adheridas a estructuras flotantes como pantanales, boyas, cuerdas y cascos de barcos. Las muestras de las comunidades se recolectaron directamente a mano para su posterior examen en el laboratorio. En los intermareales y submareales rocosos se recolectaron muestras de macroalgas e hidrozoos hasta una profundidad de 5 metros mediante buceo en apnea. Se procuró, en la medida de lo posible, buscar enclaves bien conservados y poco atropizados.Por otra parte, se cuantificó el índice de capacidad de tráfico marítimo recreativo (RPCI) o número de amarres en marinas por kilómetro de costa (Occhipinti-Ambrogi 2002) para cada una de las zonas costeras de la Isla (NO, SO, SE y NE). Los objetivos del estudio fueron: (1) detectar la presencia de caprélidos exóticos en marinas; (2) comprobar si los caprélidos exóticos detectados se habían dispersado a ambientes naturales poco antropizados pudiendo competir con las comunidades nativas de caprélidos; (3) caracterizar los patrones de distribución tanto de los caprélidos exóticos como de los caprélidos nativos para sentar las bases de la monitorización de este grupo de cara a un futuro.
Durante el presente estudio se encontraron por primera vez en Mallorca dos caprélidos exóticos introducidos recientemente en la Península Ibérica, la especie Indo-Pacífica *Caprella scaura* Templeton 1836, detectada por primera vez en Gerona en 2008 (Martinez & Adarraga 2008) y la tropical *Paracaprella pusilla* Mayer 1890, encontrada por primera vez en Cádiz (primera cita para Europa) en 2010 (Ros & Guerra-García 2012). Ésta última especie es la primera vez que se registra en el mar Mediterráneo, contribuyendo así al conocimiento de las especies exóticas en esta región. Ambas especies fueron encontradas exclusivamente en las comunidades del "fouling" asociadas a estructuras artificiales en marinas, incluyendo cascos de barcos, y no se encontraron en ambientes naturales intermareales y submareales rocosos. *C. scaura* fue encontrada en 3 marinas de la costa

suroeste de la isla (Porto Colom, Cala Bona y Cala Ratjada) y *P. pusilla* fue encontrada exclusivamente en la marina de la bahía de Palma, localizada en la costa sureste. Ésta última costa fue la que mostró un mayor índice de capacidad de tráfico marítimo recreativo, indicando una mayor frecuencia potencial de movimiento de embarcaciones de recreo. Respecto a los caprélidos nativos, se encontraron un total de 5 especies, *Caprella acanthifera*, presente tanto en marinas como en ambientes naturales, *Pseudoprotella phasma* (Montagu, 1804), *Caprella hirsuta* (Mayer, 1890), *C. liparotensis* Haller, 1879, *C. danilevskii* Czerniavski, 1868 y *C. grandimana* Mayer, 1882, que se localizaron exclusivamente en ambientes naturales. Estas dos últimas especies, nativas del mar Mediterráneo, fueron encontradas por primera vez en el archipiélago Balear en el presente estudio, confirmando la escasez de estudios que se han llevado a cabo en las islas Baleares en este grupo de crustáceos.

A pesar de las medidas tomadas por las autoridades baleares en relación al control del agua de lastre y los problemas que acarrean los fondeos en ambientes protegidos con la colocación de boyas ecológicas fijas, no se ha tenido en cuenta el peligro potencial que supone la navegación por estas áreas de embarcaciones que llevan adheridos al casco especies exóticas. Esto resulta particularmente importante en el caso de *Caprella scaura*, este invasor fue encontrado en grandes densidades (10115,5 ind/ 1000ml de sustrato) en los barcos e instalaciones de la marina de Cala Ratjada, localizada en la reserva marina de Levante, constituyendo este punto un peligro potencial para la dispersión secundaria de la espacie desde la marina hasta ambientes naturales protegidos.

Agradecimientos

Queremos expresar nuestro agradecimiento a Pablo Arechavala, Carlos Navarro y Elena Baeza-Rojano por toda la ayuda prestada durante el programa de muestreo, así como a la Dra. Salud Deudero y al Instituto Español de Oceanografía de Palma de Mallorca por el apoyo técnico y logístico prestado durante la realización del estudio.

Referencias bibliográficas

Martínez J & Adarraga I (2008) First record of invasive caprellid *Caprella scaura* Templeton, 1836 sensu lato (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) from the Iberian Peninsula. Aquatic Invasions 3: 165–171

Minchin D, Floerl O, Savini D, Occhipinti-Ambrogi A (2006) Small craft and the spread of exotic species. In:J Davenport and JD Davenport (eds) The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment. Environmental Pollution 10: 99-118

Occhipinti-Ambrogi A (2002) Susceptibility to invasion: assessing scale and impact of alien biota in the Northern Adriatic. In: Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas. CIESM Workshop Monographs, Monaco 20: 69-73

Ros M & Guerra-García JM (2012) On the occurrence of the tropical caprellid *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890 (Crustacea: Amphipoda) in Europe. Marine Mediterranean Science, 13 (1): 134-139

Vectores, antigüedad y procedencia de las especies alóctonas de agua dulce naturalizadas en Galicia

Vectors, age and origin of non-indigenous freshwater species naturalized in Galicia

S. RIVAS-RODRÍGUEZ[1, 2, *], M. J. SERVIA[3], R. VIEIRA-LANERO[1], J. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ[1], S. BARCA-BRAVO[1, 2], S. SILVA-BAUTISTA[1], D. NACHÓN[1], P. GÓMEZ-SANDE[1], C. MORQUECHO[1], M. T. COUTO-MENDOZA[1], L. LAGO-MEIJIDE[1] & F. COBO[1,2]

[1]Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España, E-mail: sheila.rivas@usc.es ■ [2]Estación de Hidrobioloxía "Encoro do Con", Castroagudín–Cea, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España, Teléfono: (+34) 986565640, Fax: (+34) 986 503543 ■ [3]Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecología, Facultade de Ciencias, Universidade da Coruña, Campus da Zapateira s/n, 15008 A Coruña, España

Abstract
The arrival of many non-indigenous freshwater species (NIFS) to Galicia is relatively recent. This work provides the updated list with the first record dates of NIFS naturalized in the Iberian Peninsula and Galicia, its vectors of introduction, native regions and current status of its populations. At present, 31 naturalized NIFS are known to be present in Galician freshwater ecosystems. Among them, 19 have been cited in the lower section of the Miño River basin. Indeed, this area is probably one of the main entry pathways of NIFS to Galicia, since first records for the 37% of species listed in Galicia.

Palabras clave: agua dulce, especies exóticas, España, Galicia, Portugal
Key words: freshwater, Galicia, non-indigenous species, Portugal, Spain

El impacto que ejercen las especies invasoras sobre las especies nativas, comunidades y ecosistemas es ampliamente reconocido desde hace décadas (Elton 1958; Lodge 1993a, b), y en la actualidad estas especies son vistas como un componente importante del cambio global (Vitousek *et al*. 1996; Sala *et al*. 2000).

Los ecosistemas de agua dulce se han visto especialmente afectados por estas especies (Keller *et al*. 2009). Muchas de ellas han sido introducidas de forma intencionada (con fines deportivos, para consumo humano, o como especies ornamentales), pero otras han sido introducidas de forma accidental (aguas de lastre, fauna y flora asociadas al comercio de plantas,…). Sin embargo, poco se ha avanzado en una gestión efectiva para prevenir el establecimiento de estas nuevas especies.

Hasta el momento actual se han publicado diversas recopilaciones y catálogos de especies invasoras en la Península Ibérica, pero únicamente García-Berthou *et al*. (2007) y recientemente Cobo *et al.* (2010) abordan la elaboración de catálogos de especies de Vertebrados, invertebrados y plantas introducidas en medios acuáticos continentales.

En Galicia actualmente se está elaborando un Plan Gallego de Especies Exóticas Invasoras (Xunta de Galicia 2011), y se está trabajando en la implementación de un mecanismo de prevención y actuación temprana antes del establecimiento de las especies invasoras en el medio natural (Xunta de Galicia 2010).

En nuestro trabajo realizamos una exhaustiva revisión bibliográfica del registro de entradas de especies de agua dulce tanto en Galicia como en el resto de España y en Portugal y áreas adyacentes que podrían constituir fuentes de dispersión, prestando una especial atención a las especies alóctonas presentes en el Baixo Miño, incluyendo datos sobre las regiones de origen y destacando los problemas más graves que están generando.

Los datos usados han sido obtenidos en las revistas científicas, trabajos de investigación y publicaciones elaboradas por administraciones públicas (informes, folletos, páginas web, etc.) y datos obtenidos durante las campañas de muestreo de la Estación de Hidrobioloxía "Encoro do Con" de la Universidad de Santiago de Compostela (Galicia, España). Siguiendo las recomendaciones de la Agencia Europea de Medioambiente (EEA, 2007), los organismos incluidos en este catálogo están agrupados en Vertebrados, invertebrados (excluyendo los parásitos) y macrófitas (excluyendo los helófitos).

Se incluyen las especies invasoras de agua dulce detectadas en áreas naturales citadas en España, Portugal y Galicia, y también las especies translocadas a Galicia (cuando fueron introducidas desde otras áreas de la Península Ibérica), indicando la fecha correspondiente al año de la primera publicación. No se han incluido los registros considerados por los autores como introducciones fallidas. Para las especies presentes en Galicia se indica el estatus de las poblaciones (categorías: desconocido, invasora, naturalizada, invasora en ciertas áreas).

El catálogo incluye un total de 31 especies invasoras en Galicia, cifra inferior a las que hasta el momento actual se han citado en España (89 especies) y Portugal (42 especies). Del total de especies invasoras en Galicia, 13 corresponden a Vertebrados, 12 a invertebrados, y únicamente 6 a macrófitas.

Según Cobo *et al.* (2010), el principal mecanismo de introducción de estas especies en Galicia es el comercio relacionado con el mundo de la acuariofilia (39%) seguido, en orden descendente de importancia, por la pesca deportiva con un 16%, el "fouling" y la acuicultura con un 10% cada uno, y los escapes de las granjas y las liberaciones intencionadas con un 3% cada uno. En un 19% el vector de introducción es desconocido.

De todas estas especies, la mayoría (19 especies, 61%) han sido citadas en el Baixo Miño. Entre las especies de vertebrados se incluye el pez *Gobio lozanoi*, especie translocada de otras áreas de la Península Ibérica al Baixo Miño (Doadrio & Madeira 2004).

Según los vectores de introducción recogidos por Cobo *et al.* (2010), podemos estimar que en el Baixo Miño el 42% de estas 19 especies han llegado a través del comercio relacionado con la acuariofilia, el 21% asociadas a la pesca deportiva, y el 11% al "fouling", siendo los mecanismos menos frecuentes la acuicultura, los escapes de granjas y las liberaciones intencionadas, con un 5% cada uno, y en otro 11% de esas especies el mecanismo de introducción todavía es desconocido.

En más de un tercio (37%) de las especies catalogadas el primer registro para el Baixo Miño coincide con el primer registro para Galicia, lo que hace pensar que una de las principales vías de entrada de estas especies no nativas en Galicia es a través del río Miño.

En cuanto a las regiones de procedencia de las especies exóticas invasoras catalogadas en Galicia, los continentes que aportan más especies son, en orden decreciente, Norteamérica con un 29%, Asia con un 22%, y Europa con un 17%. Como puede observarse en la Figura 1, los grupos de invertebrados reciben una mayor cantidad de especies exóticas invasoras del continente asiático, mientras que en el caso de los vertebrados corresponden a Europa y Norteamérica, Asia y África. En cuanto a las macrófitas, las especies presentes en Galicia proceden del continente americano.

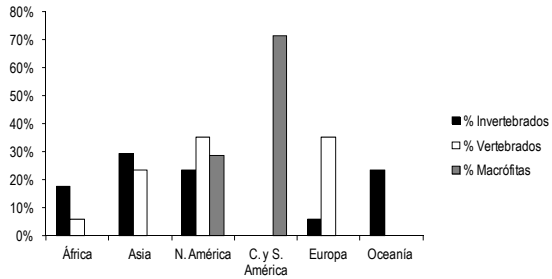


Figura 1. Procedencia de las especies de invertebrados, vertebrados y macrófitas registradas en Galicia agrupadas por la región de origen. Las especies cuyas regiones de origen incluyen dos o más continentes han sido computadas más de una vez.

Actualmente existe una cierta concienciación sobre la peligrosidad de algunas especies exóticas. Aún así, el 17,1 % de los invertebrados de agua dulce hallados en toda la Península Ibérica se encuentran entre las "100 peores especies invasoras" citadas para Europa (DAISIE 2003), mientras que solamente el 7,32 % de los encontrados en Galicia están incluidos en dichos inventarios. Las diferencias se reducen para los Vertebrados, con un 16,22 % para toda la Península Ibérica y un 15.38 % para Galicia, y en el caso de las macrófitas, un 10 % de las halladas en la Península Ibérica y un 16.67 % en Galicia se encuentran en la lista mencionada anteriormente.

El río Miño ha sido la vía de entrada de muchas especies exóticas, probablemente debido al gran número de embalses que regulan su caudal y que favorecen el establecimiento de especies de medios lénticos (Johnson *et al*. 2008). Por otra parte, el comercio relacionado con la acuariofilia juega un papel importante en la introducción de especies animales y vegetales tanto en Galicia como en el río Miño, ya que éste ha sido el vector más frecuente de introducción (Cobo *et al.* 2010). Además, en el área del Baixo Miño existe un gran volumen de comercio relacionado con la jardinería, que junto con el clima benigno de la cuenca, ayuda al establecimiento de muchas especies puesto que gran parte de ellas provienen de zonas tropicales y subtropicales y, por lo tanto, prefieren aguas templadas. Por todo ello, urge la regulación de este comercio, ya que actualmente sigue siendo muy fácil encontrar en los establecimientos de jardinería y en las pajarerías especies tan peligrosas como *Azolla filiculoides*, *Trachemys scripta* o *Procambarus clarkii*. Este hecho constituye uno de los desafíos a los que se debe de enfrentar la Biología de la Conservación en los próximos años, puesto que un mejor conocimiento de los mecanismos de introducción de las especies exóticas invasoras permitirá combatir con mayor eficacia los impactos causados por dichas especies.

Agradecimientos
Parte de este trabajo ha sido realizado en los laboratorios de la Estación de Hidrobioloxía de la USC "Encoro do Con" en Vilagarcía de Arousa. Este trabajo se ha realizado con el apoyo de varios proyectos y contratos: CGL2009-10868 (Subprograma BOS) del Ministerio de Ciencia e Innovación, PGIDT 10PXIB2111059PR de la Dirección Xeral de I+D de la Xunta de Galia, 2010/CP089 de la Xunta de Galicia.

Referencias bibliográficas

Cobo F, Vieira-Lanero R, Rego E & Servia MJ (2010) Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20th century: a case study in the Iberian Peninsula. Biodiversity and Conservation 19: 3471-3487.

DAISIE (2003) Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. [ref. de 20 de febrero de 2011]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.europe-aliens.org/>.

Doadrio I & Madeira MJ (2004) A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actynopterigi, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. Graellsia 60: 107-116.

European Environment Agency (2007). Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical report Nº 8 11/2007. European Environment Agency, Kongens Nytorv 6, Copenhagen K, Denmark. 186 pp.

Elton CS (1958) The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London. 196 pp.

García-Berthou E, Boix D & Clavero M (2007) Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. In: Gherardi F (ed.) Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats: pp. 123-140. Springer, Dordrecht, Netherlands.

Johnson PTJ, Olden JD & Vander Zanden MJ (2008) Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. Frontiers in Ecology and the Environment 6 (7): 357-363.

Keller RP, Zu Ermgassen PSE & Aldridge DC (2009) Vectors and timing of freshwater invasions in Great Britain. Conservation Biology 23 (6): 1526-1534.

Lodge DM (1993a) Biological invasions: lessons for ecology. Trends in Ecology & Evolution 8: 133-137.

Lodge DM (1993b) Species invasions and deletions: community effects and responses to climate and habitat change. In: Karieva PM, Kingsolver JG & Huey RB (eds.) Biotic Interactions and Global Change. 367-387. MA Sinauer, Suderland.

Sala OE, Chapin FSIII, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M & Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770-74.

Vitousek DM, D`Antonio CM, Loope LL & Westbrooks R (1996) Biological invasions as global environmental change. American Scientist 84: 468-478.

Xunta de Galicia (2010) Sistema de alerta temperá sobre especies invasoras. [ref. de 9 de febrero de 2011]. Accesible a través de World Wide Web:<http://mediorural.xunta.es/areas/conservacion/biodiversidade/especies/especies_invasoras/sistema_de_alerta/>.

Xunta de Galicia (2011) Especies Invasoras. A xestión e control das especies invasoras. Medidas de actuación. [ref. de 9 de febrero de 2011]. Accesible a través de World Wide Web: <http://mediorural.xunta.es/areas/conservacion/biodiversidade/especies/especies_invasoras/>

Potencial invasor de las especies exóticas de agua dulce a la venta en tiendas de animales de compañía de Galicia

On the invasive character of the freshwater exotic species available for sale in the pet shops of Galicia

R. VIEIRA-LANERO[1, *], S. RIVAS-RODRÍGUEZ[1, 2], C. MORQUECHO[1, 2], M. J. SERVIA[3], J. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ[1, 2], S. BARCA-BRAVO[1, 2], S. SILVA-BAUTISTA[1, 2], D. NACHÓN[1, 2], P. GÓMEZ-SANDE[1, 2], M. T. COUTO-MENDOZA[1, 2], L. LAGO-MEIJIDE[1, 2] & F. COBO[1, 2]

[1]Estación de Hidrobioloxía "Encoro do Con". Castroagudín–Cea, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra. España, Teléfono: (+34) 986565640, Fax: (+34) 986503543, E-mail: rufino.vieira@usc.es ■ [2]Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España ■ [3]Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecología, Facultade de Ciencias, Universidade da Coruña, Campus da Zapateira s/n, 15008 A Coruña, España

Abstract
Pet trade is an important pathway for introducing alien species. We surveyed 45 pet shops in Galicia looking for exotic freshwater species of molluscs, crustaceans, amphibians, reptilians and fishes. A questionnaire was designed to obtain the data and a total of 11 species of molluscs, 15 crustaceans, 10 amphibians, 7 reptilians and 274 freshwater fishes were found. Among them, we have found invasive species such as *Corbicula fluminea*, *Procambarus clarkii*, *Carassius auratus* and *Trachemys scripta*. A risk assessment protocol was adapted to identify the potentially invasive species and a list of species with high risk of invasion for further control was proposed.

Palabras clave: comercio, especies exóticas, Galicia, mascotas, potencial invasor
Keywords: exotic species, Galicia, invasive risk, pet trade

El hombre y la globalización convierten el proceso natural de expansión de las especies en un problema ecológico, de forma que la creciente expansión de especies exóticas invasoras a escala global es uno de los problemas actuales más graves a los que se está enfrentando la biodiversidad mundial (Vitousek *et al*. 1997; Sakai *et al*. 2001; Kolar & Lodge 2001; Lee 2002; Dudgeon *et al*. 2006). La expansión del comercio, la globalización de las economías y el cambio climático son factores que contribuyen a un movimiento acelerado internacional y al establecimiento de organismos exóticos, lo que les permite superar las barreras geográficas (Hulme *et al*. 2008, Hulme 2009, Walther *et al*. 2009, Roques 2010).

Así, el comercio de mascotas, entre otros, contribuye de forma decisiva a la diseminación de especies por todo el mundo, pues actualmente es posible encontrar o solicitar por catálogo en tiendas especializadas gran número de especies exóticas de diferentes grupos, tanto animales como vegetales.

Por otro lado, los ecosistemas acuáticos continentales alterados por actividades humanas parecen ser especialmente vulnerables al establecimiento de las especies exóticas invasoras (Fuller *et al*. 1999; Canonico *et al*. 2005), por lo que acaban siendo receptáculos de numerosas especies introducidas tanto deliberada como accidentalmente (Gherardi *et al*. 2008).

En este estudio se incluyen sólo las especies de agua dulce de los peces, anfibios, reptiles, moluscos y crustáceos que sen encuentran a la venta en las tiendas de mascotas presentes en la Comunidad Autónoma gallega. Puesto que en Galicia existen numerosos comercios de mascotas, para la realización del estudio se consultaron guías de profesionales del sector y se seleccionaron 49 tiendas de mascotas en las principales ciudades gallegas.

Se diseñó un cuestionario para realizar entrevistas y recopilar información sobre qué especies se encuentran a la venta, cuáles son los protocolos que se siguen para evitar la entrada de especies acompañantes (en raíces de plantas, en el agua de transporte, etc.) y los relacionados con la devolución o entrega de animales no deseados por los sus dueños en estos lugares, así como su gestión, tanto si son aceptados en la tienda como si no. Finalmente se diseñó un cuestionario de análisis de riesgo para este vector de introducción que está basado en la herramienta utilizada por la Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad (IABIN) y su Red de Información sobre Especies Invasoras I3N (Zalba *et al*. 2007). Teniendo en cuenta el escenario de cambio climático en la Península Ibérica para el periodo 2011-2100 propuesto por Brunet *et al*. (2009), en el análisis de riesgos se incluyeron las especies disponibles a la venta que precisen una temperatura media para el periodo reproductor igual o inferior a 22ºC.

El 56% de las tiendas de la muestra encontraron fauna acompañante en los pedidos, principalmente pequeños moluscos y algas; a estos animales los matan, los usan como comida para otros animales, los tiran a la basura o los dejan en los acuarios para que se coman las algas.

En cuanto al agua utilizada para el transporte de los animales y plantas, el 75.6% la tiran por el fregadero sin tratar, el 2.4% mezclan una poca con la de los acuarios y tiran el resto, y el 22% restante la mezclan con la de los acuarios (finalmente será mezclada con vinagre y vaciada por el fregadero al lavar el acuario).

Además, al 91.9% de las tiendas se le ha solicitado alguna vez ayuda para deshacerse de ciertas especies (frecuentemente tortugas y grandes peces). Entre las principales causas de este rechazo (o de abandono en la naturaleza) se citan el tamaño (para peces y tortugas), el olor (tortugas) y, en ciertos casos, la voracidad y agresividad. El 84.2% de las tiendas no llevan ningún libro de registro de estos casos. Generalmente no los recogen, aunque en ocasiones las cambian por otras especies o artículos, o actúan como intermediarios entre particulares.

En el 21.1% de las tiendas se conocen casos de escapes de tortugas, cangrejos y ranas que estaban alojadas en estanques en el exterior de las viviendas.

En cuanto a las especies objeto de estudio, y de acuerdo con los datos obtenidos, actualmente se encuentran a la venta en Galicia no menos de 11 especies de Moluscos (4 bivalvos y 7 gasterópodos). El volumen de ventas de estas especies en las tiendas consultadas alcanza los 1430 individuos/mes (17160 individuos/año), de los que 124 (8.7%) corresponden a bivalvos y 1306 (91.3%) a gasterópodos. Entre los bivalvos encontramos especimenes de *Corbicula fluminea*, especie exótica marcadamente invasora en varios ríos gallegos, principalmente en el Bajo Miño, o *Anodonta woodiana*, que causa problemas en Cataluña desde el año 2006.

En cuanto a los crustáceos, se encontraron 15 especies, cuyo volumen de ventas en las tiendas participantes en el muestreo alcanza los 2837 individuos/mes (34044 individuos/año). Entre ellos encontramos a la venta especimenes de cangrejo rojo.

No menos de 10 especies de anfibios están actualmente a la venta, de las que 8 corresponden a anuros (ranas) y 2 a urodelos (tritones y ajolote). El volumen de ventas conjunto es de 420 individuos/mes (5040 individuos/año), de los que el 82.9% corresponden a ranas, el 16.6% a tritones y el 0.5% restante a los ajolotes.

En cuanto a los reptiles, al menos 7 especies y 6 subespecies se encuentran a la venta, siendo el volumen de ventas de 1085 individuos/mes (13020 individuos/año). El 81.3% de las ventas corresponde a *Trachemys scripta*, el 11.9% a la tortuga del Mississipi (*Graptemys pseudogeographica*) y el 16.8% restante a las otras especies.

Finalmente, y de acuerdo con los datos obtenidos, actualmente se encuentran a la venta en Galicia no menos de 274 especies de peces diferentes de agua doce distribuidas en 65 géneros. De 35 de estas especies encontramos además 136 variedades en total, por lo que el número de especies y variedades disponibles a la venta asciende a 410. El volumen de ventas en las tiendas de la muestra alcanza los 105618 individuos/mes (1267416 individuos/año). Como se puede observar en la Figura 1 destacan, por volumen de ventas, los géneros *Carassius* (20.64%), *Poecilia* (12.33%), *Paracheirodon* (8.52%), y los géneros *Hyphessobrycon*, *Xiphophorus* y *Corydora*s, que alcanzan entre un 4.3 y un 4.7% cada uno. En total, el 55.32% de las ventas corresponden la estos seis géneros, y el restante 44.68% a los otros 59 géneros. Las diferentes variedades del conocido *Carassius auratus* forman el grueso de las ventas de peces de agua dulce.

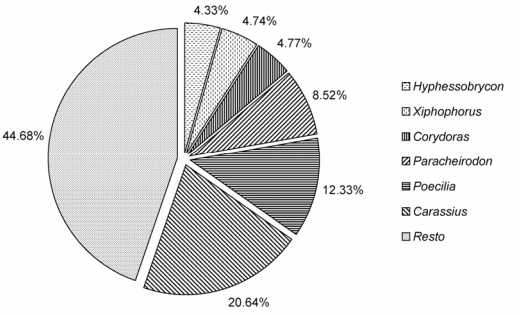


Figura 1. Volumen de ventas de los principales géneros de peces en tiendas de animales de compañía de Galicia.

El análisis de riesgo realizado con las especies seleccionadas de cada grupo indica que las siguientes especies presentan, o pueden presentar en el futuro (de acuerdo con el escenario de cambio climático), un riesgo alto de convertirse en invasoras si son liberadas en la naturaleza:

Moluscos: *Corbicula fluminea, Melanoides tuberculatus, Pomacea bridgesii* y *Anodonta woodiana*

Crustáceos: *Procambarus clarkii*, *Cherax quadricarinatus* y *Macrobrachium rosenbergii.*

Anfibios: *Bombina orientales y Xenopus laevis.*

Reptiles: *Trachemys scripta*

Peces: *Carassius auratus, Clarias batrachus, Ctenopharyngodon idella, Cyprinus carpio y Gambusia holbrooki.*

Agradecimientos
Parte de este trabajo ha sido realizado en los laboratorios de la Estación de Hidrobioloxía "Encoro do Con" (Universidad de Santiago de Compostela) en Vilagarcía de Arousa. Este trabajo se ha realizado con el apoyo de un contrato con la Dirección Xeral de Conservación da Naturaza de la Xunta de Galicia.

Referencias bibliográficas

Brunet M, Casado MJ, de Castro M, Galán P, López JA, Martín JM, Pastor A, Petisco E, Ramos P, Ribalaygua J, Rodríguez E, Sanz I & Torres L (2009) Generación de escenarios regionalizados de cambio climático para España. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Agencia Estatal de Meteorología. 158 pp.

Canonico GC, Arthington A, McCray JK & Thieme ML (2005) The effects of introduced tilapias on native biodiversity. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 15: 463-483.

Dudgeon D, Arhtington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Leveque C, Naiman RJ, Prieur-Richards AH, Soto D, Stiassny MLJ & Sullivan CA(2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Review 81: 163-182.

Fuller PL, Nico LG & Williams JD (1999) Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. American Fisheries Society Special Publication 27: 1-613.

Gherardi F, Bertolino S, Bodon M, Casellato S, Cianfanelli S, Ferraguti M, Lori E, Mura G, Nocita A, Riccardi N, Rossetti G, Rota E, Scalera R, Zerunian S & Tricarico E (2008) Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. Biological Invasions 10(4):435–454

Hulme PE (2009) Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. Journal of Applied Ecology 46: 10 - 18.

Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V, Pergl J, Pyšek P, Roques A, Sol D, Solarz W & Vilà M (2008) Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. Journal of Applied Ecology 45: 403 - 414.

Kolar CS & Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. Trends in Ecology and Evolution 16: 199 - 204.

Lee CE (2002) Evolutionary genetics of invasive species. Trends in Ecology and Evolution 17: 386 - 391.

Roques A (2010) Alien forest insects in a warmer world and a globalized economy: Impacts of changes in trade, tourism and climate on forest biosecurity. New Zealand Journal of Forestry, suppl 40: 77 - 94.

Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, Hodge DM, Molofsky J, With KA, Baugham S, Cabin RJ, Cohen JS, Eltrand NC, MacCaulay DE, O'Neill P, Parker JM, Thompson JN & Weller SG (2001) The population biology of invasive species. Annual Review of Ecology and Systematics 32: 305 - 332.

Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Rejmanek M & Westbrooks R (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology 21: 1 - 16.

Walther GR, Roques A, Hulme PE, Sykes MT, Pyšek P, Kühn I, Zobel M, and members of the ALARM Climate Change – Biological Invasions Working Group (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. Trends in Ecology and Evolution 24: 686 - 692.

Zalba SM & Ziller SR (2007) Herramientas de prevención de invasiones biológicas. Washington: I3N/Iabin. Accesible a través de la World Wide Web: <http://i3n/iabin.net>

Protocolos de Análisis de Riesgos para especies exóticas invasoras en Galicia

Risk Analysis Protocols for invasive alien species in Galicia

L. CAPDEVILA-ARGÜELLES[1,*], B. ZILLETTI[1], V. A. SUÁREZ ÁLVAREZ[1], M. SALVANDE[2] & J. SANTAMARINA[2]

[1]GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas, C/ Tarifa 7, 24193 Navatejera, León, España, Teléfono: (+34) 626169568 / (+34) 609859119, E-mail: geib.uc@gmail.com, Web: http://geib.blogspot.com ■ [2]Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras, Xunta de Galicia, C/ San Lázaro s/n, 15781 Santiago de Compostela, España, Teléfono: (+34) 981957893. E-mail: biodiversidade2.cma@xunta.es

Abstract
Risk analysis protocols are an essential tool when developing a strategy to prevent the entry of invasive alien species. Therefore, they have been included in the Galician strategic plan for the management of Invasive Alien Species. Three kinds of protocols have been carried out for plants, aquatic species and vertebrates. These tools provide new elements for decision-making related to invasive alien species present in Galicia and have also been used to propose a categorization of invasive alien species according to their associated risk.

Palabras clave: análisis de riesgos, especies exóticas invasoras, medidas preventivas, Galicia
Key words: invasive alien species, risk analysis, preventive measures, Galicia

La Comunidad Autónoma de Galicia presenta gran variedad de ecosistemas terrestres, acuáticos continentales, costeros y marinos, convirtiéndola en un territorio con una gran diversidad, vulnerada por la introducción de especies exóticas invasoras por parte del ser humano. El desarrollo de medidas preventivas que evalúen el riesgo de impacto de las especies introducidas, y que, a su vez, aporten elementos técnicos que soporten su declaración como EEI, servirá de apoyo para la toma de decisiones a la hora de establecer la relación entre costes y beneficios en el momento de introducir una especie o de plantear actuaciones de gestión sobre las ya introducidas. En este sentido, la aplicación de metodologías de análisis de riesgos es una herramienta objetiva y muy útil. Los protocolos a seguir ayudan a confirmar qué especies exóticas que todavía no han manifestado su potencial de invasión pueden ser reconocidas como futuras invasoras, y así prevenir su introducción o bien ser erradicadas antes de que puedan establecerse o permanecer en el medio hasta tornarse invasoras (Capdevila-Argüelles *et al.* 2006).

Con el objetivo de implantar en la Comunidad Autónoma de Galicia este tipo de herramientas preventivas y de manejo, se han diferenciado dos contextos para realizar el análisis de riesgo (Figura 1): a) protocolos de análisis de riesgos *sensu stricto*, como herramienta preventiva, con la finalidad de evaluar el riesgo que supone la introducción de una especie, y b) los "*post-border risk assessment*", es decir, elementos de toma de decisiones para poder priorizar qué especies exóticas invasoras, ya presentes en la Comunidad, deben ser manejadas frente a otras, en función de su impacto y la factibilidad de su erradicación o control (FAO 2006).

Los protocolos de análisis de riesgo cuentan con una serie de criterios agrupados en tres categorías clave: la probabilidad de establecimiento e invasión de una especie dada, el riesgo del impacto potencial generado por la presencia de la especie y la capacidad de manejo o control de la misma. Estos elementos se basan en una serie de variables como son: las condiciones de establecimiento de la especie, los antecedentes de invasión, la presión de propágulos y los impactos conocidos en otras regiones. Así mismo, el grado de semejanza climática entre el área de origen de la especie exótica a evaluar y el lugar donde ha sido introducida o se pretende introducir debe ser evaluada, pues la coincidencia climática es un elemento básico para evaluar el riesgo que supone una especie exótica. Así mismo, se ha propuesto una metodología para establecer los umbrales de riesgo de invasión, consistente en los siguientes pasos: 1) Calcular los niveles de riesgo de introducción para un conjunto de especies que habiendo sido introducidas al país en el pasado, hayan demostrado una alta capacidad de invasión. 2) Realizar el mismo procedimiento para especies también introducidas en el pasado (se sugieren cincuenta años como tiempo mínimo de permanencia) y ampliamente distribuidas en Galicia, pero que no hayan mostrado la capacidad de crecer más allá de las áreas donde fueron originalmente plantadas. 3) Calcular los valores medios del índice de riesgo asociado a cada grupo y las medidas de dispersión correspondientes, y establecer los umbrales de alto y bajo riesgo de invasión así como una franja de seguridad intermedia que implique profundizar en el análisis antes de la toma de decisiones (riesgo moderado).

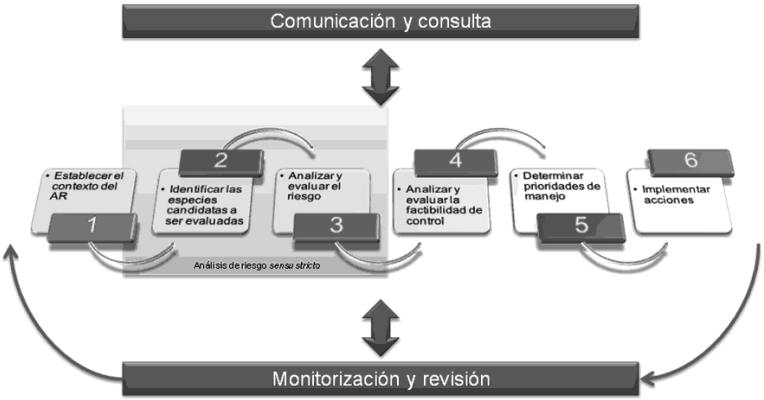


Figura 1. Esquema para la realización de un análisis de riesgos (modificado de FAO 2006)

Las especies a evaluar se han dividido en tres grandes grupos: plantas, especies acuáticas y vertebrados.
El protocolo de análisis de riesgo para plantas se ha basado en el Weed Risk Assessment System de Australia (Pheloung *et al.* 1999), pues ha sido validado para un gran número de especies en diferentes ambientes, discriminando de forma efectiva a las especies exóticas invasoras de aquellas que no lo son (Andreu & Vilà 2009). Los protocolos de AR para especies acuáticas (continentales, salobres y marinas) y para vertebrados se han basado en los desarrollados por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (Baptiste *et al.* 2010).
Cada protocolo consta de dos secciones con diferentes apartados en cada una: 1) Sección A: Riesgo de establecimiento e impacto (potencial invasor de la especie), y 2) Sección B: Manejo y control de la especie.
El análisis de riesgo (A) para plantas se basa en 49 preguntas divididas en 8 secciones, que abarcan temas de biogeografía, biología/ecología, y diversos rasgos que contribuyen a la invasividad de las especies. Es necesario responder a un mínimo de 10 preguntas para poder evaluar una especie: al menos dos referentes a la biogeografía, 2 en cuanto a los rasgos y 6 respecto a la biología/ecología. Dependiendo de la respuesta, a cada cuestión se le otorga una puntuación entre -3 y 5 (la mayoría entre -1 y 1), y finalmente se suman todos los puntos obtenidos. Este resultado final varía entre -14 (no invasor) y 29 (máximo riesgo). Se han establecido umbrales de calificación del riesgo de invasión; si la puntuación es <1 la especie es aceptada (riesgo bajo), si es >6 es desechada (gran potencial invasor), y si está entre 1-6 se opta por un riesgo moderado que implica una mayor investigación y un mejor análisis.
El análisis de riesgo (A) para especies acuáticas consta de 33 preguntas. Se mide el riesgo de establecimiento, su impacto sobre los ecosistemas, comunidades, poblaciones o especies nativas, la posibilidad de su manejo y control así como los fines y destinos de su introducción. Todas las preguntas deben ser contestadas, ya que si la pregunta no requiere calificación (no es pertinente considerarla), se adjudica el valor cero (0). Las puntuaciones establecidas van desde un mínimo de 1 a un máximo de 15, variando el total de la puntuación entre 128 y 495. Se han establecido umbrales de calificación del riesgo de invasión; si la puntuación es <5 la especie es aceptada (riesgo bajo), si es >9 es desechada (gran potencial invasor), y si está entre 5 y 9 se opta por un riesgo moderado que implica una mayor investigación y un mejor análisis.
El análisis de riesgo (A) para vertebrados consta de 19 preguntas. Se mide el ajuste climático, los antecedentes de invasión, datos sobre la biología, distribución y abundancia de la especie, su capacidad dispersiva, etc. Las respuestas tienen un valor que varía del 1 al 5, dependiendo del grado de impacto (el más alto, 5). Algunas preguntas tienen mayor importancia, con dos niveles de peso: intermedio (el valor se multiplica por dos) y alto (se multiplica por 3). La máxima puntuación que puede recibir una especie es, por tanto, 130/nº de respuestas, y la mínima 29/nº de respuestas.Se han establecido umbrales de calificación del riesgo de invasión; si la puntuación es ≤1.4 la especie es aceptada (riesgo bajo), si es >3 es desechada (gran potencial invasor), y si está entre 1.5 y 3 se opta por un riesgo moderado que implica una mayor investigación y un mejor análisis.

Además de los protocolos en sentido estricto (sección A), se ha incluido una matriz de decisión para priorizar acciones de manejo, comparando la factibilidad de las acciones de control con el riesgo que supone la presencia de la especie (Figura 2) (FAO 2006). El valor de cada especie es calculado tras contestar un cuestionario que ofrece una puntuación que permite diferenciar si la factibilidad de control de la especie es alta, media o baja.

		FACTIBILIDAD DE CONTROL			
		INSIGNIFICANTE	BAJO	MEDIO	ALTO
RIESGO	INSIGNIFICANTE	No requiere acciones.	No requiere acciones.	No requiere acciones.	Supervisar.
	BAJO	Mejorar la gestión general de la especie.	Mejorar la gestión general de la especie.	Supervisar. Mejorar la gestión general de la especie.	Monitorización. Protección de sitios prioritarios.
	MEDIO	Control dirigido a un objetivo.	Control dirigido a un objetivo.	Protección de sitios prioritarios. Contención local.	Prevención de la entrada. Contención regional.
	ALTO	Control dirigido a un objetivo (incluido el biocontrol).	Control dirigido (incluido el biocontrol). Contención local. Protección de sitios prioritarios.	Prevención de la entrada. Contención regional. Erradicación local.	Prevención de la entrada. Erradicación regional.

Figura 2. Ejemplo de matriz de decisión (FAO 2006)

A pesar de la utilidad de estos protocolos, se deben tener presentes las incertidumbres inherentes al proceso, tanto aquellas derivadas de carencias o fallos en la metodología aplicada, como aquellas derivadas de la subjetividad de los asesores y las que resultan de carencias de información sobre elementos biológicos o ambientales referidos a la especie evaluada (Downey *et al.* 2010).

Un punto crítico a tener en cuenta es la implantación plena y sistemática de este tipo de acciones en el seno de la Comunidad Autónoma, pasando de un plan estratégico a un plan operativo, que incluya otros elementos como son responsabilidades, procedimientos de comunicación, establecimiento de cuarentenas, vigilancia, control legal, investigación, etc.

Se han testado los protocolos en un total de 5 algas, 50 plantas, 11 invertebrados, 32 vertebrados (3 de ellos no válidos), obteniéndose resultados muy positivos, puesto que no se han obtenido falsos negativos. Sin embargo, todavía es necesario seguir testando y actualizando esta metodología para ver el porcentaje de falsos positivos que puede llegar a existir.

Referencias bibliográficas

Andreu J & Vilà M (2009) Risk analysis of potential invasive plants in Spain. Journal for Nature Conservation. Doi:10.1016/j.jnc.2009.02.002.

Baptiste MP, Castaño N, Cárdenas D, Gutiérrez FP, Gil DL & Lasso CA (eds) (2010) Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia. 200 pp.

Capdevila-Argüelles L, Iglesias García A, Orueta JF & Zilletti B (2006) Especies Exóticas Invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. Organismo Autónomo Parques Nacionales – Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 287 pp.

Downey PO, Johnson SB, Virtue JG & Williams PA (2010) Assessing risk across the spectrum of weed management. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources 5, No. 038.

FAO (2006) Procedures for post-border weed risk management. Plant Production and Protection Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 21 pp. [www.fao.org]

Pheloung PC, Williams PA & Halloy SR (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of Environmental Management 57: 239–251.

Plan Estratégico de Gestión de las Especies Exóticas Invasoras en Galicia

Galician strategic plan for the management of Invasive Alien Species (IAS)

J. SANTAMARINA[1,*], M. SALVANDE[1], L. CAPDEVILA-ARGÜELLES[2], V. A. SUÁREZ ÁLVAREZ & B. ZILLETTI[2]

[1]Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras, Xunta de Galicia, C/ San Lázaro s/n, 15781 Santiago de Compostela, España, Teléfono: (+34) 981957893. E-mail: biodiversidade2.cma@xunta.es ■ [2]GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas, C/ Tarifa 7, 24193 Navatejera, León, España, Teléfono: (+34) 626169568 / (+34) 609859119. E-mail: geib.uc@gmail.com. Web: http://geib.blogspot.com

Abstract
We present a technical proposal of an IAS strategic Management plan for the Spanish autonomic government of Galicia. Its goal is to minimize the environmental risks associated to the presence of IAS by promoting actions to achieve the following strategic objectives: a) Determination of roles and responsibilities, b) Prevention of introduction, establishment and dispersion of IAS, c) Early detection and rapid response, d) Contention or control/eradication and e) Restoration of damaged ecosystems. This program is based on the available information about occurrence and impacts of IAS, previous control/eradication initiatives, the international and national legal regulations and a risk analysis system.

Palabras clave: acciones transversales, categorización, invasoras, Galicia, líneas estratégicas
Keywords: categorization, cross-cutting actions, Galicia, invasive, strategic guidelines

En la actualidad, la diversidad biológica de Galicia no es ajena a los factores de cambio que actúan a nivel global por las crecientes presiones de origen antrópico sobre el medio ambiente. Entre ellos, las invasiones biológicas constituyen una de las principales amenazas, influyendo negativamente tanto por sí mismas como en combinación con otros factores del cambio global. Una gestión eficaz de las especies exóticas invasoras (EEI) precisa de líneas de actuación claras y estructuradas, de acuerdo con un planteamiento estratégico en conformidad con la normativa y directrices internacionales y nacionales en la materia. Para ello, es preciso disponer de información sobre la distribución, abundancia relativa, superficie ocupada, tendencias poblacionales, etc de las EEI que permita realizar un diagnóstico actualizado y ajustado a la realidad que sirva de base para identificar y establecer prioridades para la investigación, prevención, seguimiento y control, y detección temprana de nuevas introducciones, optimizando, al mismo tiempo, el uso de los recursos disponibles. Conscientes de esta realidad, en el presente año se ha elaborado la propuesta técnica del Plan Estratégico de Gestión de las Especies Exóticas Invasoras en Galicia., como instrumento de apoyo a la gestión de la biodiversidad a partir de sistemas de análisis rigurosos y confiables

Uno de los pilares del presente Plan es el desarrollo de un sistema estandarizado de análisis de riesgos (AR), como herramienta preventiva para evaluar las consecuencias de la introducción y la probabilidad de establecimiento en el medio natural de una especie exótica. En base a ejemplos de AR internacionales se han desarrollado, protocolos para tres grupos taxonómicos/funcionales diferenciados: plantas, especies acuáticas y vertebrados.

El segundo pilar ha sido la categorización de las EEI presentes en Galicia, en función de si muestran un comportamiento manifiestamente invasor, peligroso para los ecosistemas naturales y semi-naturales, aunque su difusión sea local (I1); si muestran un comportamiento invasor constatado, pudiendo llegar a convertirse en un peligro real aunque en el momento actual no lo sea, por ser su presencia ocasional (I2); si tienen un comportamiento invasor claro, pero en el presente sólo invaden medios muy antropizados (I3); si no muestran un comportamiento invasor manifiesto, pero la literatura predice que puedan llegar a mostrarlo si no se toman las medidas adecuadas para prevenir su expansión (PI); especies alóctonas con escaso poder invasor (E); EEI no presentes en Galicia, pero con posibilidad real de llegada a la Comunidad Autónoma debido a la proximidad geográfica de otras zonas invadidas, requerimientos de hábitat, etc. No obstante, es de señalar que la ausencia de una cita de un determinado taxón en esta categoría no es sinónimo de que no pueda llegar, establecerse y volverse invasor en esta Comunidad (IN); y finalmente aquellas de las que se carece de información sobre su potencial invasor (D).

Posteriormente se han dividido las EEI en los siguientes grupos, computándose los subsiguientes número de especies: algas, hongos, protozoos, ascidias y dinoflagelados (11 especies); musgos (1); plantas (112); invertebrados (23) y vertebrados (11 peces, 5 reptiles y anfibios; 25 aves y 4 mamíferos).

De ellas, entre las que presentan un mayor impacto sobre la biodiversidad en Galicia en la actualidad se encuentran: *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon, Azolla filiculoides, Cortaderia selloana, Carpobrotus edulis, Robinia pseudoacacia Tradescantia fluminensis Corbicula fluminea*, *Micropterus salmoides, Procambarus clarkii*, y *Neovison vison*. Otras especies representan una gran amenaza de impacto potencial, aunque en la actualidad están en etapas iniciales de expansións (*Acacia mearnsii*, *Eichhornia crassipes, Reynoutria japonica*, *Hedichyum gardnerianum*, *Ludwigia grandiflora, Zantedeschia aethiopica*). Estas últimas especies, junto con las que mostraron un elevado impacto sobre la biodiversidad en el entorno geográfico (*Baccharis halimifolia*, *Procyon lotor, Dreissena polymorpha*), y están en expansión hacia Galicia, son sobre las que se propone priorizar los recursos disponibles en la aplicación de medidas preventivas y de respuesta rápida.

Por último, en el plan no se deja de abordar, en un apartado específico, la problemática que representan especies importantes para la socioeconomía de Galicia (*Eucalyptus globulus*, *Ruditapes philippinarum, Crassostrea gigas*), pero que generan graves problemas ecológicos cuando se expanden fuera de las zonas de cultivo afectando a hábitats naturales o seminaturales,

Se ha elaborado un apartado específico sobre las áreas naturales protegidas de Galicia, destacando en cuanto a nº de EEI el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia, probablemente debido a la explotación turística a la que se ve sometido este espacio. Sin embargo, destacar que entre las actuaciones a desarrollar que se consideran más urgentes se encuentran medidas sobre especies no declaradas como de alto impacto en Galicia en zonas que cuentan con un número reducido de especies invasoras introducidas: por ejemplo, en el Parque Natural de las Fragas del Eume, en donde *Capra hircus* es muy problemática al depredar sobre especies autóctonas de alto valor como el helecho *Woodwardia radicans* (ver fotografía 1); un segundo ejemplo lo encontramos en el Parque Natural de Baixa Limia – Serra do Xurés, donde la especie australiana *Hakea sericea* (ver fotografía 2), está invadiendo esta zona a partir de propágulos de poblaciones de la especie en Portugal, en donde está catalogada como invasora.

Finalmente, la parte práctica del presente Plan consta de una propuesta de 20 líneas estratégicas generales de trabajo (ver Tabla 1) y un total de 59 líneas prioritarias generales de actuación, temporalizadas en función de su prioridad (muy alta, alta y media) y de su ejecución (a corto, medio y/o largo plazo). Aparte, se han elaborado líneas estratégicas específicas para zonas de alto valor ecológico (principalmente para los parques naturales y el parque nacional).

Finalmente se han desarrollado acciones estratégicas transversales, divididas en los siguientes apartados:

- normativa. De cara a brindar un soporte legal a la gestión de las EEI en Galicia, es recomendable desarrollar, con cierto carácter de urgencia, las disposiciones contenidas en la normativa estatal.
- desarrollo de capacidades. Las actividades que se lleven a cabo deben estar estructuradas en torno a la creación de capacidades técnicas, científicas, institucionales y humanas, para conseguir fortalecer a la Comunidad Autónoma de Galicia en materia de EEI.
- coordinación. Todas las acciones deben atender el problema causado por las EEI de una manera eficaz, transparente y armónica, siendo necesario definir y establecer protocolos y acuerdos de coordinación y cooperación a nivel interinstitucional y con la participación ciudadana.
- divulgación y comunicación. La dimensión humana de las EEI ilustra claramente que los comportamientos humanos están en la raíz de las introducciones; el público en general es la principal fuerza que arrastra el asombroso incremento en el movimiento de organismos que vienen trasladados de una parte a otra del globo, especialmente a través del comercio, del transporte y el turismo.
- conocimiento e información. La toma de decisiones, así como las acciones, deben basarse en información científica de la más alta calidad, por lo que deben fortalecerse los mecanismos de obtención, intercambio, manejo y acceso a la información a todos los niveles.

Con esta propuesta, la administración gallega cuenta con una base técnica de partida sobre la que proponer y reforzar políticas de gestión para minimizar el riesgo que supone la presencia de EEI para la biodiversidad, la salud y la economía en la Comunidad Autónoma, y reducir los impactos negativos causados por las mismas. Non obstante, este documento deberá ser revisado en el futuro en la medida de que se incrementen los conocimientos, en la actualidad todavía limitados, sobre distribución, tendencias poblacionales e impactos de las EEI, sus vías de entrada y la eficacia de los mecanismos de prevención y control.

Tabla 1. Objetivos estratégicos y Líneas Estratégicas del Plan Estratégico Gallego de Gestión de las EEI en Galicia.

Objetivo estratégico 1: Determinar los roles y las responsabilidades en el seno de la Administración de la Comunidad Autónoma de Galicia y de sus diferentes Consellerías (a nivel central y provincial) y organismos asociados, respecto a los objetivos estratégicos, líneas estratégicas y actuaciones señaladas.
Línea Estratégica 1.1. Establecer un mapa de roles y responsabilidades en el seno de la administración de Galicia.
Objetivo estratégico 2: Prevenir la introducción, establecimiento y/o dispersión de EEI, minimizando el riesgo asociado a las mismas.
Línea Estratégica 2.1. Estandarizar mecanismos y protocolos de prevención
Línea Estratégica 2.2. Identificar y vigilar las vías de introducción y dispersión para las especies exóticas invasoras de mayor riesgo de entrada y/o dispersión.
Línea Estratégica 2.3: Mantener en buen estado de conservación el medio natural, a fin de fortalecer la capacidad innata de los ecosistemas para hacer frente a la introducción de EEI
Línea Estratégica 2.4: Fortalecimiento de la capacidad regional para el manejo de especies introducidas.
Línea Estratégica 2.5: Creación y/o adopción de códigos de conducta y buenas prácticas en materia de invasiones biológicas
Objetivo estratégico 3: Detectar y reducir el riesgo de introducción, establecimiento y/o dispersión de EEI.
Línea Estratégica 3.1: Creación de sistemas coordinados para la detección, el manejo del riesgo y la respuesta rápida de la entrada y dispersión de EEI
Línea Estratégica 3.2: Implementar la base de datos de EEI presentes en la Comunidad Autónoma de Galicia o con riesgo de aparecer en ella, junto con datos útiles para la valoración del riesgo y posibles impactos asociados.
Línea Estratégica 3.3: Establecer mecanismos de financiación, tanto para programas específicos como para actuaciones urgentes.
Objetivo estratégico 4: Establecer programas de contención, control y/o erradicación de poblaciones de EEI, de forma que se minimicen o se eliminen sus impactos negativos, favoreciendo la posterior recuperación de los ecosistemas.
Línea Estratégica 4.1: Priorizar las acciones de control y/o erradicación de EEI.
Línea Estratégica 4.2: Establecimiento de medidas de bioseguridad y sanitarias instrumentadas de forma permanente en la introducción, uso y manejo de EEI.
Línea Estratégica 4.3: Implementación de un sistema de información para la gestión de especies exóticas invasoras.
Línea Estratégica 4.4: Protocolizar el seguimiento de los resultados de los programas de control y/o erradicación de EEI.
Línea Estratégica 4.5: Desarrollar programas de control y/o erradicación transparentes, con objetivos claros y justificados, que incluyan un seguimiento y evaluación de los resultados obtenidos a largo plazo.
Línea Estratégica 4.6: Creación de líneas estratégicas de manejo, específicas para aquellas especies exóticas invasoras más dañinas presentes en el medio natural, mitigando sus impactos.
Línea Estratégica 4.7: Creación de líneas estratégicas de manejo, específicas para zonas de alto valor ecológico.
Línea Estratégica 4.8: Creación de líneas estratégicas de manejo, específicas para especies con explotación comercial.
Línea Estratégica 4.9: Coordinar los esfuerzos entre los diferentes estamentos implicados, desarrollando acciones a largo plazo.
Línea Estratégica 4.10: Identificar y proporcionar la base para el establecimiento de instalaciones susceptibles de recibir animales exóticos invasores capturados y/o confiscados.
Objetivo estratégico 5: Rehabilitar y restaurar los ecosistemas dañados por la presencia de EEI, devolviéndolos en la medida de lo posible a su estado anterior.
Línea Estratégica 5.1: Sustitución de especies invasoras nocivas, de uso arraigado, por especies nativas.

Protocolos de desinfección y limpieza en la cuenca del Ebro para frenar la dispersión de la plaga del mejillón cebra

Disinfection protocols in the Ebro basin to slow the spread of zebra mussel pest down

A. ANADÓN[1,*], M. LANAO[1], V. TOUYA[2] & C.DURÁN[2]

[1]Tragsatec. Residencia Paraíso 4 - 1ºD, 50008 Zaragoza, España, E-mail: aanadon@tragsa.es ■ [2]Confederación Hidrográfica del Ebro, Paseo Sagasta 24-28, 50071 Zaragoza, España, Teléfono: (+34) 976711000

Abstract
Disinfection is a mandatory measure in the Ebro basin after navigating or working in water bodies with zebra mussel presence or protected water bodies. The Ebro Hydrographic Confederation provides two protocols for action address to vessels (with and without engine) and to the disinfection of equipments, which includes both users in fishing activities, sampling and water activities and users of working machinery employed in works and actions in beds. To do this, there are 21 disinfection stations throughout the basin. Despite the development of protocols and the provision of facilities, it is believed that the civic actions of users are the only ones capable of preventing the pest spread because these preventive measures are not being as successful as expected.

Palabras clave: desinfección, mejillón cebra, prevención, vigilancia
Keywords: disinfection, zebra mussel, prevention, surveillance

Uno de los principales pilares en la prevención de la dispersión del mejillón cebra es el control y desinfección de las embarcaciones y los equipos que se trasladan de una masa de agua a otra. La "Estrategia Nacional para el Control del Mejillón Cebra en España" (MARM 2007) no establece un protocolo específico de limpieza, pero sienta las bases para que las Administraciones competentes lo desarrollen en sus respectivos territorios. La Estrategia recomienda la elaboración de protocolos de limpieza para embarcaciones, material de pesca y otros usos recreativos, pequeños equipos de trabajo en medios acuáticos e hidroaviones.

La desinfección es una medida de obligado cumplimiento cuando las masas están invadidas por la especie o cuando son clasificadas como protegidas. La obligatoriedad de desinfectar las embarcaciones conlleva un esfuerzo económico y de trabajo, tanto para los organismos de cuenca y empresas del sector como para los usuarios. El esfuerzo desarrollado por parte de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) ha ido dirigido hacia la habilitación de una serie de infraestructuras que permitan llevar a cabo esta acción. La CHE ha construido 13 estaciones de desinfección en la cuenca del Ebro y oficializado 8 estaciones de iniciativa privada con la finalidad de facilitar al usuario la desinfección de sus embarcaciones y equipos.

Debido a la gran diversidad de barcas y complementos que se utilizan en las actividades recreativas, sería idóneo establecer protocolos de desinfección específicos para cada material, sin embargo, este planteamiento no resulta fácil en la práctica. Por ello, en la cuenca del Ebro, se han establecido dos protocolos de actuación dirigidos a la desinfección de embarcaciones (con motor y sin motor) y a la desinfección de equipos, que incluye tanto los empleados en las actividades de pesca, muestreos y actividades acuáticas como los dirigidos a la maquinaria de trabajo utilizada en obras y actuaciones en cauces. Ambos protocolos tienen en común tres acciones básicas: el vaciado del agua acumulada en las embarcaciones y utensilios asociados, una inspección visual de los elementos para la eliminación de restos adheridos y por último, la desinfección y secado (o cuarentena).

Siempre se le da mucha importancia a la desinfección en las actividades náuticas por ser importantes vectores de propagación de la especie, pero no hay que olvidar las medidas de precaución en las concesiones de obras y otras actuaciones llevadas a cabo en los cauces de agua de la cuenca. Es obligatorio consultar las masas de agua afectadas por la invasión en la página oficial de la CHE (www.chebro.es, en su sección dedicada al mejillón cebra) para conocer en qué ríos y embalses deben aplicarse medidas de desinfección y limpieza. En las correspondientes masas de agua afectadas, tras la realización de los trabajos, se deberá inspeccionar y desinfectar todo el equipo y maquinaria utilizada en las obras o movimientos de tierra.

Respecto al uso del agua de los embalses, en las labores de extinción de incendios forestales, la CHE ha desarrollado un protocolo de actuación y desinfección dirigido a los medios aéreos de forma que año a año conocen cuáles son las masas de agua afectadas en la cuenca del Ebro, de las cuales tomarán agua en última estancia y si lo hacen, de forma exclusiva con el fin de evitar contaminaciones. Por otra parte, la posterior limpieza de los equipos aéreos se deberá realizar de forma protocolizada cuando aterricen tras la extinción.

También se deben tener en cuenta las numerosas empresas y organismos que realizan muestreos y estudios de manera continuada en los cauces de la cuenca del Ebro. Por este motivo se han introducido apartados específicos en las condiciones de contratación que les obliga a cumplir con los protocolos de desinfección oficiales.

Existen una diversidad de productos y métodos de limpieza y desinfección dirigidos tanto a la fase larvaria como al estadio adulto del mejillón cebra. Para la elaboración de los protocolos de desinfección y limpieza, la CHE recabó información de los principales organismos implicados de EEUU, país muy activo en el estudio y la lucha contra ésta especie invasora. En la cuenca del Ebro, las embarcaciones no suelen permanecer en el agua durante todo el año ya que generalmente se retiran cuando la climatología no permite la práctica recreativa, por lo que es difícil encontrar adultos adheridos al casco de las embarcaciones. En consecuencia, los métodos de desinfección no suelen ir dirigidos a la desincrustación sino más a la eliminación de cualquier volumen de agua retenida y a la desinfección, limpieza y secado de cualquier material para la eliminación de las larvas de *Dreissena polymorpha* que puedan quedar retenidas.

Hay mucha controversia acerca de la obligatoriedad de utilizar las estaciones de desinfección oficiales tanto al entrar como al salir de las masas de agua con presencia de mejillón cebra o protegidas. La desinfección al entrar, evita la introducción de nuevas especies invasoras (contamos con numerosas especies potenciales de ser introducidas en nuestra cuenca como el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), presente en la cuenca del Guadiana o el mejillón quagga (*Dreissena bugensis*), asentado en Francia (Ruiz *et al* 2008; Vaate & Beisel 2011) y al salir, evita el traslado del mejillón cebra a nuevas masas de agua. Otro punto importante sobre el uso de estas instalaciones es poder acreditar ante los agentes de la autoridad el cumplimiento de las actuaciones de desinfección. De otra manera, el control sobre la desinfección de embarcaciones y elementos de flotación no es posible, acrecentándose el riesgo de favorecer la invasión a nuevas masas de agua.

Se ha detectado en la práctica una problemática asociada a las estaciones de desinfección ya que aunque el número de estaciones construidas por el Organismos de cuenca y el número de estaciones privadas que se oficializan permiten la navegación en casi todos los embalses afectados por mejillón cebra en la cuenca del Ebro (la única excepción son los embalses de Civán y Sabiñánigo), se observa, por un lado, que no es correlativo el número de Declaraciones Responsables presentadas para navegar en las masas de agua con el número de desinfecciones realizadas. Por otro lado, se detectan averías en las estaciones que tardan en ser reparadas por la entidad gestora y por tanto, dificultan al usuario una correcta desinfección de sus equipos junto con una falta de interés en el funcionamiento por parte de los gestores y poca participación en la desinfección por parte de los usuarios. En consecuencia, la medida no ha sido muy bien acogida y por lo tanto, no ha sido tan exitosa como se planteaba en los inicios.

Pese a la elaboración de todos estos protocolos y la dotación de medios en la cuenca, se cree de forma generalizada que las actuaciones cívicas de los usuarios son las únicas medidas capaces de impedir la dispersión de la plaga. El usuario en su día a día debe incorporar actuaciones mecánicas tras el uso de cualquier material en aguas continentales que garanticen no ser vector de dispersión de alguna especie. Actuaciones tales como el vaciado del agua acumulada en el interior de las embarcaciones, la limpieza con agua clorada y/o el secado de las superficies o equipos no es dañina para los materiales y garantiza, ante cualquier tipo de duda, que no se introduzcan especies exóticas invasoras a nuevas masas de agua.

Referencias bibliográficas

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2007) Estrategia Nacional para el Control del Mejillón Cebra (*Dreissena polymopha*) en España. In: Estrategias de Conservación-Criterios Orientadores. Centro de Publicaciones del MARM. 45pp.

Ruiz T, Rodrigo L, Lorenzo G, Albano E, Morán R & Sánchez JM (2008) The Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). Aquatic Invasions 3: 42-53.

Vaate A & Beisel JN (2011) Range expansion of the quagga mussel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in Western Europe: first observation from France. Aquatic Invasions 6, supplement 1: S71–S74

Vertebrados invasores en Toledo

Invasive vertebrates in Toledo

M. RODRÍGUEZ-REY[1,*], C. GUERRA[1], E. GARCÍA[2], R. A. BAQUERO[1], & G. G. NICOLA[1]

[1]Área de Zoología, Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Castilla-La Mancha, 45071 Toledo, España, Teléfono: (+34) 925268800 ext. 5479, Fax: (+34) 925268840, E-mail: Marta.RodriguezRey@uclm.es ■ [2]Diputación Provincial de Toledo, Servicio de Medio Ambiente, 45002 Toledo, España

Abstract
Understanding the factors responsible for the establishment and spread of invasive species is a key target for proposing effective management measures. Species' distributions were modelled as a function of several environmental and human-related factors. Most of the species are increasing their distributions due to human activities such as hunting, angling or pet trade. Our findings showed that human-mediated dispersal pathways were the most relevant variables explaining species' distributions. This may be crucial for managers to minimise or prevent future movements of species.

Palabras clave: distribución de especies, medidas de gestión, medidas de prevención, vertebrados exóticos, vías de introducción
Keywords: exotic vertebrates, introduction pathways, management measures, prevention measures, species' distribution

De acuerdo con los Principios de orientación adoptados por el Convenio de Diversidad Biológica (CBD 1992), la prevención, detección precoz y la acción rápida son los mejores medios para hacer frente a las especies exóticas invasoras (EEI). La mayor parte de los estudios se han dirigido hacia las implicaciones ecológicas de las introducciones, dedicándose menos esfuerzo en investigar los mecanismos de establecimiento y dispersión de las especies. Esto último resulta fundamental para interpretar sus patrones de distribución, para establecer directrices de gestión de sus poblaciones y para prevenir su aparición en nuevas zonas. En Toledo, gracias al interés manifestado por la Diputación Provincial, desde 2007 a 2009 se llevó a cabo un estudio (Nicola *et al*. 2011) para determinar los factores que influyen en el establecimiento y dispersión de los vertebrados exóticos, empleando los resultados obtenidos para proponer las medidas de gestión más apropiadas.

La base de datos se elaboró a partir de: (1) Las distribuciones de especies publicadas en los Atlas y Libros rojos de los diferentes grupos de vertebrados (Doadrio 2002; Palomo & Gisbert 2002; Pleguezuelos *et al*. 2004; Martí & del Moral 2003; Palomo *et al*. 2007) y actualizadas en el Inventario Nacional de Biodiversidad (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2008), (2) La revisión bibliográfica exhaustiva de libros especializados, revistas científicas, actas de congresos, tesis doctorales e informes inéditos, (3) La consulta a especialistas en vertebrados y especies exóticas, (4) La realización de cuestionarios (434 en total) a los diferentes sectores implicados como pescadores, cazadores, agentes medioambientales y grupos ecologistas, (5) Los muestreos realizados en las zonas donde no se disponía de información o necesitaba una actualización. Como unidad geográfica de estudio se utilizaron las cuadrículas UTM de 10 x 10 km correspondientes a todo el territorio de la provincia de Toledo. A esta escala también se obtuvo información de distintas variables ambientales (climatología, topografía, calidad del agua, vegetación, usos del suelo) y de influencia antrópica (superficie urbana, densidad de población, infraestructuras de transporte y comunicación, indicadores sociales, distancia a posibles vías de introducción) que podían estar relacionadas con la introducción y dispersión intencional de las especies. La distribución de las especies cuya distribución superaba el 20% de las cuadrículas de Toledo y era inferior al 80%, se analizó mediante GLMs.

En Toledo existen en la actualidad 22 especies de vertebrados exóticos. En el caso de los peces, los valores resultaron alarmantes, con 12 especies establecidas. Como ejemplo, durante la realización de este estudio han aparecido tres nuevas especies invasoras: el Alburno (*Alburnus alburnus*), la Lucioperca (*Sander lucioperca*) y el Siluro (*Silurus glanis*). El resto ha aumentado considerablemente su distribución, especialmente el Pez sol (*Lepomis gibbosus*) y el Lucio (*Esox lucius*). Parece que las condiciones ambientales de las zonas con altitudes bajas, mayor temperatura del agua, así como mayores caudales y más estables eran favorables para la ictiofauna exótica. Otro factor que explicó la presencia de algunas especies de peces invasores (Perca americana y Lucio), relacionado con el impacto humano, es la alteración del bosque de ribera y su sustitución por cultivos de regadío. La causa fundamental de introducción de este grupo faunístico ha sido la pesca deportiva, algo que ha quedado confirmado por la influencia de la cercanía de la vía de introducción más próxima, principalmente los embalses.

En cuanto a las aves**,** existen seis especies establecidas, el Faisán vulgar (*Phasianus colchicus*), el Bengalí rojo (*Amandava amandava*), el Pico de coral (*Estrilda astrild*), la Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) y la Cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*), registrándose además la presencia de una especie nueva, el Pato mandarín (*Aix*

gareliculata). La causa de introducción más habitual de este grupo es la naturalización de mascotas liberadas intencionadamente. Todas han aumentado su distribución, pero destaca el Faisán vulgar con un incremento del 15%, principalmente debido a la cercanía a las granjas de cría más próximas. En el caso de los mamíferos encontramos tres especies invasoras, el Visón americano (*Neovison vison*), el Muflón (*Ovis aries*) y el Gamo (*Dama dama*). La distribución del Muflón y el Gamo estuvo relacionada con la presencia de cotos de caza cercanos a núcleos urbanos y a las granjas de cría de estas especies en Toledo. Por último, el Visón americano está claramente en expansión en la provincia desde la zona más meridional de su distribución en Ávila. La única especie establecida de reptiles es el Galápago americano (*Trachemys scripta elegans*).

Como conclusión, cabe resaltar que para predecir el patrón de distribución de las especies invasoras es necesario controlar los factores ligados a la actividad humana y no emplear únicamente variables ambientales. Como ejemplo, la detección de las principales vías de entrada de las especies invasoras ha sido fundamental para establecer prioridades en las medidas de gestión (Tabla 1). En cuanto a las posibles medidas, el presente estudio pone en evidencia la necesidad de declarar algunas especies como invasoras, ya que sus poblaciones han experimentado una expansión geográfica alarmante en los últimos años. En base a la clasificación de vías de introducción de especies exóticas, propuesto por Hulme *et al.* (2008), en la provincia de Toledo las vías se limitarían a: 1) la liberación intencional: de especies de interés cinegético, de pesca deportiva u ornamental y 2) la fuga: de instalaciones de producción animal como granjas cinegéticas. Por tanto, las medidas preventivas a desarrollar deben centrarse en la vigilancia de las principales vías de entrada de las especies invasoras y en el desarrollo de programas de educación ambiental eficaces. En aquellas especies que tienen una distribución muy limitada como por ejemplo la Trucha arco-iris, el Siluro, el Galápago americano o el Bengalí rojo, la erradicación mediante la realización de capturas selectivas parece una buena opción. En aquellas especies con distribuciones amplias, la única posibilidad es aplicar medidas de control y contención (Tabla 1).

Tabla 1. Medidas propuestas para la gestión de los vertebrados exóticos en Toledo (modificado a partir de Nicola *et al*. 2011).

Medidas preventivas		
Legislación	• Declarar EEI como Especies de Carácter Invasor	- Declaración temporal si existe conflicto social: 1º. Gambusia, Galápago americano, Visón americano, Faisán vulgar 2º. Carpa, Pez Rojo, Lucio, Perca americana, Gamo, Muflón, Cotorra de Kramer, Cotorra argentina, Bengalí rojo, Pico de coral
	• Declarar el Muflón como no comercializable	- Orden de vedas anual
	• Publicar lista de EEI establecidas	- según Capdevilla *et al*. (2006)
	• Publicar lista negra de EEI	- según Capdevilla *et al*. (2006)
Vigilancia	• Vigilancia de principales vías de entrada de EEI	- Extremar la atención en los embalses - Control estricto de las granjas cinegéticas - Vigilancia en cotos de caza - Información en comercios de mascotas - Realización de cuestionarios
Educación	• Realizar programas de educación ambiental para diferentes audiencias	- Escuelas de pesca - Examen de cazador y pescador - Comercios de mascotas - Sensibilización del público en general - Colaboración con ONG
Detección temprana y respuesta rápida		
Detección	• Localización precoz de especies exóticas. Especial atención en zonas limítrofes con otras provincias.	- Vigilancia continua - Distribución rápida de información - Cooperación entre regiones
Erradicación	• Elaborar lista preliminar de EEI cuya erradicación es urgente	- según Capdevilla *et al*. (2006)
	• Elaborar lista preliminar de EEI cuya erradicación es recomendable en situaciones particulares	- según Capdevilla *et al*. (2006)
	• Desarrollar programas de erradicación para las especies incluidas en las listas	- Captura selectiva de ejemplares en vivo - Colaboración con pescadores y cazadores - Colaboración con grupos de anillamiento
Contención y control		
	• Desarrollar programas de contención y control	- Medidas de gestión de la pesca - Medidas de gestión de la caza - Seguimiento de las poblaciones - Vigilancia estricta de caza y pesca - Realización de cuestionarios - Control de poblaciones mediante captura selectiva - Colaboración con pescadores y cazadores
Medidas de conservación y restauración		
	• Programas de conservación de las especies nativas y restauración del hábitat	- Seguimiento de las zonas libres de EEI - Seguimiento de especies nativas relacionadas con EEI - Seguimiento de la calidad del agua - Restauración de ríos

Referencias bibliográficas

Capdevila-Argüelles L, Iglesias A, Orueta J & Zilletti B (2006) Especies exóticas invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 287 pp.

Convention on Biological Diversity 1992 Accesible a través de la World Wide Web: <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>

Doadrio I (2002) Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza,

Madrid, 364 pp.

Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V, Pysek P, Roques A, Sol D, Solarz W & Vilà M (2008) Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. Journal of Applied Ecology 45: 403-414.

Martí R & del Moral JC (2003) Atlas de las aves reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid, 733 pp.

Nicola GG, Baquero RA, García E, Rodriguez-Rey M & Guerra C (2011) Vertebrados invasores en la provincia de Toledo. Diputación Provincial de Toledo, 112 pp.

Palomo LJ & Gisbert J (2002) Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid, 564 pp.

Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (2007) Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECE-SECEMU, Madrid, 588 pp.

Pleguezuelos JM, Márquez R & Lizana M (2002) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid, 587 pp.

Efectividad en el uso de semi-barreras biodegradables con distinta luz de malla para evitar el crecimiento de la especie acuática *Elodea nuttallii* y favorecer su descomposición

Effectiveness of different mesh-size net in preventing the aquatic species *Elodea nuttallii* from growing and promoting its decomposition

A. BENAVENT GONZÁLEZ[1,*] & M. HOFFMANN[2]

[1]Departamento de Biología Vegetal II, Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid, Plaza Ramón y Cajal s/n, 28040 Madrid, España, Teléfono: (+34) 910805913, E-mail: alber.benavent@gmail.com ■ [2]Estación Limnológica de Iffeldorf. Tecnische Universität Manchen, Alemania

Abstract
Trying to find an effective management tool, the use of biodegradable jute matting as a benthic barrier was tested. The aim was to know if this natural fiber is effective to prevent the growth of *E. nuttalli* and if the biomass under the net gets decomposed. The experiment was developed by covering multiple cultures of this aquatic species with nets of specific mesh-sizes, testing the ability of plants to pierce the net. Results showed that the biodegradable jute matting used was not effective and *E. nuttalli* was able to grow through all mesh sizes tested.

Palabras clave: arpillera de yute, macrófitos, métodos de control, plantas invasoras
Keywords: alien plants, control methods, jute mesh, macrophytes

Dos aspectos fundamentales antes de desarrollar tareas de gestión en relación a una o varias especies exóticas invasoras (EEI) son por un lado conocer la naturaleza y el medio de propagación propio de la especie o especies a tratar, y por otro conocer qué mecanismos existen y cuál es su grado de efectividad para controlar y erradicar estos organismos.

Elodea nuttallii es un macrófito acuático perteneciente a la familia Hydrocharitaceae y que procede de las zonas templadas de Norteamérica (Catlin & Wojtas 1986). Su medio más habitual de propagación en aquellas zonas donde desarrolla un comportamiento invasor es por vía asexual (fragmentación) debido a que sólo suelen aparecer ejemplares de un único sexo (Kuni 1981, 1984). Así, los medios a utilizar para su erradicación deberán evitar la producción de fragmentos, ya que esto produciría un efecto contrario al deseado al aumentar su propagación. Hoy en día se ha avanzado mucho en el campo de la gestión de EEI y existe un amplio abanico de técnicas disponibles para el control de plantas acuáticas invasoras (Murphy 1988; Madsen 2000; Müller-Schärer *et al.* 2004; Müller-Schärer & Schaffner 2008). Estos mecanismos pueden clasificarse como métodos físicos, químicos, mecánicos o biológicos (Madsen 2000), encontrando en cada uno múltiples ventajas y desventajas y cada una con diversas limitaciones. En la mayoría de los casos uno de los factores más importantes que determinan el uso de una u otra técnica y que más rápidamente limitan su utilización es el coste económico que supone. Por ello, es de vital importancia encontrar metodologías de control efectivas y con un coste preferiblemente bajo. Los métodos más comúnmente utilizados hoy en día para la gestión de plantas acuáticas invasoras son los mecanismos de control físico como la recogida de plantas, dragado/retirada de sedimento, manipulación hidrológica, reducción de la radiación y barreras de fondo o bentónicas (Madsen 2000). Las barreras pueden ser divididas en dos grupos en función del material en el que están hechas: naturales o sintéticas. Independientemente de la naturaleza del material, la barrera es desplegada en un área determinada, cubriendo todo lo que se encuentra en el fondo, tanto especies exóticas como nativas. Por lo tanto esta técnica no es selectiva, pero su uso es común en la gestión de EEI (Mayer 1978; Eakin & Barko 1995; Caffrey *et al.* 2010). Lo habitual es la utilización de semi-barreras bentónicas, para evitar los efectos devastadores de las barreras impermeables: al cubrir completamente el fondo del lago éste queda aislado del resto de la columna de agua y cuando la materia vegetal comienza a descomponerse el medio se vuelve anóxico y tóxico para toda la fauna del sedimento, que muere en poco tiempo (Gunnison & Barko 1992; Usery *et al.* 1997). La utilización de semi-barreras se presenta como una mejor opción al permitir el intercambio gaseoso entre el sedimento y la columna de agua, evitando situaciones de anaerobiosis. Esta técnica comenzó a utilizarse en los años 70 (Mayer 1978) con resultados positivos, prefiriéndose en la actualidad el uso de materiales naturales o biodegradables ya que su degradación disminuye su impacto en el medio y abarata sus costes al no ser necesaria su retirada.

Tomando como antecedente la experiencia de Caffrey *et al.* (2010) con arpillera de yute en el Lago Corrib (Irlanda) sobre la especie acuática invasora *Lagarosiphon major*, nuestro experimento estudia la efectividad del mismo

material para evitar el crecimiento de *Elodea nuttallii* y su efecto sobre la descomposición de la biomasa de dicho macrófito. El objetivo es encontrar una herramienta eficaz para evitar el crecimiento de *E. nuttallii* y poder así utilizarlo en tareas de gestión en aquellas zonas afectadas por la invasión de esta especie. Para ello se dispusieron 12 acuarios con dimensiones 29x50x30 cm, cuyo fondo se cubrió con una capa de 5 cm de sedimento rico en nutrientes y se llenaron con agua hasta 5 cm del borde superior. Cada acuario se cultivó con fragmentos terminales de *E. nuttallii* de aproximadamente 5-7 cm de longitud (incluyendo la yema apical) separados 5 cm entre sí hasta cubrir el fondo de cada acuario. Todos los cultivos se mantuvieron en condiciones controladas de temperatura (20-25 ºC) e iluminados con una intensidad de 71.7 µmol fotones m^{-2} s^{-1} con periodos diarios de 14h luz/10 horas oscuridad. Al cabo de un mes los fragmentos de *E. nuttallii* se desarrollaron hasta alcanzar la superficie de cada acuario (30 cm de longitud aproximadamente) presentando abundantes ramificaciones. Así, se establecieron las poblaciones de partida para el uso de la malla de yute. Los 12 acuarios fueron divididos en tres grupos con cuatro cultivos cada uno. Un cultivo de cada grupo se mantuvo como cultivo control, mientras que los acuarios libres de cada grupo fueron cubiertos con rectángulos de 60x40 cm de arpillera de yute de diferente tamaño de poro: 2 mm, 1 mm y 0,5 mm respectivamente (Figura 1). Los acuarios se mantuvieron cubiertos durante dos meses, periodo durante el cual la aparición de nuevas yemas de *E. nuttallii* en la parte superior de la red fue comprobada semanalmente.

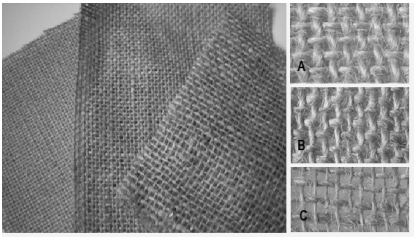


Figura 1. Arpilleras de yute empleadas como semi-barreras bentónicas. Detalle: A) malla de 0,5 mm, B) malla de 1 mm, C) malla de 2 mm.

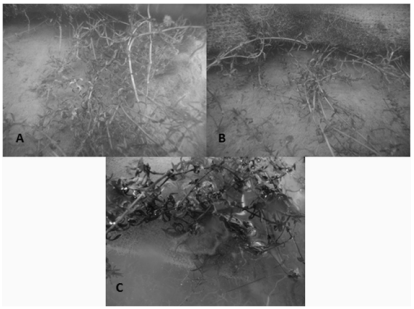


Figura 2. Aspecto de *E. nuttallii* después de dos meses cubiertas por las mallas. Cada foto se corresponde con los ejemplares cubiertos con una malla diferente: A) malla de 2 mm, B) malla de 1 mm, y C) malla de 0,5 mm.

Dos aspectos fueron controlados: la capacidad de crecer a través de la red y la descomposición de la biomasa debajo de la malla. La totalidad de las mallas de 2 mm fallaron en el control de *E. nuttallii* desde la primera semana de cubrimiento, siendo capaz esta especie de crecer a través de la red en todos los casos. La misma situación se repitió en el 77 % de los cultivos cubiertos con la arpillera de 1 mm desde la segunda semana y con la de 0,5 mm a las cuatro semanas. Así, *E. nuttallii* fue capaz de crecer a través de la semi-barrera en todos los casos. En cuanto al fomento de la descomposición de la biomasa, sólo la malla de 0,5 mm fue efectiva, permaneciendo los ejemplares de *E. nuttallii* bajo las arpilleras de 2 y 1 mm en buen estado, incluso manteniendo su pigmentación (Figura 2).

Los resultados de este experimento nos proporcionan información de gran interés. Se descubrió que *E. nuttallii* es mucho más resistente a las semi-barreras biodegradables de lo esperado, ofreciendo esta especie una gran capacidad de supervivencia. Después de este experimento, la idea del uso de semi-barreras bentónicas similares a las aquí empleadas para controlar esta especie debe ser rechazada.

Referencias bibliográficas

Caffrey J, Millane M, Evers S, Moran H & Butler M (2010) A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. Aquatic Invasions 5: 123-129.

Catling PM & Wojtas W (1986) The waterweeds (Elodea and Egeria, Hydrocharitaceae) in Canada. Canadian Journal of Botany 64: 1525-1541.

Eakin HL & Barko JW (1995) Evaluation of the effect of benthic barrier placement on sediment physical and chemical conditions. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, Technical report A-95-2, 28 pp.

Gunnison D & Barko JW (1992) Factors influencing gas evolution beneath a benthic barrier. Journal of Aquatic Plant Management 30: 23-28.

Kunii H (1981) Characteristics of the winter growth of detached *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in Japan. Aquatic botany 11: 57-66.

Kunii H (1984) Seasonal growth and profile structure development of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in pond Ojaga-ike, Japan. Aquatic Botany 18: 239-247.

Madsen JD (2000) Advantages and disadvantages of aquatic plant management techniques. US Army Engineer Research and Development Centre, Vicksburg, MS, Final report, ERDC/EL MP-00-1, 31 pp.

Mayer JR (1978) Aquatic Weed Management by Benthic Semi-Barriers. Journal of Aquatic Plant Management 16: 31-33.

Müller-Schärer H, Schaffner U & Steinger T (2004) Evolution in invasive plants: implications for biological control. Trends in Ecology and Evolution 19: 417-422.

Müller-Schärer H & Schaffner U (2008) Classical biological control: exploiting enemy escape to manage plant invasions. Biological Invasions 10: 859-874.

Murphy K (1988) Aquatic weed problems and their management: a review. II. Physical control measures. Crop protection 7: 283-302.

Ussery TA, Eakin HL, Payne BS, Miller AC & Barko J (1997) Effects of Benthic Barriers on Aquatic Habitat Conditions and Macroinvertebrate Communities. Journal of Aquatic Plant Management 35: 69-73.

Eliminación y control de *Carpobrotus edulis* en la isla de Portlligat-Parque Natural de Cap de Creus: un proyecto práctico de gestión

Elimination and control of *Carpobrotus edulis* on Portlligat island- Cap de Creus Natural Parc: a practical project management

E. BISBE[1], E. FÀBREGAS[1] & M. GUIRADO[2,*]

[1]Associació Galanthus, Crta. de Juià 46, 17460 Celrà (Girona), España Teléfono: (+34) 972492563, Web: http://www.asgalanthus.org) ■ [2]Diputació de Girona, Pujada Sant Martí 4-5,17004 Girona, Teléfono: (+34) 972185074, E-mail: mguirado@ddgi.cat, Web: http://www.ddgi.cat

Abstract
Carpobrotus edulis is the most problematic invasive plant specie in Portlligat island. The objectives of the present project were: (1) the elimination of *Carpobrotus*; (2) to assess the recovery of native flora after the intervention; and (3) to establish the most effective methods and economical costs. Plants were removed manually in best preserved sectors, and with a backhoe in those with recoverings of 100%. We assessed 36 experimental plots, and reached data of native plants richness and recovering (before and after *Carpobrotus* removal). The results show the positive consequences of manual works on native flora. We establish management priorities and costs for the removal of this species.

Palabras clave: *Carpobrotus edulis*, ecosistemas litorales mediterraneos, experimento de eliminación, flora exótica invasora, Parque Natural de Cap de Creus
Keywords: alien invasive plants, Cap de Creus Natural Parc, *Carpobrotus edulis*, Mediterranean coastal ecosystems, removal experiment

Las invasiones biológicas en el litoral mediterráneo representan una problemática para la preservación de los ecosistemas costeros, a pesar de que se consideran ecosistemas resistentes a las invasiones comparados con los centroeuropeos (Di Castri *et al.* 1990). La isla de Portlligat, en el Parque Natural de Cap de Creus (NE de la península Ibérica), ocupa una superficie de 8,9 ha, y se sitúa a unos 30m de la costa. Hasta el año 2009 presentaba una acusada problemática con relación con su ocupación por parte de especies de flora invasora, las cuales provocaron el deterioro de los hábitats naturales. En concreto, *Carpobrotus edulis* (bálsamo) era la especie que ocupaba mayor superficie, unas 3,5 ha, y amenazaba diversas especies de flora endémica (Truyol 2008).
El objetivo general del proyecto es la recuperación de los hábitats naturales de la isla de Portlligat, y en concreto: 1) Eliminar el bálsamo de la isla en su totalidad, 2) valorar la recuperación de la flora autóctona después de las actuaciones de eliminación del bálsamo, y 3) valorar los métodos de eliminación más eficaces y los costes de eliminación de esta especie.
Para la eliminación del bálsamo, este se ha retirado en su totalidad de raíz mediante el desenraizamiento manual o mecanizado, según la situación inicial:
1) Eliminación manual: en aquellos sectores con recubrimientos inferiores al 100 %, con presencia de flora autóctona en buen estado de conservación. También en aquellos espacios en que a pesar de estar totalmente recubiertos, el acceso hasta ellos de forma mecanizada hubiese supuesto una grave afectación de la flora autóctona.
2) Eliminación mecanizada: en espacios con presencia de bálsamo del 100 %, sin flora autóctona a preservar. La actuación se ha realizado mediante una pequeña retroexcavadora, y posteriormente se han repasado los restos de forma manual.
Se valoran un total de 36 parcelas cuadradas de 9 m2 en espacios con recubrimiento inicial de bálsamo del 50 % o del 100 %, las cuales se han muestreado antes y después de la retirada manual de la especie

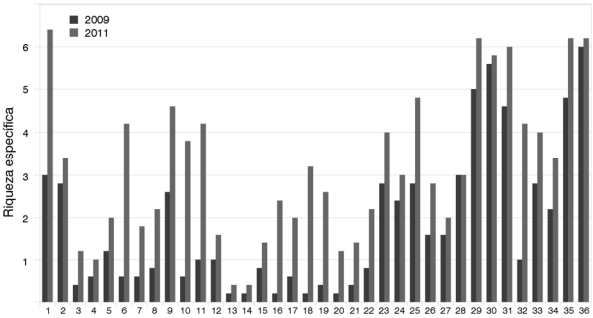


Figura 1. Riqueza específica por parcela de muestreo antes (en azul, año 2009), y después (en rojo, año 2011), de la retirada de *Carpobrotus edulis*.

invasora. Se han tomado datos de riqueza y recubrimiento por especie. Los inventarios se llevaron a cabo durante los meses de junio de 2009 (justo antes de la retirada del bálsamo) y en junio de 2011.
Los resultados muestran que todas las parcelas tratadas manualmente han experimentado un aumento de la riqueza y recubrimiento de las especies autóctonas del 2009 al 2011 (Figura 1).

Eliminación manual: Los resultados de la eliminación manual se especifican en la Tabla 1, y se puede observar un ejemplo comparativo en la Figura 2.

Tabla 1. Resultados obtenidos dos años después de los trabajos, según el porcentaje de ocupación inicial del bálsamo en las parcelas experimentales.

Resultados	Ocupación inicial del 50%	Ocupación inicial del 100%
Incremento riqueza flora autóctona (%)	30 %	67 %
Recubrimiento medio de la flora autóctona	96,62 %	26 %
Efecto isla	A mayor aislamiento de las parcelas respecto a hábitats naturales bien conservados, menor capacidad de regeneración de la flora autóctona	
Tiempo de ocupación del bálsamo	A mayor tiempo de ocupación del bálsamo, menor capacidad de regeneración de la flora autóctona	
Nuevas especies autóctona incorporadas	Principalmente anuales y oportunistas. La flora autóctona presente experimenta una mejora, al disminuir la competencia por los recursos.	
Efecto de la retirada del bálsamo hasta suelo mineral	Aumento de la germinación del bálsamo	

Figura 2. Recubrimiento inicial de bálsamo en una parcela experimental con recubrimiento del 100%, y situación final, una vez retirado.

Eliminación mecanizada: Todavía es pronto para poder valorar la evolución de este espacio donde se intervino en junio de 2011. De momento, la recuperación de la flora autóctona es escasa; el regenerado de bálsamo de semilla fue abundante en otoño pero la mayor parte pereció por el rigor invernal.

Criterios de gestión a aplicar en la eliminación de *Carpobrotus*

- Priorizar la eliminación manual en áreas donde todavía quede flora autóctona: la presencia de ésta favorece la re-colonización natural de los espacios recién liberados.
- La eliminación mecanizada de grandes áreas recubiertas por el bálsamo es una buena opción, pero se aconseja que se haga de forma superficial para evitar la activación del banco de semillas de bálsamo. Evitar movimientos innecesarios que generen perturbaciones.
- Priorizar actuaciones en zonas todavía bien conservadas de forma manual, frente a zonas mal conservadas con una capacidad de recuperación menor.
- Eliminar el regenerado de bálsamo anualmente hasta desgastar el banco de semillas, para evitar que los nuevos individuos sean fértiles. Se aconseja trabajar pasado el inverno, para aprovechar las bajas producidas por posibles heladas.
- Las áreas ocupadas por el bálsamo desde hace muchos años y con recubrimientos cercanos al 100 %, tienen grandes dificultades para recuperarse por sí solas. En estos casos, una siembra puede ser una buena solución.
- Se calcula un coste temporal de 7 min/m2 para la eliminación manual del bálsamo, teniendo en cuenta recubrimientos del 100 %. Estos datos pueden variar en función del grosor del sustrato, grado de humedad, tipo de suelo, etc.

Recursos empleados para la realización del proyecto

Recursos humanos: Doce operarios para la retirada de bálsamo, un técnico de la administración pública, un director de obra externo.
Medios utilizados: retro-excavación, acciones manuales.
Materiales utilizados: guantes, cueradas y arneses, cubos, retroexcavadora.
Coste: 115.000 €
Fuente de financiación: Convenio de mejora de espacios naturales entre la Diputació de Girona y la Obra Social "la Caixa".

Agradecimientos
A los técnicos y guardas del Parque natural de Cap de Creus, a los técnicos del área de Medio Natural del Departamento de Agricultura, Ganadería, Pesca, Alimentación i Medio Natural de la Generalitat de Catalunya.

Referencias bibliográficas

Dana E & Rodríguez-Luengo L (2008) Gestión del control de especies exóticas invasora. En: Invasiones biológicas. pp. 129-139. CSIC.

Di Castri F, Hansen AJ & Debussche M (1990) Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin. pp. 11. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.

Sanz-Elorza M, Dana ED & Sobrino E (2004) Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. pp. 114-116. Dirección general para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Truyol M (2008) Control de les espècies vegetals invasores a l'illa de Portlligat- Parc Natural de Cap de Creus. pp. 1-15. Informe técnico. Diputació de Girona.

Eliminación de especies exóticas invasoras en zonas de difícil acceso

Eradication of invasive alien species in remote areas

L. CAPDEVILA-ARGÜELLES [1, 2, *], J. A. GONZÁLEZ ROBLES[2], J. A. BLANCO[2], A. CIFUENTES[2] & V. RIVAS[2]

[1]GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas, C/ Tarifa 7, 24193 Navatejera, León, España, Teléfono: (+34) 626169568, E-mail: geib.uc@gmail.com, Web: http://geib.blogspot.com E-mail: geib.uc@gmail.com ■ [2]Bios, Conservación de Fauna y Flora Silvestre. E-mail: bios.uc@gmail.com

Abstract

The presence of *Carpobrotus edulis* in the Western cliff of the Faro Island (National Park of Galicia) is very likely to expand itself to other more vulnerable areas of the Cíes archipelago. Bios have successfully piloted a project to eradicate *C. edulis* in this area. By using climbing and abseiling techniques, Bios has shown that it is possible to carry out the complete eradication of *C. edulis* in cliffs. To complete the project in a large scale, we need adequate financial support. This guarantees the best and most positive environmental impact. Eradication can be complete.

Palabras clave: acantilado, *Carpobrotus edulis*, erradicación, escalada
Keywords: *Carpobrotus edulis*, cliff, climbing eradication

El género *Carpobrotus* ha sido objeto de numerosas campañas de control en diferentes puntos de la geografía española. Sin embargo, la dificultad de acceso que presentan algunos enclaves invadidos por la uña de gato han mermado la eficacia de varias acciones de erradicación.

Concretamente, en el archipiélago de Cíes (Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia), la única mancha que permanece de *Carpobrotus edulis* se encuentra en el acantilado de la cara oeste de la isla del Faro. El hecho de ser un enclave muy expuesto (Figura 1), había desalentado acciones de erradicación de la especie, cuya presencia suponía un peligro potencial de expansión hacia nuevas zonas. Por su situación los trabajos debían ser realizados con personal especializado en gestión de especies exóticas invasoras y en trabajos verticales,

Figura 1. Técnico en el área de descenso del acantilado.

Para evaluar la viabilidad de una intervención de ese estilo, '*Bios* Conservación de Fauna y Flora Silvestre', un grupo especializado en gestión de especies exóticas invasoras y en trabajos en zonas de difícil acceso, puso en marcha un proyecto piloto de erradicación sufragado por el GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. La época escogida para las labores fue a principios de octubre de 2011, para no interferir con las aves marinas ni con el aprovechamiento turístico del citado Parque Nacional. Previamente y en una primera fase, se procedió a referenciar la situación del *taxon*, y a determinar la extensión del área invadida, accediendo al enclave mediante técnicas de escalada y rápel, pudiendo así planificar la primera fase de eliminación.

Debido a encontrarse en un entorno protegido, se realizó una instalación con elementos que no provocaran ningún impacto ni dejaran ninguna huella, montando un cable de acero en 'puentes de roca', que fue recogido al finalizar el trabajo. El equipo estaba formado por 5 personas. Cuatro técnicos bajaron por el acantilado mediante técnicas de escalada y rápel, contando cada uno con el material obligatorio y homologado para este tipo de trabajos: cuerda semi-estática y cuerda de seguridad de 60 metros cada una, más el equipo correspondiente de protección personal (casco y arnés, bloqueador de cuerda, anti-caídas deslizante, descensor autofrenante, etc.). Además, se instaló una línea de vida, utilizada por el quinto integrante, que transportaba los restos de la planta hasta otra zona de más fácil acceso.

El método de erradicación empleado fue el arranque manual de la planta, incluyendo todo el sistema radicular. Los restos, introducidos en sacas convenientemente cerradas (Figura 2) para evitar su dispersión en el traslado, se subían manualmente por medio de un sistema de poleas hasta una zona ya horizontal. De aquí, a mano, eran llevados hasta el camino para que el personal del Parque Nacional lo recogiese con un vehículo y lo trasladase hasta la zona de incineración.

Uno de los problemas más comunes que conlleva la eliminación de carpobroto es el volumen y peso elevado de sus restos debido al carácter craso de la planta. Esto supuso que la fase de subida de las sacas se convirtiera en la parte más ardua, ralentizando el ritmo de trabajo. Sin embargo, el acceso a los acantilados y el arranque de la planta se llevó a cabo sin ningún tipo de problemas y con la máxima seguridad, gracias al empleo de personal profesional contratado.

En esta primera fase se eliminaron cerca de 1000 kg de carpobroto (Figura 3).

De este proyecto piloto se han sacado tres conclusiones aplicables tanto a éste como a otros lugares afectados:

1. La eliminación de *Carpobrotus* en acantilados es factible, pudiendo completarse al 100% los trabajos de erradicación en aquellos sitios donde han sido comenzados.
2. Esta labor puede hacerse sin causar perjuicios al medio en el que se realizan, siempre y cuando el personal esté bien formado y cualificado.
3. El empleo de voluntariado es factible, pero tan sólo en las labores de transporte de las sacas desde el lugar donde las hayan dejado los profesionales (siempre colocadas en zonas sin peligro), pudiendo abaratar los costes.

Figura 2. Perspectiva del área de trabajo.

Por otra parte, queda patente que la peligrosidad de carpobroto para este ecosistema frágil y de alto valor ecológico, implica la necesidad de dar continuidad a este proyecto, labor en la cual se encuentra actualmente esta entidad.

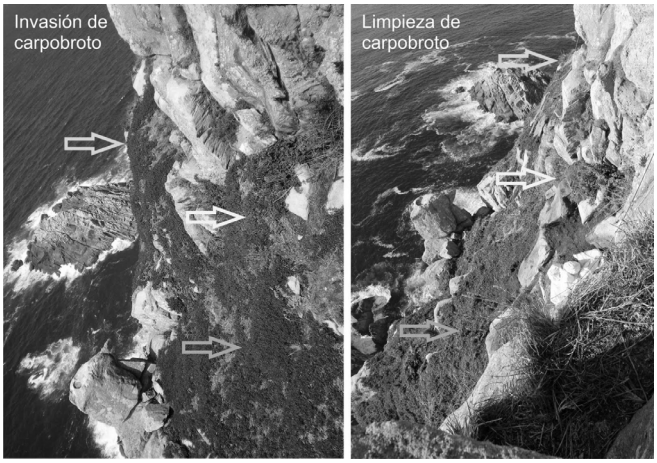


Figura 3. Área de trabajo antes y después de la intervención

Control de *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng. (Cala) en la isla de Sálvora. Parque Nacional Marítimo-Terrestre Islas Atlánticas de Galicia

Control of *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng. (Arum lily) in Salvora Island. Maritime-Terrestrial National Park of the Atlantic Islands of Galicia

C. GARCÍA RODRÍGUEZ[1,*], C. LÓPEZ LEIVA[2] & A. BLANCO NEO

[1]Parque Nacional Marítimo-Terrestre Islas Atlánticas de Galicia, C/Eduardo Cabello, s/n, Edificio CETMAR, 36208 Vigo, España. Teléfono: (+34) 986 218090, Fax: 986 218095, E-mail: cgarciapn@hotmail.es ■ [2]Unidad de Botánica Forestal. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España ■ Vilacoba 12, 15212 Lousame, A Coruña, España

Abstract
After its introduction as ornamental species, the arum lily, *Zantedeschia ethiopica,* became an uncontrolled invasive weed in Salvora (Atlantic Islands, Galicia, Spain), where it found optimal conditions for its expansion, related to climate traits and animal agents for dispersal. In 2010, the first measure adopted was the manual extraction of rhizomes and bulbs, but this action turned out to be not so effective since there was an increase of populations and densities. A systematic Plan of Control and Monitoring was devised in 2012 involving GIS-mapping of invaded areas, selection of consecutive clearing of thickets as control methodology, schedule of clear-cutting (january, after blossoming and march before the blooming of other plants in spring), location of preferential areas, evolution monitoring and the performance of test spots for the application of possible alternative methods. Although total eradication seems to be impossible for the moment, the consecutive thicket clearing, at least twice yearly, resulted quite effective especially if repeated systematically.

Palabras clave: control, Galicia, invasoras, Sálvora, *Zantedeschia aethiopica*
Keywords: control, Galicia, invasive, Salvora, *Zantedeschia aethiopica*

La cala, *Zantedeschia aethiopica* L. (Spreng.), originaria del Sur de África, fue introducida por motivos ornamentales en la isla de Sálvora. Esta isla, situada en el Parque Nacional marítimo terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia, lleva despoblada desde los años 70 del siglo XX -a excepción del farero y el vigilante del Parque. Actualmente, son gaviotas, conejos, caballos y ciervos sus principales habitantes.

La facilidad de reproducción de la cala, tanto por semilla como por rizoma, unida a la amplia dispersión que alcanza por zoocoria (Galán & Castroviejo 2008) y a las condiciones ambientales propicias que le ofrece el medio insular -clima templado y humedad-, son las causas a las que puede atribuirse la repentina explosión de la población ocurrida en 2010 y que llevó a tomar unas primeras medidas para frenar su avance. Ese mismo año se optó por la extracción manual de los rizomas de cada ejemplar, junto con los bulbos que le acompañaban. A fin de causar el menor impacto posible, la tierra que acompañaba al rizoma era devuelta a su lugar original, previo cernido mediante cedazo para impedir reintegrar los bulbos al suelo. Estas acciones se llevaron a cabo en el mes de mayo, cuando la floración de las calas ya estaba avanzada.

Sin embargo, la situación al cabo de dos años fue peor que la esperada: la expansión de la especie se había acelerado, ocupando nuevos parajes y aumentando la densidad de la población. Además de a las causas ya citadas es posible atribuir también ese aumento a que diminutos bulbos pasaran por el cedazo, y al encontrar la tierra aireada, se provocara una especie de "resiembra" no deliberada. Precisando una rápida toma de decisión, se consultaron distintas referencias (Watson & Dallwitz 1992; Moore & Hoskins 1997; Fisher 1998; Panetta 1988; Peirce & Randall 1998; Jones *et al*. 2000; Chahín 2002), fundamentalmente recomendaciones generales realizadas en países (Government of Western Australia, 2012) en que el problema ya ha tratado de ser solventado, como Australia y Nueva Zelanda; basándose en las pautas de las que hay constancia de efectividad (Brown & Brooks 2002).

El objetivo en 2012, pues, ha sido detener la expansión incontrolada de *Zantedeschia aethiopica* mediante el diseño de un Plan de Control. En un primer momento había que evitar que las plantas produjeran fruto que pudiera ser ingerido por las especies animales de la Isla e impedir así que la dispersión alcanzara zonas hasta ahora libres de la invasión.

La metodología seguida ha sido: 1.- la elaboración de una cartografía para la delimitación del área de distribución actual (teselado en campo, asignación de contenidos y volcado de la información en un GIS y sus correspondientes bases de datos); 2.- Selección del método de control: tras descartar, por resultar escasamente válido, la extracción manual ya utilizada y descartar los métodos químicos por sus efectos secundarios poco deseables, se optó por el desbroce sucesivo hasta lograr el agotamiento del rizoma, con la ventaja sobrevenida de

que la rápida degradación de los restos ahorraba su recogida y porte en sacos). 3.- Selección de estación y estado fenológico (desbroce al comienzo de la floración de *Zantedeschia* –enero-, repetido antes de la emergencia de la vegetación circundante –mitad de marzo-). 4.- Selección de áreas preferentes (zonas de nidificación y querencia de mamíferos, áreas con especies en peligro y enclaves de pequeña extensión). 5.- Seguimiento y control posteriores (comprobación mediante cartografiado de la evolución de la invasión y programa de repetición de los desbroces todos los años hasta su control). 6.- Establecimiento de parcelas de ensayo para tratamiento con N_2 líquido, adición de sal sobre las cepas de cala recién cortada, y recubrimiento de las cepas con restos de *Carpobrotus edulis* (otra especie invasora que ha sido objeto preferente de erradicación mediante extracción). Como parte de los resultados, se obtuvo un mapa de distribución a escala 1:1.500 realizado entre enero-febrero de 2012, en el que las teselas se separaron por densidad de la cubierta de cala, especies acompañantes, sustratos y tipos de distribución, buscando correlaciones entre estos parámetros. La simbología utilizada fue similar a la empleada en el Mapa Forestal de España 1:200.000 (Ruiz de la Torre 1990). De este modo se localizaron 37 teselas con unas densidades de cala de 2-40%, estando ligadas las más densas a las zonas antiguamente habitadas (aldea y pazo).

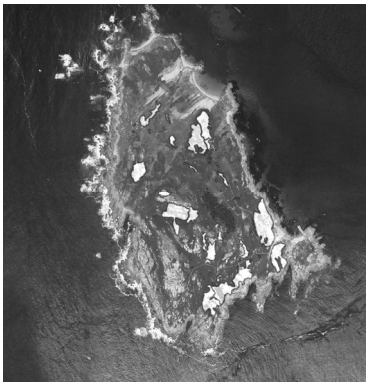


Figura 1. Distribución de *Zantedeschia aethiopica* en Sálvora

Figura 2. Desbroce manual al inicio de la floración

La respuesta de la especie al primer desbroce apenas resultó perceptible, si bien, tras el segundo desbroce, un número creciente de los individuos que emergían daban muestras de haber sido afectados: falta de vigor, amarilleamiento en las hojas, partes necrosadas, etc.

En las parcelas de ensayo en las que se utilizó N_2 líquido, tanto en difusor como a chorro, sobre la planta en pie, sobre la cepa o sobre el rizoma, los efectos fueron prácticamente nulos (únicamente sufrieron un pequeño daño aquellos individuos en los que el nitrógeno se aplicó directamente "a chorro" sobre el rizoma descubierto). Por tanto, este método ha de ser descartado: su alto coste y bajos resultados lo desaconsejan.

En las parcelas de ensayo cuyas cepas de cala fueron recubiertas con restos de *Carpobrotus edulis,* confiando en sus propiedades antigerminativas por alelopatía, los resultados fueron igualmente inútiles y al cabo de un mes ya era posible observar el nacimiento vigoroso de nuevas plantitas de cala.

Sin embargo, en las parcelas de ensayo cuyas cepas se recubrieron con sal, los resultados fueron asombrosos. Supusieron la práctica la desaparición de las calas allí donde se aplicaron. Las especies presentes en la tesela antes del tratamiento no resultaron afectadas; pero debido al peligro que entraña la salinización del suelo, se recomienda aplicar este método únicamente de forma localizada, en lugares muy concretos, de difícil acceso y donde el desbroce sucesivo y continuado no sea efectivo.

Se desprende como conclusión principal que las acciones deben ir encaminadas más al control de la especie que a su erradicación, que hasta el momento se antoja imposible y, para ello, lo más acertado parece ser el desbroce continuado y periódico. A pesar de que el agotamiento del rizoma solo se conseguiría desbrozando cada vez que asomaran los brotes, parece posible mantener a raya la población desbrozando en dos momentos clave: al comienzo de la floración y antes de la emergencia de *Pteridium aquilinum* tras el periodo invernal. Si fuera posible, sería de gran valor un tercer desbroce en verano –agosto-, allí donde no se interfiera con los pollos de gaviota. Estas actuaciones han de repetirse año tras año, pues la interrupción de las mismas supondría la inutilidad de

todos los esfuerzos invertidos. En caso de plantearse en un futuro la extracción de la planta como se hizo en 2010, es fundamental el momento de la intervención, pues los bulbos que en el mes de mayo aparecen "independizados" y cuya localización total supone un problema, en el mes de enero aparecen apretados junto al rizoma (M. Caneda, comunicación personal), lo que facilitaría la extracción total de la planta.

Agradecimientos

A Marta Caneda y Jacinto Torrado por sus observaciones realizadas en torno a la especie y el interés con que siempre abordaron este trabajo a pie de campo, como en todos en los que tomaron parte. A Julio Alberto Amoedo por el intercambio de ideas en el transcurso del trabajo.

Referencias bibliográficas

Brown K & Brooks K (2002) Environmental Weeds Action Network (EWAN). Managing Weeds in Bushland. Government Western Australia. [ref. de 18 de mayo de 2012]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.environmentalweedsactionnetwork.org.au/images/pdf/arumlily.pdf>

Chahín Anaía G (2002): Producción Comercial de calas y peonías. Gobierno de Chile, Ministerio de Agricultura, INIA Boletín nº 38. Temuco, Chile.

Fisher J (1998) The role of the soil seed bank in bushland management. In: Tullis K & Mclean K (eds) Managing our bushland. Proceedings of a conference about the management and protection of urban bushland, pp 134-138. Urban Bushland Council (WA), Australia.

Galán A & Castroviejo S (2008) *Zantedescia aethiopica*. En: Castroviejo, S. *et al*. (eds.) (2008) Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Tomo XVIII. pp 308-310. Real Jardín Botánico. CSIC. Madrid.

Government of Western Australia (2012) Arum lily *(Zantedeschia ethiopica*). Declared plant in Western Australia. [ref. de 18 de mayo de 2012]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.agric.wa.gov.au/objtwr/imported_assets/content/pw/WEED/DECP/arum_lily.pdf>

Jones NM, Jones WO & McDonald T (2000) Herbaceous species stabilize repeatedly disturbed drainage lines in Sydney Bushland. Ecological Management and Restoration 1(2): 153 -154.

Moore JH & Hoskins EB (1997) Arum Lily control in south west of Western Australia. In: Scott JK & Wykes BJ (eds) Arum Lily (*Zantedeschia aethiopica*). Proceedings of a workshop on Arum lily. pp 31-37. HMAS STIRLING, Garden Island, Western Australia. CRC for Weed Management Systems, Adelaide, Australia

Panetta FD (1988) Studies on the seed biology of Arum Lily *(Zantedeschia aethiopica* (L.)Spreng). Plant Protection Quarterly 3(4): 169-171.

Peirce JR & Randall R (1998) Declared Plant Control Handbook: Index to control of declared plants. Miscellaneous Publications 4/98, Agriculture Western Australia.

Ruiz de la Torre J (1990) Memoria General del Mapa Forestal de España 1:200.000. Ministerio de Agricultura. Madrid

Watson L & Dallwitz MJ (1992 onwards) The families of flowering plants: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval. [ref. de 18 de mayo de 2012]. Accesible a través de World Wide Web: < http://delta-intkey.com >

Análisis de costes y eficacia de 4 métodos para el control de *Arundo donax*

Cost and efficiency analysis of 4 methods for giant cane control (*A. donax*)

V. DELTORO[1,*], C. PEÑA BRETON[1], A. SEBASTIAN[1] & J. JIMENEZ-PEREZ[2]

[1]Vaersa, Mariano Cuber 17, 46011 Valencia, España, Teléfono: (+34) 961973543, E-mail: invasoras@gva.es ■ [2]Servicio de Espacios Naturales y Biodiversidad. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Francisco Cubells 7, 46011 Valencia, España

Abstract
This study sets out to study the efficiency of different *A. donax* control methods as well as their economic costs. Our results show that it is possible to eradicate *A. donax* completely by using chemical treatments, tarping and mechanical extraction of the rhizome. However, their costs differ markedly, with cut and spray method having the lowest cost and extraction of rhizome the highest. Most importantly, the results highlight the major importance of repeated and sequential treatments which enhance efficiency of chemical methods at a very low increase in cost.

Palabras clave: *Arundo donax*, cañaveral, geotextil, glifosato, rizoma
Keywords: *Arundo donax*, Giant reed formations, tarping, Glyphosate, rhizome

Arundo donax es uno de los 100 organismos más invasores del mundo (Lowe *et al*. 2000) y su establecimiento en ambientes riparios plantea problemas ecológicos y de gestión de los recursos hídricos (Iverson 1994; Scott 1994; Bell 1998; Dudley 2000). El control definitivo de *Arundo* es complejo y costoso, ya que pasa por provocar la muerte del rizoma, el órgano perenne de la planta. Los métodos habituales de control, por desbroce o quema promueven la consolidación de la dominancia de *A. donax* (Coffman *et al.* 2004), agravando la invasión. Por otro lado, los intentos de control biológico de *A. donax* todavía se encuentran en una fase muy preliminar (Cortes *et al*. 2009). Por lo tanto, las únicas opciones viables para el control de esta invasora son el arranque de su rizoma o la aplicación herbicidas sistémicos. Alternativamente, también se ha ensayado con éxito el recubrimiento de las zonas invadidas con geotextiles opacos. El objetivo de este trabajo fue el establecimiento de la eficacia y del coste de los métodos antes comentados.

Los métodos de control de *A. donax* estudiados fueron los siguientes:

a) Desbroce del cañaveral y fumigación de los rebrotes con herbicida a base de glifosato al 6%.
b) Desbroce del cañaveral, corte y embadurnado de los rebrotes con herbicida sin diluir en la zona de corte en los dos minutos siguientes al corte
c) Arranque del rizoma
d) Desbroce del cañaveral y recubrimiento con geotextil opaco

Para estudiar la eficacia de estos métodos, en el área de trabajo (Ullal del Riu Verd, TM Benimodo y Massalavés, Comunitat Valenciana) se delimitaron cuatro parcelas control y cuatro parcelas de tratamiento. Las parcelas se agruparon de forma pareada, de modo que cada tratamiento estaba situado al lado de su correspondiente control del mismo tamaño. La evaluación de la eficacia de los dos tratamientos se ha basado en la comparación del número de brotes que sobrevivían tras cada aplicación de herbicida con las cañas vivas presentes en las parcelas antes del desbroce del cañaveral.

Metodologías empleadas para el control de *A. donax*:

Para estudiar el efecto de los diferentes

A) Tratamientos químicos: utilizando Roundup Energy (45 % glifosato) se realizaron los dos tipos de tratamientos químicos mencionados anteriormente. Se aplicaron tres veces según el calendario siguiente:

Herbicida	1ª aplicación	2ª aplicación	3ª aplicación
Fecha	octubre 2009	mayo 2010	agosto 2010

B) Tratamientos mecánicos:

- Recubrimiento con geotextil opaco de 220 g/m^2. Las cañas se segaron en julio e inmediatamente la superficie se cubrió con geotextil.

- Extracción de rizoma: el rizoma se extrajo a principios de agosto 2009 mediante un retroexcavadora que profundizó hasta una cota de 50cm.

Tres aplicaciones sucesivas de herbicida mediante fumigado de los rebrotes o impregnación de la zona de corte, tal y como se describe en el apartado de metodología, logran provocar una mortalidad superior al 95% en el número de tallos. Es importante destacar que, en ambos métodos, la mayor mortalidad fue inducida por la 1ª aplicación, si bien son necesarias al menos tres para lograr mortalidades elevadas. Por otra parte, los métodos de arranque del rizoma y de recubrimiento con geotextil opaco provocaron una mortalidad del 100% de los tallos. Por lo tanto, estos resultados permiten afirmar que en las parcelas donde se aplicaron se ha provocado una muerte definitiva de los rizomas de *A. donax*.

Como puede verse en la Figura 1 el tratamiento con un coste más elevado es el de arranque del rizoma – el precio incluye el transporte a vertedero y el canon de vertido – seguido por el de recubrimiento con plástico y el de desbroce con impgregnación con un coste 2,5 veces menor aproximadamente. Por último, el más económico de todos es el de fumigación de los rebrotes, que tiene un coste 17 veces inferior. Por lo tanto, la fumigación de los rebrotes es seis veces más económica que la impregnación con herbicida. La razón para estas diferencias se pone de manifiesto al dividir en unidades de obra los diferentes tratamientos. Se observa cómo en el método de desbroce y fumigado del rebrote el 70% del coste total es absorbido por el desbroce del cañaveral, mientras que en el de desbroce e impregnación esta partida únicamente representa el 11%. Precisamente, en este último, la mayor parte del coste se debe a la aplicación manual por impgregnación del herbicida, que supone el 84% del total. Por lo que se refiere al método de recubrimiento con geotextil la colocación del tejido supuso un coste elevado en jornales para su extendido y fijación al sustrato. Por otro lado, el elevado precio del arranque del rizoma es debido al elevado número de horas de maquinaria necesarias para extraerlo y al canon de vertido y el transporte a vertedero. Es necesario tener en cuenta que en este método también se requieren jornales para retirar fragmentos de rizoma olvidados tras el paso de la máquina si se pretende que este método tenga una elevada eficacia.

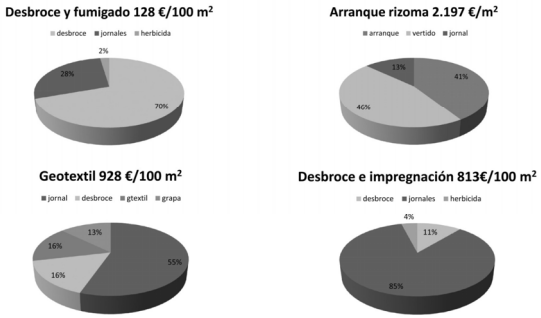


Figura 1. Coste de las diferentes unidades de obra para cada uno de los tratamientos de control de *A. donax* ensayados en el Riu Verd.

Por último, es muy importante indicar que, tal y como puede verse en la Fig. 2, en los métodos químicos el coste de aplicación del herbicida disminuye con el número de aplicaciones. No en vano, a medida que se van realizando tratamientos, cada vez hay menos cañas que tratar, y se avanza más rápidamente. Cuando esto se compara con la mortalidad que induce cada aplicación de herbicida en ambos métodos se pone en evidencia el reducido coste de los tratamientos de repaso comparado con el tratamiento inicial.

En definitiva, se puede afirmar que la eliminación de *A. donax* es posible incluso en situaciones de colonización muy intensa mediante utilización de métodos químicos, pero también de físicos o mecánicos, con los que puede lograrse una eficacia semejante y cercana al 100% si la aplicación se realiza como se describe en este informe. La elección del método más adecuado para cada caso dependerá de factores como las características del medio, su valor ambiental, el tipo de intervención que se prevea realizar, la disponibilidad presupuestaria o la posibilidad de efectuar repasos en años sucesivos. Por otra parte, también debe

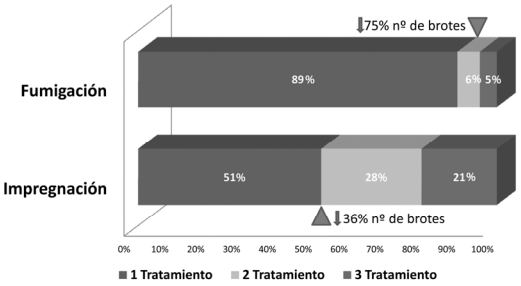


Figura 2. Porcentaje del coste total que suponen las sucesivas aplicaciones de los tratamientos de fumigado e impgregnación y comparación de la eficacia del primero de ellos en ambas técnicas.

tenerse en cuenta que el coste y los posibles impactos sobre el medio difieren entre los distintos métodos de modo muy significativo. El método más económico es el de aplicación de herbicida mediante fumigación a los rebrotes y se sitúa en torno a los 1,28€/m^2 (incluidos tres repasos) frente a los 21.97€/m^2 de la extracción del rizoma con retroexcavadora. Finalmente, es muy importante recalcar que, dependiendo del método empleado, los repasos pueden llegar a multiplicar por diez la eficacia del tratamiento incial y suponen un coste que oscila entre el 10 y el 40% de su importe.

Los trabajos objeto de este informe han recibido financión del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) en el marco de la actuación "Restauración de las riberas del Riu Verd" como parte de la medida 2.2.7 "Conservación y desarrollo de la Red Natura-2000 en medio forestal".

Referencias bibliográficas

Bell G (1998) Ecology and management of *Arundo donax* and approaches to habitat restoration in southern California. In: Brock JH, Wade M, Pysek P & Green D (eds), Plant Invasions: Studies from North America and Europe, pp 103–113.

Coffman GC, Ambrose RF, Rundel PW. (2004) Invasion of *Arundo donax* in river ecosystems of Mediterranean climates: causes, impacts and management strategies. Proceedings of the 10th MEDECOS Conference, Rhodes Island, Greece. (eds. M. Arianoutsou & W. Papanastasis), pp. 1-8. Millpress Science Publishers, Rotterdam.

Cortés E, Marco MA & Goolsby J (2009) Cuadernos Biodiversidad 29. Buscando el antídoto natural en la lucha contra el carrizo gigante. Pag 20-24.

Dudley TL (2000) *Arundo donax*. Invasive Plants of Calfornia's Wildlands, pp: 53–58. University of California Press, Berkeley.

Iverson M (1994) The impact of *Arundo donax* on water resources. In: Jackson NE, Frandsen P and Duthoit S (eds), *Arundo donax* Workshop Proceedings, pp 19–26. California Exotic Pest Plant Council, Riverside.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). 12pp

Scott GD (1994) Fire threat from *Arundo donax*. In: Jackson NE, Frandsen P and Duthoit S (eds), *Arundo donax* Workshop Proceedings, pp 17–18. California Exotic Pest Plant Council, Riverside.

Proyecto de I+D+i de optimización de los sistemas de eliminación y control de cañaverales. Actuación en el arroyo Harnina, Almendralejo (Badajoz)

Innovation & development research for improvement giant reed control and elimination methods. The Harnina creek case study, Council of Almendralejo (Badajoz)

X. M. VILÁN FRAGUEIRO[2,*], FCO. J. SÁNCHEZ MARTÍNEZ[1], J. GARCÍA DÍAZ[1], M. APARICIO MARTÍN[1], J. JIMÉNEZ RUIZ[2], J. M. GARCÍA-GUIJAS REDONDO[2] & A. SAIZ DE LA HOYA ZAMACOLA[2]

[1]Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico. Dirección General del Agua, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España ■ [2]Dirección Técnica de Tragsa, C/ Conde de Peñalver 84, 28006 Madrid, España, Teléfono (+34) 913963833, Fax: (+34) 913963400, E-mail xvilan@tragsa.es

Abstract
Since 2009 government´s department *Dirección General del Agua*, have been developing the RD&I project optimizing systems for Arundo donax removal, commissioning their implementation to the publicly owned company Tragsa. This project tested different treatments to find one that provides a better relation benefit-cost for giant reed eradication. One of these actions is located in the Harnina creek (Badajoz). The main problems identified by the presence of *A. donax* have been loss of riparian ecosystem and reduced drainage capacity. Periodic clearings of *A. donax* have not been effective to date. The methods tested combine mechanical and herbicides treatments in addition to riparian restoration and natural engineering.

Palabras clave: caña común, bioingeniería, erradicación, invasora, ripario
Keywords: eradication, giant reed, invasive, natural engineering, riparian

La caña común (*Arundo donax* L.) es considerada uno de los 100 organismos más invasores del mundo (Lowe *et al*. 2000) y su establecimiento en ambientes riparios plantea problemas ecológicos y de gestión de los recursos hídricos. *A. donax* transpira más agua por unidad de superficie que la vegetación nativa (Iverson 1994) e incrementa el riesgo de incendio de las zonas invadidas (Scott 1994). Además, esta especie invasora modifica las características físicas y químicas de los ecosistemas riparios, alterando el microclima al proporcionar un menor sombreado a la corriente de agua, empobreciendo el horizonte edáfico superficial debido al bajo contenido en nutrientes de su follaje o proporcionando un hábitat poco adecuado para la fauna silvestre nativa (Bell 1997).
Desde el año 2009, la Dirección General del Agua (MAGRAMA) viene desarrollando el Proyecto de I+D+i de *Optimización de los Sistemas de Eliminación y Control de Cañaverales para Mejora del Estado Ecológico y Recuperación de la Capacidad de Desagüe de los Ríos,* encargando su ejecución a la empresa Pública Tragsa. Se han realizado intervenciones en distintos tramos de ríos de clima mediterráneo, previa propuesta de las Confederaciones Hidrográficas responsables de su gestión, en los cuales se han ensayado baterías de técnicas de control y eliminación de la especie. Para este proyecto se ha diseñado un modelo experimental basado en la combinación de técnicas físicas y químicas. Este diseño está encaminado a comparar variables de crecimiento de *A. donax* (altura, diámetro, densidad e índice de presencia) bajo el efecto de las técnicas en diferentes repeticiones. Las variables se han analizado mediante correlación, test de normalidad, regresión estadística y análisis de varianza, obteniendo una fórmula polinómica predictoria de la morfología y crecimiento para los individuos (Batschelet 1973). Los trabajos se han desarrollado en cinco fases: caracterización inicial de la morfología de *A. donax*, características geográficas y ambientales de las parcelas, desarrollo de las técnicas de control y erradicación, seguimiento periódico de las variables (toma de datos inicial, seguimiento a las 3 semanas, 6 semanas, 6 meses y 1 año) y finalmente el análisis de los datos obtenidos hasta el momento. Una de estas actuaciones se localiza en la demarcación hidrográfica del Guadiana, en el cauce principal y un afluente del arroyo Harnina, localidad de Almendralejo (Badajoz). Las principales problemáticas en este cauce, derivadas de la presencia de *A. donax*, han sido la extrema degradación de la morfología, la pérdida del ecosistema ripario natural, y la reducción en la capacidad de desagüe. Los desbroces periódicos del cañaveral no han resultado efectivos hasta la fecha, ya que la especie en los ambientes riparios se dispersa y coloniza mediante propagación vegetativa del rizoma (Coffman *et al* 2004). En la actuación del arroyo Harnina se han ensayado 20 combinaciones de técnicas en 60 parcelas, a lo largo de 2,5 Km del cauce principal, con una superficie aproximada de 4,8 ha y en 21 parcelas, a lo largo de 0,9 Km del afluente, con una superficie aproximada de 1,1 ha. La superficie media de las parcelas ha sido de unos 800 m^2 en el cauce principal y 525 m^2 en el afluente, variando en función de la sinuosidad del cauce y del ancho de ocupación del cañaveral. En las técnicas químicas se han ensayado compuestos fitosanitarios de nueva generación, que presentan altas eficacias a bajas dosis, una rápida

degradación en contacto con el suelo y un perfil ecotoxicológico de bajo impacto ambiental, los cuales son utilizados comúnmente en ambientes acuáticos para el control de malas hierbas. Sus metodologías de aplicación han sido al rebrote de la caña, sobre el cañaveral sin desbrozar y mediante la inyección en el tallo tras haber cortado previamente la parte aérea. Las técnicas físicas han consistido en la extracción del rizoma (con y sin separación del sustrato), técnicas de bioingeniería para la estabilización de los taludes (biorrollo vegetado, fajina viva, trenzado vivo, cobertura con ramas vivas y herbazal vegetado con helófitos) y recubrimientos con plásticos y materiales biodegradables para evitar el rebrote de la caña.

Tabla 1. Relación de las técnicas ensayadas

Técnicas químicas					Técnicas físicas			
Herbicida	Concentración pio. activo (%)	Dosis	Método	Número aplicaciones	Tratamiento Caña	Tratamiento Rizoma	Restos	Restauración
Azimsulfurom	50	50 g/ha	pulverización al rebrote	3	Desbroce	-	Vertedero	Salix spp, Populus spp
Penoxsulam	2,04	2 litros/ha	pulverización al rebrote	3	Desbroce	Extracción	Trituración	Plantación/Estaquillado
Cihalofop-butil	20	1,5 litros/ha	pulverización al rebrote	3	Desbroce	Extracción	Vertedero	Bioingeniería+Plantación/Estaquillado+Hidrosiembra
Profoxidim	20	0,75 litros/ha	pulverización al rebrote	3	Desbroce	Cribado	Vertedero	Plantación Arbustiva y arbórea
Glifosato	36	10 litros/ha	pulverización al rebrote	3	Desbroce	-	Trituración	Cobertura de Ramas+Plantación/Estaquillado
Glifosato	36	10 litros/ha	sin desbroce previo	3	Desbroce	Cribado	Trituración	Cobertura de Ramas+Plantación/Estaquillado
Glifosato	54	max. 1600 tallos/ha, 8ml/tallc	inyección en el tallo	3	Desbroce	-	Vertedero	Cubrición+Plantación/Estaquillado+Hidrosiembra
					Desbroce	Extracción	Vertedero	Cubrición+Plantación/Estaquillado+Hidrosiembra

Los resultados observados han puesto de manifiesto que las aplicaciones con glifosato 36% han sido las que mejor control han proporcionado, incluso consiguiendo la erradicación de la especie en algunos casos. La aplicación de este producto directamente sobre la masa adulta, sin desbroces previos, ha producido un mayor efecto que las aplicaciones al rebrote, ya que no se han contabilizado nuevos individuos. La aplicación mediante inyección, además de ser el método más costoso entre los químicos, no ha presentado resultados favorables, observándose que en otras actuaciones la aplicación mediante embadurnado de los tallos proporciona mayor efectividad. Los herbicidas azimsulfuron 50%, penoxsulam 2,04%, cihalofop-butil 20%, profoxidim 20% no presentaron efectos de fitotoxicidad sobre *A. donax* ya que, al año las poblaciones han vuelto a su estado inicial. Entre las técnicas físicas la eliminación de *A. donax* ha sido completa en la técnicas de cobertura, tanto el recubrimiento mediante plásticos biodegradables, como el formado por un lecho de ramas vivas sobre el talud (cobertura de ramas de salicáceas), ya que no se han contabilizado nuevos ejemplares. Las técnicas de extracción de rizoma sólo han conseguido un efecto de control. Se ha observado una diferencia estadísticamente significativa entre la extracción total del sustrato junto con los rizomas y el cribado de éstos, resultando más favorable la extracción total del sustrato, debido principalmente a la dificultad de separar y eliminar completamente los propágulos del rizoma en el proceso de cribado. El desbroce de la parte aéra es ineficaz y contraproducente y no debe ser considerado como método de eliminación.

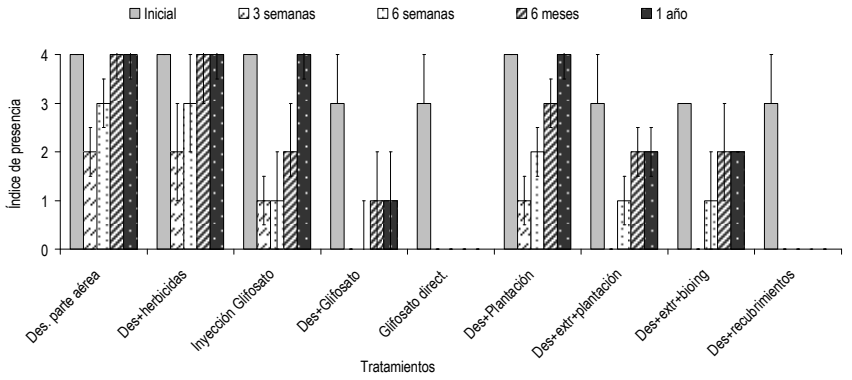


Figura 1. Evolución de los tratamientos aplicados en el arroyo Harnina. Índice de presencia de cañaveral en la superficie de la parcela. Relación entre la densidad y la ocupación: 0 (0%), 1 (0% a 25%), 2 (25% a 50%), 3 (50% a 75%) y 4 (>75%)

Tabla 2. Recomendaciones en el uso de tratamientos de control y eliminación de cañaverales

Método	Utilidad	Época	Herramientas	Ventajas	Inconvenientes
Desbroce	En áreas pequeñas cuando es necesaria una intervención inmediata o no es viable aplicar otros métodos.	Cualquiera. Mejores resultados a finales del verano, cuando se transfiere la actividad vegetativa a los rizomas.	Motodesbrozadora con disco de Widia (manual). Cabezal desbrozador de cadenas o martillos (mecánico).	Poca alteración del sustrato y de la vegetación acompañante. No se emplean productos químicos. Económico.	Escasa o nula efectividad. Es necesario realizar desbroces sucesivos sobre los rebrotes.
Extracción de rizoma	Poblaciones adultas con rizoma superficial.	En época de verano y/o con el terreno seco para evitar pérdida de suelo.	Corte previo (desbroce). Extracción con cazo de retroexcavadora.	No se emplean productos químicos. Poca alteración de la vegetación acompañante. Buena efectividad de control.	Moderada a fuerte alteración del suelo. Es necesario realizar repasos manuales.
Pulverización herbicida	Para poblaciones homogéneas, antes de que lleguen a la edad adulta y alejado de la lámina de agua.	Durante el periodo vegetativo (planta verde). Mejores resultados a finales del verano.	Herbicida con principio activo Glifosato para aplicación foliar. (36%, de 8 a 10 l/ha). Mochila atomizadora o lanza con boquilla direccional.	Baja alteración del suelo. Buena efectividad. Reducción de costes y tiempo de trabajo. Reducción en tratamientos posteriores.	Necesita aplicaciones periódicas durante varios años. Riesgo de afección a otras especies vegetales y/o animales.
Corte y pulverización al brote	Para poblaciones extensas y homogéneas.	Corte en primavera. Pulverización al brote a finales del verano cuando se transfiere la actividad a los rizomas.	Corte previo (desbroce). Herbicida con principio activo Glifosato para aplicación foliar. (36%, de 8 a 10 l/ha). Mochila atomizadora o lanza con boquilla direccional.	Baja alteración del suelo. Buena efectividad. Menor deriva que con caña adulta.	Necesita aplicaciones periódicas durante varios años. Riesgo de afección a otras especies vegetales y/o animales.
Corte y pincelado	Apropiado para cualquier situación incluso cañaveral mezclado con vegetación autóctona.	En cualquier momento durante el periodo vegetativo (planta verde). Desde principios de primavera hasta finales del verano.	Tijeras podadoras. Herbicida con principio activo Glifosato para aplicación foliar. (54 %, de 8 a 10 l/ha). Brochas.	Baja alteración del suelo. Alta efectividad. Bajo/nulo riesgo de deriva. Menor consumo de herbicida.	Requiere métodos totalmente manuales y personal adecuado.
Recubrimiento (geotextil, malla antihierbas, plástico de polietileno)	Para poblaciones pequeñas y homogéneas, en cualquier época. Espacios con algún interés específico como cauces en núcleos urbanos.	Cualquier época del año.	Corte previo (desbroce). Cubrición con plástico de polietileno o polipropileno.	No se emplean productos químicos. Buena efectividad de eliminación.	Moderada a fuerte alteración del suelo. Coste elevado. Impacto visual.
Cobertura de ramas/lecho de ramas	Para cualquier tipo de población cercana a la lámina de agua.	Comenzar los desbroces a finales del verano para evitar rebrotes antes de la plantación en invierno.	Corte previo (desbroce). Reperfilado de los taludes. Varas de sauce o similar. Alambre o cuerda y estacas para sujetar las ramas. Piedras o troncos para escollera en el pie del talud.	Restauración con vegetación autóctona. Moderada alteración del suelo. Alta efectividad en control y eliminación. Rápida implantación de la vegetación.	Coste elevado. Dificultad para encontrar rodales de M.F.R. cercanos a la actuación.

La elección de la combinación más favorable para la eliminación de *A. donax* en cauces depende, entre otros factores, del área a tratar y de la distribución de la masa. El tratamiento químico sin desbroce previo, posterior eliminación de la parte aérea y recuperación del bosque de ribera se recomienda para áreas extensas, en las cuales la vegetación invasora se presenta como una masa monoespecífica, homogénea, densa y continúa, donde el riesgo de afección a otras especies riparias es mínimo. El tratamiento de desbroce con o sin extracción del rizoma, recubrimiento biodegradable, aporte de tierra vegetal y recuperación del bosque de ribera se recomienda para áreas poco extensas, preferiblemente rodales localizados o cauces que atraviesan núcleos urbanos, donde la especie invasora presenta una distribución discontinua y en agregados. También en zonas en las cuales exista alguna figura de protección del espacio natural que limite el uso de productos químicos.

Referencias bibliográficas

Batschelet E (1973) Introduction to Mathematics for Life Scientists. Springer-Verlag, New York, pp 495.

Bell GP (1997) Ecology and management of *Arundo donax*, and approaches to riparian habitat restoration in southern California; The Nature Conservancy of New Mexico.

Coffman GC, Ambrose RF, Rundel PW (2004) Invasion of *Arundo donax* in river systems of Mediterranean climates: causes, impacts and management strategies. In Arianoutsou M, Papanastasis VP (eds) 10th International Conference on Mediterranean Climate Ecosystems, Millpress, Rhodes, Greece, pp 138.

Decruyenaere JG & Holt JS (2005) Ramet demography of a clonal invader*, Arundo donax* (Poaceae), in Southern California; Plant and Soil 277:41-52.

Iverson M (1994) The impact of *Arundo donax* on water resources, Jackson NE, Frandsen P, Douthit S (eds).. *Arundo donax* workshop proceedings. Ontario, CA, pp 19-25.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M (2004) 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN), 12 pp.

Scott G (1994) Fire threat from *Arundo donax*. In Jackson NE, Frandsen P, Douthit S (eds) *Arundo donax* workshop proceedings, pp 17-18, Ontario, CA.

Valoración de técnicas destructivas para la erradicación de *Spartina densiflora* en comunidades sensibles con alto valor ecológico

Evaluating destructive techniques for eradication of *Spartina densiflora* in plant communities with high ecological value

A. GARCÍA-ÁLVAREZ[1,*], A. PÉREZ VÁZQUEZ[1], A. VÉLEZ MARTÍN[1], M.J. CADENAS[2], C. J. LUQUE[1,2] & E.M. CASTELLANOS[1,2]

[1]Área de Ecología/RNM 311 Ecología y Medio Ambiente, Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad de Huelva, Campus de El Carmen, 21071 Huelva, España Teléfono: (+34) 959219887, Fax: (+34) 959219467, E-mail: alberto.garcia@dbasp.uhu.es; verdugo@uhu.es ■ [2]Centro Internacional de Estudios y Convenciones Ecológicas y Medioambientales (CIECEM). Parque Dunar s/n, Matalascañas, Almonte, 21760 Huelva, España

Abstract
A field study was developed to analyze a methodology for the eradication of *Spartina densiflora*. The study was carried out on an autochthonous community (dominated by *Sarcocornia perennis*) located on the right bank of the Guadalquivir River and recently invaded by young *Spartina* clumps. We applied different treatments: control (T0); cutting above ground biomass of *Spartina* (T1); removing invasive species (above ground and rhizomes) (T2); cutting above ground biomass of *Sarcocornia* (T3); cutting above ground biomass of *Spartina* and *Sarcocornia* (T4) and removing invasive species and cutting autochthonous (T5). Our results showed that only when invasive species is totally removed (above and below ground biomass) we would obtain its eradication. However, it could affect the autochthonous plants.

Palabras clave: Doñana, Erradicación, *Spartina*
Keywords: Doñana, Eradication, *Spartina*

Las plantas exóticas invasoras provocan importantes efectos negativos, tanto ambientales como económicos, en los ecosistemas que ocupan, ya que en la mayoría de ocasiones, una vez establecidas, son muy difíciles de erradicar y, en su intento, se producen daños colaterales no deseados (Tang *et. al* 2009).

Spartina densiflora es una gramínea de origen sudamericano (Bortolus 2006) que ha invadido las marismas del SW de la Península Ibérica, entre ellas las del estuario del Guadalquivir (Figueroa & Castellanos 1988). Se trata de una especie muy agresiva y generalista, capaz de tolerar amplios rangos ambientales (Castellanos *et al.* 2008), desde zonas intermareales a zonas estrictamente terrestres (Mobberley 1956; Clifford 2002). Su diseño estructural y su estrategia de crecimiento, en falange, le otorgan un alto potencial invasivo (Figueroa & Castellanos 1988), lo que hace que en estadios iniciales sea más fácil abordar su erradicación.

En el Parque Nacional de Doñana, esta especie ha colonizado la margen derecha del Río Guadalquivir, el Brazo de la Torre y algunos canales que conectan el estuario con el interior de la marisma y con los lucios. La gestión del Parque, a través de la actuación Nº8 del Proyecto Doñana 2005, plantea la necesidad de la regeneración hídrica de la marisma mediante la eliminación de un muro perimetral conocido como la Montaña del Río. Actualmente, este muro controla el balance hídrico de la marisma a través de compuertas, pero la actuación prevista podría facilitar el avance hacia el interior de la marisma de *S. densiflora*, siendo necesario valorar métodos para erradicarla.

En este trabajo se ha analizado el efecto de la retirada de biomasa de *S. densiflora*, a distintas escalas, en comunidades de especies autóctonas que están siendo invadidas en estadios iniciales. Se ha evaluado también la respuesta de las especies locales ante los posibles daños que este tipo de actuación pudiese ocasionar.

Se seleccionó una comunidad con predominio de quenopodiáceas en la margen derecha del río Guadalquivir, aplicando distintos tipos de tratamientos en una población de *Sarcocornia perennis* invadida por matas de *S. densiflora* de pequeño porte: control sin tratamiento (T0); retirada de la biomasa aérea de *S. densiflora* (T1); retirada de los individuos de *S. densiflora* (tanto biomasa aérea como enterrada), intentando no alterar el suelo durante su retirada (T2); retirada de la biomasa aérea de *S. perennis* (T3); retirada de la biomasa aérea de *S. densiflora* y *S. perennis* (T4), retirada de los individuos de *S. densiflora* (biomasa aérea y enterrada) y biomasa aérea de *S. perennis* (T5). Se establecieron parcelas fijas de 50 cm x 50 cm, con un total de 5 réplicas por tratamiento distribuidas al azar. El seguimiento se realizó durante un año. En cada muestreo se registró la cobertura de ambas especies, su ocupación real del suelo desnudo y la densidad y altura de los tallos de *S. densiflora*.

Se observó que *S. densiflora* se recupera rápidamente tras corte, duplicando sus valores iniciales de cobertura si *Sarcocornia* no se había alterado (T1), al igual que en el control (T0), y triplicándolos si la biomasa de *Sarcocornia* sí se retiraba (T4). Sólo eliminando biomasa aérea y rizomas de *S. densiflora* resulta eficaz el tratamiento de

erradicación. Así, tanto si no se retira simultáneamente *Sarcocornia* (T2), como si sí se elimina (T5), *S. densiflora* no recupera en ningún caso los valores iniciales de cobertura, ni de ocupación real del sedimento. Aun así, *S. densiflora* rebrotó en el 30% de las parcelas, lo que demuestra la dificultad para eliminarla completamente.

En los casos en los que se retiró *S. perennis*, y *S. densiflora* no había sido alterada (T3), la especie invasora cuadruplicó su cobertura y su ocupación del suelo casi se quintuplicó. Cuando se eliminó además la biomasa aérea de *S. densiflora* (T4), ésta triplicó su ocupación del suelo y duplicó su cobertura, mientras para el mismo periodo, en el control (T0), *Spartina* sólo duplicó sus valores.

En todos los casos en los que se retiró *S. densiflora* (T2, T4 y T5), a excepción de cuando se eliminó sólo la biomasa aérea de esta especie (T1), la altura de sus tallos fue inferior al 75 % de la altura inicial. En el caso del tratamiento T1, la recuperación a valores iniciales quizás estuvo determinada por la dificultad de eliminar a la especie exótica sin alterar a la autóctona.

Por su parte, daños en la especie autóctona (T3, T4 y T5) hacen que ésta no vuelva a alcanzar sus valores iniciales de cobertura. No hubo crecimiento de *S. perennis* desde dentro de las parcelas, pero sí, en el 100 % de los casos, ocupación lateral por tallos rizomatosos de esta especie desde la periferia, aunque con un nivel de enraizamiento que nunca superó el 7 % de la superficie experimental.

Podemos concluir que sólo cuando eliminamos la biomasa aérea y los rizomas de *S. densiflora*, el esfuerzo resulta relativamente eficaz, aunque resulta una tarea compleja conjugar esto sin dañar a *S. perennis*. Daños en la especie autóctona conllevan, además, una expansión de la especie invasora, por lo que las actuaciones deberían ser extremadamente cuidadosas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales (ref. OAPN 042/2007) y el Ministerio de Educación (beca FPU ref. AP2008-02542, convocatoria 2008).

Referencias bibliográficas

Bortolus A (2006) The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. Journal of Biogeography 33:158-168.

Castellanos EM, Luque CJ, Mateos-Naranjo E, Redondo-Gomez S, Luque T, Figueroa ME & Álvarez LA (2008) Ecological implications of the invasion of the alien cordgrass *Spartina densiflora* in the tidal marshes of the Gulf of Cádiz. Neobiota **7:**191-199.

Clifford M (2002) Dense-flowered cordgrass (*Spartina densiflora*) in Humboldt Bay. Summary and literature review. California State Coastal Conservancy, Oakland, USA.

Figueroa ME & Castellanos EM (1988) Vertical structure of *Spartina maritima* and *Spartina densiflora* in Mediterranean marshes. In: Werger MJA, Van der Aart PJM, During HJ & Verhoeven JTA (eds) Plant form and vegetation structure. pp 105-108. SPB Academic Publishing, La Haya, Holanda.

Mobberley DG (1956) Taxonomy and distribution of the genus *Spartina*. Iowa State. College Journal of Science 30:471-574.

Tang L, Gao Y, Wang JQ, Wang CH, Li B, Chen JK & Zhao B (2009) Designing an effective clipping regime for controlling invasive plant *Spartina alterniflora* in an estuarine salt marsh. Ecological Engineering 35:874–881

Proyecto Life+ Estuarios del País Vasco: control y eliminación de *Baccharis halimifolia* en Urdaibai

Life+ Project Estuaries of the Basque Country: control and elimination of *Baccharis halimifolia* in Urdaibai

E. BETETA[1]*, L. OREJA[2]*, A. PRIETO[3] & M. ROZAS[3]

[1]Ihobe, Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Alda. Urquijo 36, 6º, 48003 Bilbao, Espana, Teléfono: (+34) 944230743, Fax: (+34) 944235900, E-mail: estela.beteta@ihobe.net ■ [2]Sociedad de Ciencias Aranzadi, San Sebastián, España ■ [3]Sociedad de Ciencias Naturales de Sestao, Sestao, España ■ [4]Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Gobierno Vasco, Bilbao, España

Abstract
The main objective of the Life Project "Restoration of habitats of the Basque Country's estuaries for community interest" is the elimination of the invading species *Baccharis halimifolia* in three estuaries of the Basque coast to assist the regeneration of the natural plant species. During the 2011, elimination works were carried out in over 190 hectares in the Biosphere Reserve of Urdaibai. The preliminary results of the monitoring show that the selected methodologies are effective, but that it is necessary to continue with the control works to avoid the resprout.

Palabras clave: *Baccharis halimifolia*, eliminación, metodología, resultados, seguimiento
Keywords: *Baccharis halimifolia*, elimination, methodology, monitoring, results

Baccharis halimifolia está considerada una de las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España (GEIB 2006). Originaria de la costa este de Norteamérica, se introdujo como planta ornamental en Francia en 1683 (Herrera & Campos 2010). En la costa vasca esta especie está presente en prácticamente todos los estuarios, desde el río Bidasoa (Irún) hasta la ría de Plentzia (Muskiz).

El proyecto Life+ "Restauración de hábitats de interés comunitario en estuarios del País Vasco", tiene como objetivo principal la eliminación de la planta exótica invasora *B. halimifolia* en tres estuarios de la costa vasca y favorecer la recuperación de la vegetación autóctona. Los trabajos de eliminación combinan métodos manuales, mecánicos y químicos, seleccionados y desarrollados tras varios años de proyectos piloto.

El área principal de actuación es la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, que pertenece también a la Red Natura 2000, donde cerca de 300 hectáreas se encuentran afectadas por la planta invasora. Antes de la puesta en marcha del proyecto Life+ en 2010, se realizaron trabajos previos de eliminación a modo de proyectos piloto en unas 55 hectáreas. Durante 2011 se han realizado tratamientos de eliminación de *B. halimifolia* en más de 190 hectáreas, lo que supone que prácticamente la totalidad del área afectada ha sido ya tratada. Esta ha sido la primera actuación a gran escala sobre esta especie en la costa cantábrica. Los trabajos de eliminación se basan en dos metodologías principales:

- Arranque manual: para ejemplares menores de 50-75 centímetros, extrayendo el sistema radicular completo.
- Corta y aplicación de herbicida: ejemplares mayores de 50-75 centímetros (en función del sustrato) y en ejemplares tratados previamente que han experimentado rebrote. Los ejemplares se cortan a una altura de 20-25 centímetros, y se aplica la mezcla herbicida-gasoil al 50% mediante un pincel. El herbicida utilizado es glifosato al 36%.

Los restos de poda son troceados y apilados en montones en el entorno, evitando afectar a la vegetación existente. Además, se realizaron ensayos sobre el terreno utilizando diferentes diluyentes y concentraciones, con el fin de detectar mejoras en estos aspectos. Se seleccionaron dos zonas con ambientes diferentes, una de muy baja inundabilidad (Zona A), y otra con inundabilidad y salinidad elevada (Zona B), y se establecieron 3 parcelas en cada

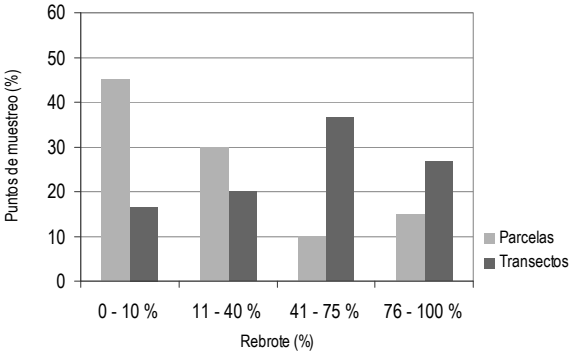


Figura 1. Porcentaje de rebrote por puntos de muestreo

una, realizando los ensayos el mismo día. En cada una de las tres parcelas se empleó la siguiente composición: 50% gasoil-50% glifosato (1), 50% agua-50% glifosato (2) y 75% agua-25% glifosato (3).

Tras los trabajos de eliminación, y con un margen mínimo de 2 meses, se procede a la toma de datos en campo para determinar la efectividad de los tratamientos. Este seguimiento se realiza en base a parcelas fijas de seguimiento de 3x3 metros y transectos de 50 metros, donde se toman datos de presencia y abundancia de especies autóctonas, número de tocones de *B. halimifolia* rebrotados y número de ejemplares nuevos provenientes de semilla. En 2011 se establecieron 20 parcelas fijas y 30 transectos, que han cubierto las áreas tratadas desde enero hasta agosto, quedando pendientes de recabar información del resto de zonas.

Las especies que mayor abundancia y frecuencia presentan tras los tratamientos son *Atriplex prostrata*, *Phragmites autralis* y *Juncus maritimus*, presentando coberturas del 100% en algunas parcelas. No obstante, *Baccharis halimifolia* sigue estando presente en el 75% de las parcelas, aunque su abundancia es menor, no llegando a una cobertura mayor del 50% en ningún caso.

El rebrote medio se ha cuantificado en un 38,74%, ligeramente inferior al obtenido en las dos campañas anteriores (44,3% en 2008 y 39,23% en 2010). El porcentaje ha sido el doble en los transectos que en las parcelas (ver Figura 1), aunque en ambos casos se observa la tendencia de que a mayor número de tocones por punto de muestreo mayor es la efectividad de los tratamientos (ver Figura 2).

Uno de los resultados más positivos es la merma del banco de semillas de *B. halimifolia* respecto a años anteriores. Las plántulas provenientes de semilla han disminuido de 10,28 plántulas/m^2 en 2008 a menos de 1 plántula/m^2 en 2011, lo que supone una disminución del 90,27%. Parece que la presión ejercida en las masas adultas capaces de producir semillas y el tratamiento anticipado a la época de dispersión, han disminuido su capacidad recolonizadora. Además, solo el 8,5% de las contabilizadas se consideran realmente procedentes de semilla, siendo el resto ejemplares mal arrancados en campañas anteriores (Gobierno Vasco, 2011).

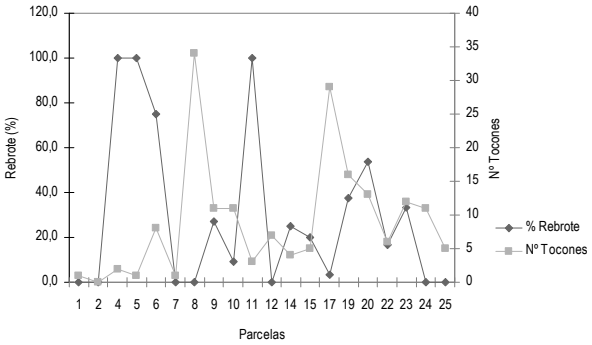


Figura 2. Número de tocones y porcentaje de rebrote por parcela

Tabla 1. Resumen de los resultados en las parcelas de ensayo

	Parcelas zona A			Parcelas zona B		
	A1	**A2**	**A3**	**B1**	**B2**	**B3**
Tocones	22	11	17	23	24	20
Con rebrotes	19	10	15	0	0	4
Rebrote (%)	86,4	90,9	88,2	0	0	20,0
Plántulas	10	18	6	9	0	5

Respecto a las parcelas de ensayo, los resultados indican que no parece haber diferencias entre los diluyentes y las concentraciones, pero sí entre las dos zonas seleccionadas (Tabla 1). Mientras que en ambientes de mayor inundabilidad y salinidad se obtienen resultados cercanos al 100% de efectividad, en ambientes más secos la efectividad desciende hasta el 10% aproximadamente. También hay diferencias en el número de plántulas contabilizadas, siendo en las zonas más inundables significativamente menor. Como principales conclusiones se pueden destacar:

- Se aprecia una buena recuperación de las especies autóctonas tras los tratamientos, aunque conviene esperar a próximos seguimientos para confirmar esta evolución.
- Los trabajos de eliminación tienen resultados positivos, si bien es necesario garantizar la continuación de los tratamientos en el tiempo para eliminar los ejemplares que rebrotan.
- El arranque manual parece la metodología más efectiva, siempre que se garantice la extracción del sistema radicular completo.

- No se aprecian diferencias significativas entre el gasoil y el agua como diluyente en cuanto a la efectividad, aunque sería aconsejable establecer más parcelas experimentales para confirmar los resultados actuales.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer la implicación de Aitor Urrutikoetxea y Juan Carlos Pérez (Gaimaz, Infraestructuras y Servicios) su implicación en el proyecto, a Mercedes Herrera y Lidia Caño (UPV/EHU) por compartir sus conocimientos, y a Xabier Albizu (Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai) por el apoyo técnico. Este proyecto está co-financiado por el programa Life+ de la Comisión Europea.

Referencias bibliográficas

Campos JA & Herrera M (2009) Diagnosis de la Flora alóctona invasora de la CAPV. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco. Bilbao. 296 pp.

Dirección de Biodiversidad y Participación Ambienta e Ihobe. Gobierno Vasco (2011) Informe de seguimiento 2011. Proyecto Life08NAT/E/0055 "Restauración de hábitats de interés comunitario en estuarios del País Vasco". 51 pp. Accesible a través de la World Wide Web: <www.euskadi.net/life_estuarios>

GEIB (2006) TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N.2, 116 pp.

Herrera M & Campos JA (2010) Flora alóctona de Bizkaia. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao. 196 pp.

Evaluación preliminar de resultados de erradicación de rodales y poblaciones invasoras de *Acacia mearnsii* De Wild. y *A. melanoxylon* R.Br. en Galicia

Preliminary assessment on results of erradication of invasive populations and stands of *Acacia mearnsii* and *A. melanoxylon* in Galicia

J. MOURIÑO[1,*] & G. BERNÁRDEZ[2]

[1]Arcea Xestión de Recursos Naturais s.l., R/ Velázquez Moreno 9 ofic. 305, 36201 Vigo, España, Teléfono: (+34) 609139498, Fax: (+34) 986113451, E-mail: jmourinho@arcea.net ■ [2]Seixo-O Castro 3, 36913 Marín, España, E-mail: gaspar.bernardez@gmail.com

Abstract
We present the results obtained after a removal action (cut with herbicide application or uprooted) in two small populations of black wattle (*Acacia mearnsii*) and a stand of *A. melanoxylon* in separate protected areas of the Ria de Vigo (Galicia, NW Iberian Peninsula). Three revisions were made after 5, 12 and 17 months, detecting both germination and regeneration by root sprouts, especially at 12 months and more frequently in *A. melanoxylon*. It highlights the need to plan follow-up and review control activities for invasive plants, particularly for the genus *Acacia.*

Palabras clave: *Acacia mearnsii, A. melanoxylon*, erradicación, evaluación, Galicia
Keywords: *Acacia mearnsii, A. melanoxylon*, assessment, eradication, Galicia (NW Iberia)

Las plantas del género *Acacia*, exóticas e invasoras en diferentes lugares del mundo, son consideradas, en general, como especies difíciles de erradicar a causa de su potente sistema radicular, desde el que rebrotan repetidas veces aunque sea cortada e incluso tratada con herbicida la parte aérea de la planta, así como por la elevada producción y persistencia de propágulos con capacidad de germinación en el banco de semillas del suelo (Galatowitch & Richardson 2005; Marchante & Marchante 2008; GISD 2009). Aunque existe bastante literatura relacionada con métodos de control de estas especies (ver, por ej., revisiones en Campbell 1999; Sanz Elorza *et al*. 2004; Marchante & Marchante 2006), son sin embargo muy escasas aquellas publicaciones que evalúan sistemática y cuantitativamente los resultados obtenidos (p.ej., Campos *et al.* 2002).

La mimosa negra (*Acacia mearnsii*) es una especie poco conocida en la Península Ibérica, donde solo existen referencias en Portugal y citas recientes en Galicia desde 2003 (Paiva 1999; Gómez Vigide *et al.* 2005; Mouriño & Bernárdez 2010). No obstante, se comporta como invasora muy peligrosa en varios lugares del planeta (GISD, 2009) y está considerada entre las cien peores invasoras a nivel mundial (Lowe *et al.* 2004). Como Asistencia Técnica para la Dirección Xeral de Conservación da Natureza de la Xunta de Galicia, en 2009 y 2010 se procedió a valorar y cartografiar las poblaciones conocidas de esta especie en Galicia (Mouriño & Bernárdez 2010), ya que *a priori* su invasión se podía considerar incipiente y ser una buena candidata a acciones prioritarias de detección precoz y respuesta temprana, siguiendo directrices internacionales de gestión de especies invasoras (p.ej. UICN 2000; Genovesi & Shine 2004). Como experiencia piloto de erradicación, se seleccionaron dos poblaciones de pequeñas dimensiones en espacios naturales protegidos, de manera que se pudiese conseguir su erradicación con los escasos medios disponibles. Dichas poblaciones se encontraban a la orilla del mar en ambientes estuarinos de la Ría de Vigo (Galicia, NW Iberia), ocupando tres áreas sobre sustrato rocoso en la costa de Paredes (Vilaboa, en el sitio Red Natura Enseada de S. Simón, ES1140016), que se

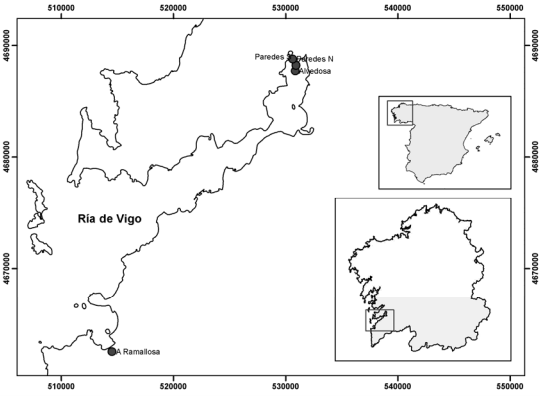


Figura 1. Localización geográfica de las dos poblaciones de *Acacia mearnsii* y de las cuatro áreas objeto de estudio.

denominaron Paredes S, Paredes N y Alvedosa, y formando un pequeño rodal con acacia negra (*A. melanoxylon*) sobre sustrato arenoso antropizado en A Ramallosa (Baiona, ES1140003) (Figura 1).

En diciembre de 2010 se arrancaron de raíz los ejemplares pequeños (37 en Vilaboa) y se cortaron con motosierra los restantes (47 en Vilaboa y 3 en Ramallosa, además de 16 *A. melanoxylon*), a los que se aplicó inmediatamente herbicida (glifosato) mediante pincelado en el tocón, con posterior taladrado e inyección (glifosato sin disolver, pureza del 36%; broca de 8 mm, inyección de 4,27 cm³). En todos los ejemplares fue estimada su edad por conteo de anillos de crecimiento y fue medido su diámetro basal. La actuación desarrollada en una de las áreas de Vilaboa (isla Alvedosa) fue ejecutada en enero de 2011 y no se pudo completar, dejando cuatro árboles en pié. En mayo y diciembre de 2011 (5 y 12 meses después de la acción inicial), así como en mayo de 2012 (17 meses después), se revisaron las zonas de actuación, anotando el número de rebrotes y plántulas existentes, que se procedió a arrancar, con pincelado inmediato sobre rizoma en el caso que este no se pudiese extraer fácilmente con medios manuales. En todos los casos se midió la altura de dichos ejemplares. Los brotes múltiples que partían de un solo nudo de cepa o rizoma fueron considerados un único rebrote, pero fue medida la altura de cada uno de los brotes. En Alvedosa solo se puedo ejecutar un repaso en junio de 2012.

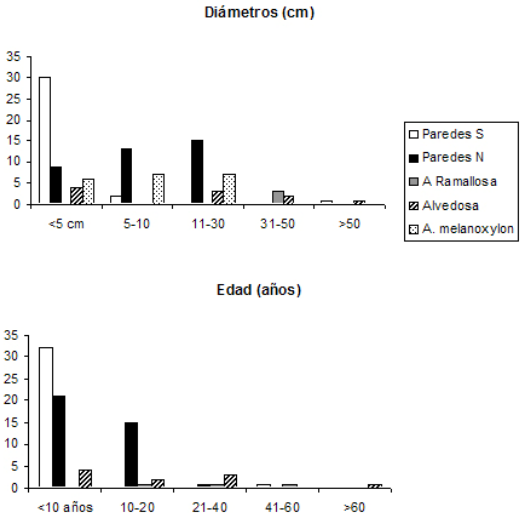


Figura 2. Número de piés de *Acacia mearnsii* y *A. melanoxylon* (sólo en A Ramallosa) eliminados en las cuatro localidades objeto de estudio, repartidos según tamaño de diámetro basal y clases de edad.

Aunque la estructura de edad de las diferentes poblaciones y rodales de *A. mearnsii* fue variable (Figura 2), la mayor parte de los pies eliminados en la actuación inicial (n=83) contaban con menos de 5 cm de diámetro (51,8%) y con menos de diez años de edad (69,9%), siendo muy escasos los que superaban los 30 cm (8,4%), con un máximo de 68 cm y de 65 años en la isla Alvedosa. Por su parte el rodal de *A. melanoxylon* contaba con 20 fustes repartidos entre 3,5 y 26 cm de diámetro (Figura 2), con un máximo de 27 años.

En todas estas poblaciones y rodales objeto de actuación se ha registrado recolonización, tanto por rebrote del sistema radicular como por germinación de semillas, excepto en el rodal de Alvedosa, donde no se encontraron rebrotes (Tabla 1).

Tabla 1. Número de piés de *Acacia mearnsii* y de *A.melanoxylon* (solo en A Ramallosa) cortados y arrancados en las cuatro localidades de actuación en diciembre de 2010, así como número de rebrotes y de plántulas detectadas y eliminadas en los tres repasos efectuados *a posteriori.* a 3 eliminados en mayo de 2011 y 1 en diciembre de 2011

	Diciembre 2010		Mayo 2011		Diciembre 2011		Mayo 2012	
Localidades	**cortados**	**arrancados**	**rebrote**	**plántula**	**rebrote**	**plántula**	**rebrote**	**plántula**
Paredes Sur	7ª	30	0	0	2	7	0	7
Paredes Norte	33	4	0	1	4	3	0	0
Alvedosa	7	3	-	-	-	-	0	(360)
A Ramallosa	3	0	0	0	4	2	0	0
Tot. *A.mearnsii*	43	34	0	1	10	12	0	7
A.melanoxylon	16	0	6	0	26	4	5	0

En el caso de *A. melanoxylon* se detectaron también rebrotes sobre dos tocones a los doce meses de la actuación, con 2 y 13 tallos respectivamente. La recolonización fue en todos los casos superior transcurrido un año después de las actuaciones con respecto a los controles efectuados a los 5 y 17 meses, y más frecuente en *A. melanoxylon*, aunque en Alvedosa se obtuvieron unos resultados espectaculares de germinación de nuevas plántulas de *A. mearnsi* (Tabla 1). La altura media de los rebrotes de *A. mearnsii* fue de 64,6 cm (n=10, intervalo 33-136 cm) y de 31,56 cm en *A.melanoxylon* (n=109, intervalo 5-105 cm). Por su parte, las plántulas alcanzaron menores tamaños medios: 38,11 cm en *A.mearnsii* (n= 19, intervalo 9-106 cm) por apenas 21,75 cm en *A. melanoxylon* (n=4, intervalo 12-42 cm).

Aunque las primeras citas de *Acacia mearnsii* en España y en Galicia datan de 2003 (Gómez Vigide *et al*. 2005), a través del presente conteo de anillos de crecimiento se data su presencia, cuando menos, desde aproximadamente el año 1941 en Vilaboa y desde 1967 en A Ramallosa. La distribución de edades de las poblaciones estudiadas solo muestra una progresiva dispersión y colonización, indicativa de invasión biológica, en los tres rodales de Vilaboa.

Pese a la persistencia a través de la germinación de nuevas plántulas y del desarrollo de algunos rebrotes de raíz (especialmente en *A. melanoxylon*), se valora el éxito de las actuaciones de erradicación de *A. mearnsii* en ambas localidades, así como la eliminación del rodal de *A. melanoxylon* en A Ramallosa, si bien se demuestra la importancia de la sistematización y continuidad en el tiempo de las medidas de control, con el fin de evitar la recuperación de la población invasora y el despilfarro de recursos económicos y humanos. Esto contrasta con la práctica convencional de actuaciones de la Administración pública, por lo que se plantea un urgente cambio en el modelo imperante de actuaciones puntuales para la lucha contra las plantas invasoras, remarcando la necesidad de planificar labores de seguimiento y repaso de las acciones iniciales, para las cuales se sugiere la posible implicación de personal de la propia Administración, previamente formado.

Agradecimientos

A Fernando Rodríguez Brea, técnico del Servizo Provincial de Conservación da Natureza de Pontevedra, por su apoyo e implicación en el proyecto; a Carlos y Xosé Manuel, Vixilantes de Recursos Naturais en el espacio Enseada de S. Simón, por los desplazamientos a la isla Alvedosa: y a Rafael Salvadores por la cartografía.

Referencias bibliográficas

Campbell PL (1999) Integrated control strategies for wattle. *1º Encontro sobre Invasoras Lenhosas,* pp. 81-87. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais-ADERE. Gerês, Portugal.

Campos J, Rocha MA & Tavares M (2002) Controlo de Acácias com Fitocidas nas Dunas do Litoral. *Silva Lusitana* 10: 201-206.

Galatowitsch S & Richardson DM (2005) Riparian scrub recovery after clearing of invasive alien trees in headwater streams of the Western Cape, South Africa. *Biological Conservation* 122: 509-521.

Genovesi P & Shine C (2004) European Strategy on Invasive Alien *Species*. Nature and environment, nº 137. Consejo de Europa, Estrasburgo. 67 pp.

GISD (Global Invasive Species Database) (2009) *Acacia mearnsii*. UICN. Febrero 2006 (acceso noviembre 2009). Accesible a través de la World Wide Web: <http://www.issg.org/database>

Gómez Vigide F, García XR, Pino R, González J, Blanco-Dios JB, Caamaño JL, Pino JJ, Silva-Pando FJ & Vázquez Míguez AC (2005) Aportaciones a la flora de Galicia, VII. Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía) 14: 57-68.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Porter M (2004) 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. ISSG/ESC/IUCN. 12 pp.

Marchante E & Marchante H (2006) Plantas invasoras em Portugal. IMAR-CIC, Escola Superior Agraria de Coimbra. Diciembre 2005 (acceso noviembre 2009). Accesible a través de la World Wide Web: <http://www1.ci.uc.pt/invasoras/>

Marchante H & Marchante E (2008) Rasgos comunes de las mimosas de origen australiano que invaden la Península Ibérica. In: Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L & Castro, P 2008 (coords.). *Invasiones biológicas,* pp 171-174. CSIC, Madrid.

Mouriño J & Bernárdez G (2010) Expansión y distribución de una nueva especie exótica invasora: la mimosa *Acacia mearnsii* en Galicia. In: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) *Invasiones biológicas: avances 2009*, pp: 143-146. Actas del III Congreso Nacional sobre Invasiones Biológicas "EEI 2009". GEIB Serie Técnica nº 4.

Paiva J (1999) *Acacia* Mill. In: Talavera S, Aedo C, Castroviejo S, Romero Zarco C, Sáez L, Salgueiro FJ & Velayos (eds.) Flora Ibérica Vol. VII (I) Leguminosae. pp 11-25. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

Sanz Elorza M, Dana E & Sobrino E (2004) *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España.* Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. 384 pp.

UICN (2000) *Guías para la prevención de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por especies exóticas invasoras*. Aprobadas durante la 51ª Sesión del Consejo, Febrero del 2000.

Invasión de *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic, 1986 en Cataluña. Métodos de control y gestión de esta plaga del castaño de Indias (*Aesculus hippocastanum*)

Invasion of *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic, 1986 in Catalonia. Contol and management methods for this pest of horse chestnut (*Aesculus hippocastanum*)

E. OLIVELLA

C/ Tarragona 106, 1º - 1ª; 08015 Barcelona, España, E-mail: eolivell@xtec.cat

Abstract

C. ohridella has colonized Europe in the last 25 years. Larvae develop inside mines excavated in the leaves of horse chestnut. The damage caused by the larvae is responsible for their brownish coloration and for the early defoliation of chestnut trees, depending on the increased density of larvae. This aesthetical impact of trees yellowing and browning in summer raises public concern. This palaearctic species arrived to the Iberian Peninsula (Madrid) in 2002. In 2004 it was found in Catalonia and since then it has colonized the area. Data on its distribution and information on control methods used to reduce its populations in Catalonia are provided.

Palabras clave: *Cameraria ohridella,* Cataluña, endoterapia, Lepidoptera
Keywords: *Cameraria ohridella*, Catalonia, endotherapy, Lepidoptera

Cameraria ohridella Deschka & Dimic, 1986 es un pequeño lepidóptero que mina las hojas del castaño de Indias (*Aesculus hippocastanum*) durante su desarrollo larvario. Fue descubierta en el año 1984 (Simova-Tosic & Filev 1985) cerca del lago Ohrid en Macedonia y finalmente descrita por Deschka & Dimic (1986) como una nueva especie para la ciencia. El objetivo del presente trabajo es actualizar el conocimiento existente sobre la distribución de esta especie en la Península y los modos de gestionar y combatir la plaga, sobre la base de la experiencia en Cataluña.

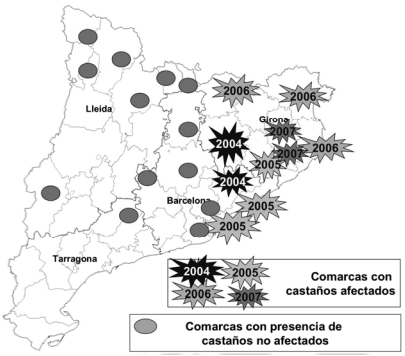


Figura 1. Distribución de *C. ohridella* en Cataluña en el año 2007.

El ciclo biológico de este lepidóptero, así como su dinámica poblacional en Europa, han sido objeto de innumerables estudios, entre los que podemos destacar los de Pschorn-Walcher (1994), en Austria, y Sefrová (2001) y Sefrová & Laštůvka (2001), en Moravia. Mas datos sobre el ciclo biológico de esta especie en la península Ibérica se pueden encontrar en Olivella (2004) y Olivella & Pagola-Carte (2010). Las minas que aparecen al principio sobre el haz de las hojas son minúsculas, pero son agrandadas debido a la acción devoradora de las larvas. Si el ataques es elevado las minas pueden fusionarse y llegar a cubrir totalmente la superficie de los folíolos, que se vuelven de color marronoso. En las observaciones realizadas en Cataluña se han llegado a contabilizar 700 minas en un solo folíolo (Olivella & Pagola-Carte 2010). En esas condiciones, se secan y caen prematuramente. En algún caso las hojas pueden caer ya en agosto, mucho antes del periodo habitual de caída (noviembre). La actividad devoradora de esta especie no mata a los árboles pero el daño estético es tan grave que los municipios ya están reemplazando esta especie arbórea de gran valor por otras especies más resistentes a las plagas (Olivella & Pagola-Carte 2010). Esta especie presenta tres generaciones anuales en Europa central (Tomiczek & Krehan 1998), que pueden llegar a cuatro en algunas condiciones climáticas (Heitland & Freise 2001).

En la Península Ibérica, fue recolectada por primera vez en el otoño de 2002 en el Parque del Retiro de Madrid (Villalva & Del Estal 2003; Vives Moreno 2003). Las primeras citas de Cataluña son de junio de 2004 (Olivella 2004). Durante los años siguientes colonizó el territorio y en la Figura 1 se presenta la situación de 2007 que es en esencia la que existe en la actualidad. En el 2010 fue detectada en Guipúzcoa (Olivella & Pagola-Carte 2010) y en Lugo (Galicia) (José Martín Cano, comunicación personal).

A continuación se decriben los diferentes métodos de control sobre la base de la experiencia en Cataluña.

1-Control biológico. El control biológico de esta especie es pobre. La mortalidad por parasitismo es muy baja y debería haber un porcentaje de parasitismo del 80 al 90% para poder controlar la especie. El resto de métodos de control biológicos, como la depredación, tienen un efecto mínimo y son difícilmente cuantificables (Olivella & Pagola-Carte 2010).

En el 2012, se hicieron muestreos para evaluar el porcentaje de supervivencia de las larvas de *C. ohridella* en la primera generación. Se recogieron 16 foliolos minados en Santa Maria de Palautordera (Barcelona) el 19.05.2012 y el 9.06.2012 (N=39). El 79,5% de las larvas estaban vivas y el porcentaje de parasitismo fue de 7,7%. Sólo cuatro estaban muertas y una mina estaba vacía siendo imposible determinar la causa de la muerte de la larva (12,8% de mortalidad natural). La mortalidad natural fue mayor que la debida al parasitismo

Simultáneamente se observaron 30 minas de cinco foliolos minados recogidos en Praga (República Checa) el 15.06.2012. Las larvas estaban en estadios más iniciales que los de las de Santa Maria de Palautordera Barcelona, como es lógico por las diferencias climáticas. El porcentaje de parasitismo en este caso fue aun menor (2,8%) y el de supervivencia de las larvas mayor (88,6%). Únicamente dos larvas fueron encontradas muertas (5,7%). Estos resultados corroboran los datos indicados en la bibliografía de que el bajo parasitismo hace inviable el control biológico clásico con parasitoides

2-Control fitosanitario. En Cataluña se utilizan dos tipos de control fitosanitario: 1-El tratamiento aéreo con insecticidas neurotóxicos (como el Imidacloprid) o inhibidores de la síntesis de quitina (como el Flufenoxuron) y 2-La inyección de insecticidas sistémicos (endoterapia) en los casos en infestaciones reiteradas de esta minadora.

2.1 Tratamientos convencionales. En el año 2006 se realizaron diversos tratamientos insecticidas en las fincas Sors (Seva, Barcelona) Sobrevia (Seva, Barcelona) y la Roca del Vallès (Barcelona) con Imidacloprid y Flufenoxuron. Los tratamientos realizados fueron tres (uno para cada generación) y fueron suficientes para controlar la plaga (Figura 2). Posteriormente el Servei de Potecció dels Vegetals (SPV) realizó nuevos experimentos para tratar de reducir el número de tratamientos convencionales a dos y finalmente a uno. En la actualidad el SPV recomienda el tratamiento con Imidacloprid o Flufenoxuron durante la primera generación anual y justo después de la floración (para no afectar a las abejas, que son muy sensibles al Imidacloprid). Esto se suele corresponder con la primera quincena de mayo. Un solo tratamiento suele ser suficiente para controlar la plaga en algún caso puede ser necesario repetir el tratamiento en junio cuando la minas empiecen a ser visibles (los insecticidas no afectan a los huevos). El Flufenoxuron es un producto fitosanitario muy perjudicial para las abejas y por esta razón hace unos meses que esta prohibida su utilización en árboles en flor y no se puede utilizar durante la floración de los castaños de Indias para controlar la primera generación. Por esta razón el SPV recomienda únicamente Imidacloprid para tratar castaños de Indias susceptibles de una infestación importante

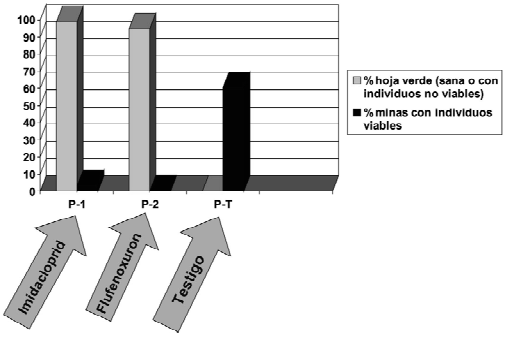


Figura 2. Resultados de los tratamientos convencionales en castaños de Indias de Sors (Seva, Barcelona).

2.2. Tratamiento por endoterapia. La endoterapia es un método específico, que presenta dificultades técnicas de aplicación y por tanto es recomendado en los siguientes casos: 1-El árbol sea singular o por alguna razón de gran importancia paisajística. 2-El árbol esté situado cerca de una casa o una pared o cualquier otro obstáculo que lo haga de difícil acceso al pulverizador. El SPV hizo unos tratamientos de endoterapia en la finca Sors (Seva, Barcelona) en colaboración con dos empresas comerciales. El protocolo indica que se debe perforar el árbol a tratar a una distancia de un metro desde el suelo y a continuación en cada uno de los puntos elegidos inyectar a presión el producto sanitario elegido junto con un dispersador de la sustancia activa. El tratamiento se hizo en una sesión el 10 de mayo de 2006 y presentó resultados irregulares. Los productos utilizados: Abamectina, Acetamiprid y Azadiractina en diversas concentraciones. El control de la plaga alcanzó el 90% en algunos árboles pero en otros no controló la plaga. No se sabe porque razón no funcionó el tratamiento, pero algunas de las causas podrían ser:

1- La elevada humedad del día, la cual no permitió una buen transpiración de los castaños y que el producto no se distribuyera bien por la copa del árbol. En general, la efectividad del tratamiento depende de la distancia entre los

nudos de las traqueidas. Ésta debe ser suficiente para permitir la distribución del producto fitosanitario por toda la copa. En los castaños de Indias la distancia entre nudos es adecuada pero las traqueidas son tan finas que no favorecen la dispersión del producto.

2- La sustancia coadyuvante o dispersadora tuvo poco efecto por algún problema metodológico o por una mala formulación del producto.

3-La dosis de insecticida utilizada no fue la correcta considerando el volumen de la copa del árbol.

El 26 de abril de 2007 se realizaron nuevos tratamientos de endoterapia en la misma finca con los productos y formulaciones indicados (Imidacloprid 20% (LS) y Abamectina 1,8% (EC)). La reformulación del producto y la elección del día fueron adecuados y los resultados óptimos, tal como se muestra en la Figura 3. Como el protocolo de tratamiento con endoterapia indica que se debe hacer dos años seguidos cambiando los puntos de inyección del producto fitosanitario en el árbol a tratar, podemos concluir que el tratamiento por endoterapia es útil para controlar esta especie y así lo recomienda el SPV. Así se obtienen resultados óptimos de protección para los cinco años siguientes. En resumen, podemos concluir que un tratamiento con Imidacloprid poco después de la floración de los árboles servirá para controlar la infestación de *C. ohridella.* Es recomendable la utilización de endoterapia únicamente en los casos que sea imposible acceder de otra manera al árbol a tratar o en caso de árboles de importancia específica.

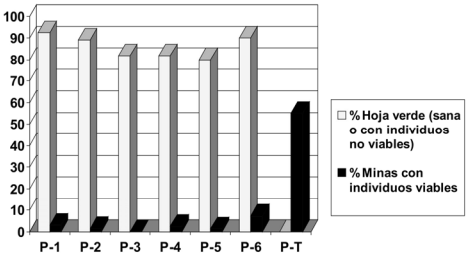


Figura 3. Resultado del tratamiento por endoterapia realizado el 26 de abril de 2007.

Agradecimientos

A Jesús Altabella, del Servei de Protecció dels Vegetals de la Generalitat de Cataluña y al resto de personal de la delegación de Barcelona, por su ayuda en las prospecciones de *C. ohridella*, su colaboración en la determinación de los tratamientos insecticidas a utilizar para controlarla y su ayuda inestimable en la preparación de este trabajo.

Referencias bibliográficas

Deschka G & Dimic N (1986) *Cameraria ohridella* n. sp. aus Mazedonien, Jugoslawien (Lepidoptera, Lithocolletidae). Acta Entomologica Jugoslavica 22(1): 11-23.

Heitland W & Freise JF (2001) Verbreitung der Roßkastanien-Miniermotte, *Cameraria ohridella* (Lep., Gracillariidae) in Deutschland. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft fur Allgemeine und Angewandte Entomologie 13: 131-134.

Olivella E (200 Primeres citacions de *Cameraria ohridella* (Lepidoptera: Gracillariidae), una plaga del castanyer d'Índia (*Aesculus hippocastanum*), a Catalunya. Butlletí de la Societat Catalana de Lepidopterologia 93: 53-62.

Olivella E & Pagola-Carte S **(**2010) *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic, 1986 (Lepidoptera: Gracillariidae), una plaga minadora del castaño de Indias (*Aesculus hippocastanum*), llega al País Vasco. Heteropterus Revista de Entomología. 10(2):177-183

Pschorn-Walcher H (1994) Freiland-Biologie der eingeschleppten Roßkastanien-Miniermotte *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic (Lep., Gracillariidae) im Wienerwald. Linzer Biologische Beiträge 26: 633-642.

Sefrová H (2001) Control possibility and additional information on the horse-chestnut leafminer *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic (Lepidoptera, Gracillariidae). Acta Universitatis Agriculture et Silviculturae Mendelianae Brunensis 49(5):121-128.

Sefrová H & Laštůvka Z (2001) Dispersal of the horse-chestnut leafminer, *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic, 1986, in Europe: its course, ways and causes (Lepidoptera: Gracillariidae). Entomologische Zeitschrift - Stuttgart 111(7): 194-198.

Simova-Tosic D & Filev S (1985) Prilog poznavanju minera divljeg kestena. (Contribution to the horsechestnut miner). *Zastita bilja* 36(3), br. 173: 235-239. [En serbo-croata].Tomiczek C, Krehan H. 1998. The horsechestnut leafmining moth (*Cameraria ohridella*): a new pest in Central Europe. Journal of Arboriculture 24: 144-148.

Villalva S & Del Estal P (2003) Presencia en España de *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic (Lepidoptera: Gracillariidae) plaga del castaño de Indias. III Congreso Nacional de Entomología Aplicada, IX Jornadas Científicas de la Sociedad Española de Entomología Aplicada, Ávila, 20-24 de octubre de 2003.

Vives Moreno A (2003) Una tribu, ocho géneros y dieciocho especies nuevos para la fauna española. *Ypsolophila cajaliella* Vives *sp.n*. para la ciencia en Espaňa (Insecta: Lepidoptera). SHILAP Revista de Lepidopterología 31(121): 93-110.

Abundancia estacional y sincronia entre *Laricobius Osakensis* y su presa *Adelges tsugae* en Japón

Seasonal abundance and synchrony between *Laricobius osakensis* and its prey, *Adelges tsugae*, in Japan

L. C. VIEIRA[1,*], A. B. LAMB[2], S. SHIYAKE[3], S. M. SALOM[1] & L. T. KOK[1]

[1]216 Price Hall, Department of Entomology, Virginia Tech, Blacksburg, VA 24061-0319, USA, Telefono: (+1) 5402318945, Fax: (+1) 5402319131, Email: lvieira@vt.edu ■ [2]205 Ellington Plant Sciences Building, Department of Entomology and Plant Pathology, University of Tennessee, Knoxville, TN 37996-4560, USA ■ [3]Osaka Museum of Natural History, Nagai Park, Osaka 546-0034, Japan

Resumen
Laricobius osakensis Montgomery & Shiyake, especie nativa de Japón, está siendo evaluado como agente potencial de control biológico para *Adelges tsugae* Annand, en el este de Estados Unidos. Adelges tsugae, una plaga destructiva que amenaza los ecosistemas forestales de coniferas (Tsugas) en los Estados Unidos orientales, fue introducido desde Japón. La abundancia estacional de *L. osakensis* y *A. tsugae* se evaluó en un estudio de campo realizado entre diciembre de 2007 noviembre de 2008 en las prefecturas de Hyogo, Nara y Osaka (Japón). Este es el primer estudio detallado de de los ciclos biológicos de *L. osakensis*, *A tsugae*, y su interacción en Japón.

Keywords: *Adelges tsugae*, *Laricobius osakensis*, Japan, phenology, synchrony
Palabras clave: *Adelges tsugae*, *Laricobius osakensis*, Japón, fenología, sincronía

Adelges tsugae Annand (Hemiptera: Adelgidae) is a destructive invasive pest threatening the hemlock ecosystems in the eastern US (Orwig *et al*). This pest is native to all hemlock (*Tsuga* spp.) ranges, with the exception of the eastern US (Havill *et al*. 2006). In the native range it is not usually considered a pest, possibly due to a combination of host resistance and a complex of natural enemies that keep *A. tsugae* populations at non-injurious levels (McClure & Cheah 1999). Knowledge of the prey and predator seasonal abundance and synchrony in the native range is essential in any biological control effort since climate matching and timing is critical for success (Ascerno 1991). An organism's phenological adaptations are not static, they progress in a predictable pattern (Tauber & Tauber 1976). Therefore, these studies can be used to predict the seasonal activity of both pest and predator (phenology), and determine the best timing for predator releases (synchrony) (Ascerno 1991). This study is the first comprehensive report on the biology of *L. osakensis* and *A. tsugae* in Japan. The objectives were to: (1) Determine the life history of *L. osakensis* and *A. tsugae*, and how both are associated, (2) Compare the phenology of *A. tsugae* in Japan with that in Connecticut, Virginia, northern Georgia, and British Columbia, and (3) Compare the association of *L. osakensis* /*A. tsugae* with that of *L. nigrinus*/*A. tsugae*.

Disturbed habitats were selected over natural forest settings for the study to ensure easy access to sites, ease of sampling, and high infestation levels of *A. tsugae* were present. Every tree in Kobe Municipal Arboretum (Hyogo Prefecture), Mount Wakakusa (Nara Prefecture), and Myo-on-ji Temple (Osaka Prefecture) was visually inspected to assess the level of infestation. All infested trees in each location were included – 9 trees in Hyogo, 3 in Nara, and 1 in Osaka. To evaluate the seasonal abundance of *L. osakensis* and *A. tsugae*, all three sites were sampled from December 2007 to November 2008. Branch samples were taken from the trees at each sampling time and all life stages of *A. tsugae*, and egg and larval stages of *L. osakensis* were examined under a dissecting microscope with a calibrated optical scale. *Adelges tsugae* life stages were determined by the number of exuviae present (McClure, 1989). *Laricobius osakensis* adults were sampled by beat sheet in each tree.

Greater differences were found when comparing the phenology of *A. tsugae* in Japan with *A. tsugae* in British Columbia (Zilhai-Balogh *et al.* 2003a), than when compared with *A. tsugae* in Connecticut (McClure 1987), Virginia (Grey & Salom 1996), or northern Georgia (Joseph *et al.* 2011) (Table 1).

The sistentes generation in Japan matured 2 mo later than in British Columbia, in the same month as in northern Georgia, and 1 and 2 mo earlier than in Virginia and Connecticut, respectively. The progredientes generation in Japan (May) matured at the same time as in northern Georgia and a month earlier than the other locations (June). Additionally, sexuparae alate adults were observed in Japan. The presence of sexuparae is consistent with reports for Connecticut and Virginia, but in contrast with British Columbia. Differences in *A. tsugae* phenology among all locations can be explained by the temperatures registered during the studies.

Table 1. Listing of the month when each *A. tsugae* life stage was first (start) and last (end) seen in the field in this study (Japan), McClure (1989) study in Connecticut, Gray & Salom (1996) study in Virginia, Joseph *et al.* (2011) study in northern Georgia and Zilahi-Balogh *et al.* (2003a) study in British Columbia.

A. tsugae life stage	Virginia		Connecticut		British Columbia		Northern Georgia		Japan	
	Start	End	Start	End	Start	End	Start	End	Start	End
Sistentes 1st instar	Jun	Dec	Jun	Dec	Jul	Dec	May	Dec	May	Oct
Sistentes 2nd instar	Oct	Dec	Sep	Feb	Sep	Feb	Sep	Feb	Oct	May
Sistentes 3rd instar	Nov	Mar	Sep	Feb	Sep	Feb	Sep	Feb	Oct	Mar
Sistentes 4th instar	Nov	Mar	Sep	Feb	Sep	Apr	Sep	Feb	Nov	May
Sistentes adults	Jan	May	Feb	Apr	Oct	Jun	Jan	May	Dec	May
Sistentes adults with eggs	Mar	May	Feb	Jun	Jan	Jun	Jan	May	Jan	May
Progredientes 1st instar	Apr	Jun	May	Jun	April	Jun	Mar	Jun	Mar	May
Progredientes 2nd instar	May	Jun	May	Jun	May	Jun	Apr	Jun	Apr	May
Progredientes 3rd instar	Jun	Jun	May	Jun	Jun	Jun	Apr	Jun	May	May
Progredientes 4th instar	Jun	Jun	May	Jun	Jun	Jul	Apr	Jun	Jun	Jun
Progredientes adults	Jun	Jul	Jun	Jun	Jun	Jul	May	Jun	May	Jul
Progredientes with eggs	Jun	Jul	Jun	Jul	Jun	Jul	May	Jul	Jun	Jun
Sexuparae adults	Jun	Jul	Jun	Jun	Not present		Not evaluated		May	Jun

The absence of sexuparae and faster development in British Columbia provides some indication that its *A. tsugae* population is different from that found in Japan, Connecticut, Virginia, and northern Georgia. This has been confirmed by molecular studies that grouped *A. tsugae* in western North America in one clade, and *A. tsugae* in Japan and the eastern US in another clade (Havill *et al.* 2006). There was enormous temporal overlap of *A. tsugae* life stages in Japan, consistent with what was reported for all other studies.

The life cycle of *L. osakensis* is similar to that described for *L. nigrinus* (Zilhai-Balogh *et al.* 2003a). Both predators are univoltine. *Laricobius nigrinus* adults were reported to be active from September to April, and were not collected on branches from May to August. *Laricobius osakensis* adults were active from November to April, and were not collected on branches from May to October. Both were active in the winter, and undergo an aestival diapause. Oviposition by *L. osakensis* and *L. nigrinus* females started in December and January, respectively, and ended in May. *Laricobius osakensis* and *L. nigrinus* larval activity period started in January and March, and ended in June and May, respectively. Earlier larval activity for *L. osakensis* is a result of starting oviposition earlier and developing faster (Vieira *et al.* 2012). The absence of pupae in twigs is also consistent with observations of *L. nigrinus*, and indicates that *L. osakensis* mature fourth instars also migrate to the soil to pupate. Adults go through an aestival diapause, emerging as temperature drops by the end of autumn.

There was a strong synchrony between *A. tsugae* and *L. osakensis*, similar to that found between *A. tsugae* and *L. nigrinus* (Zilhai-Balogh *et al.* 2003a), but the timing in relation to

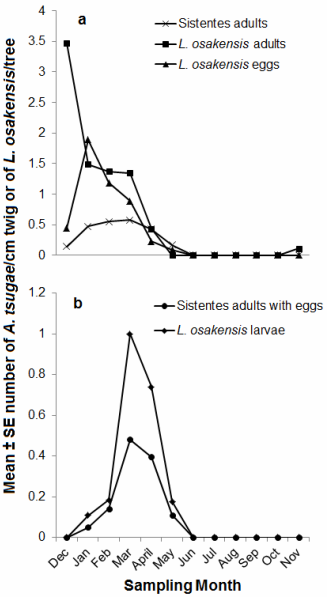


Figure 1. Variation of the monthly abundance of *A. tsugae* sistentes adults in relation to abundance of *L. osakensis* adults and eggs (a); and *A. tsugae* sistentes adults with eggs in relation to *L. osakensis* larvae (b).

A. tsugae, was slightly different. The *L. osakensis* adults were detected later than adults of *L. nigrinus*. They were seen in the field shortly after *A. tsugae* sistentes resumed development, while *L. nigrinus* adults appeared as *A. tsugae* resumed development. Oviposition by *L. osakensis* females started a week before *A. tsugae* sistentes adults started laying eggs (Fig. 1), while onset of oviposition by *L. nigrinus* females coincided with the beginning of egg laying by *A. tsugae* sistentes adults. Both *L. osakensis* and *L. nigrinus* larvae were found in association with *A. tsugae* sistentes with eggs (Fig. 1). This observation is consistent with observations in the laboratory for this species (Vieira *et al.* 2012) and for *L. nigrinus* larvae (Zilhai-Balogh *et al.* 2003a) and indicates that the larvae feed predominantly on eggs of *A. tsugae*. Both predators undergo aestival diapause that matches the aestival diapause of the 1st instar *A. tsugae* sistentes.

Laricobius osakensis appears to be well synchronized with *A. tsugae* in Japan. Additionally, it was possible to see close match between *A. tsugae* phenology in Japan and in Connecticut, Virginia, and northern Georgia. *Laricobius osakensis* is thus adapted to the population introduced into the eastern US, with very similar phenology to that seen in the introduced areas. Overall, *L. osakensis* shows great potential as a biological control agent of *A. tsugae* in the eastern US, especially in the southern range where temperatures are more similar.

References

Ascerno ME (1991) Insect phenology and integrated pest management. Journal of Arboriculture 17: 13-15.

Gray DR & Salom SM (1996) Biology of hemlock wolly adelgid in the southern Appalachians., Vol. 96-10: Proceedings of the first hemlock woolly adelgid review (ed. by SM Salom, TC Tigner & RC Reardon) Forest Health Technology Enterprise Team, Morgantown, pp. 26-35.

Havill NP, Montgomery ME, Yu G, Shiyake S & Caccone A (2006) Mitochondrial DNA from hemlock woolly adelgid (Hemiptera: Adelgidae) suggests cryptic speciation and pinpoints the source of the introduction to eastern North America. Annals of the Entomological Society of America 99: 195-203. doi:doi:10.1603/0013-8746(2006)099[0195:MDFHWA]2.0.CO;2.

Joseph SV, III AEM, Dalusky MJ, Asaros C & Berisford CW (2011) Phenology of the hemlock woolly adelgid (Hemiptera: Adelgidae) in northern Georgia. Journal of Entomological Science 46: 315-324.

McClure MS (1987) Biology and control of hemlock woolly adelgid. Bulletin of the Connecticut Agricultural Experiment Station: 1-9.

McClure MS (1989) Evidence of a polymorphic life cycle in the hemlock woolly adelgid, *Adelges tsugae* (Homoptera: Adelgidae). Annals of the Entomological Society of America 82: 50-54.

McClure MS & Cheah CA (1999) Reshaping the ecology of invading populations of hemlock woolly adelgid, *Adelges tsugae* (Homoptera: Adelgidae), in eastern North America. Biological Invasions 1: 247-254.

Orwig DA, Foster DR & Mausel DL (2002) Landscape patterns of hemlock decline in New England due to the introduced hemlock woolly adelgid. Journal of Biogeography 29: 1475-1487.

Tauber MJ & Tauber CA (1976) Insect seasonality: diapause maintenance, termination, and postdiapause development. Annual Review of Entomology 21: 81-107.

Vieira LC, Salom SM & Kok LT (2012) Functional and numerical response of *Laricobius* spp. predators (Coleoptera: Derodontidae) on hemlock woolly adelgid, *Adelges tsugae* (Hemiptera: Adelgidae). Biological Control 61: 47-54. doi:10.1016/j.biocontrol.2012.01.006.

Zilahi-Balogh GMG, Humble LM, Lamb AB, Salom SM & Kok LT (2003a) Seasonal abundance and synchrony between *Laricobius nigrinus* (Coleoptera: Derodontidae) and its prey, the hemlock woolly adelgid (Hemiptera: Adelgidae). The Canadian Entomologist 135: 103 – 115.

Zilahi-Balogh GMG, Salom SM & Kok LT (2003b) Development and reproductive biology of *Laricobius nigrinus* , a potential biological control agent of *Adelges tsugae*. BioControl 48: 293-306.

Control de la culebra real de California, *Lampropeltis getula californiae*, en Gran Canaria. Resultados 2007-2011. LIFE + LAMPROPELTIS

Control of the California kingsnake *Lampropeltis getula californiae* on the island of Gran Canaria. 2007-2011 Report. LIFE + LAMPROPELTIS

R. GALLO-BARNETO*, M. Á. CABRERA-PÉREZ, I. ESTEVE, C. PATIÑO-MARTÍNEZ & L. F. LÓPEZ-JURADO

GESPLAN S.A., C/ Francisco Gourié, 107 - 3º, 35002– Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas, España, Teléfono: (+34) 928301150 ext. 161, Móvil: (+34) 646601 457Fax: (+34) 928380299, E-mail: rgalbar@gesplan.es, Web: www.lifelampropeltis.com

Abstract
The California kingsnake was introduced to Gran Canaria by the accidental or deliberate release of individuals bred in captivity. California kingsnake has become an important environmental problem due to the enormous social alarm and the damage caused to many endemic reptile species. From 2007 to 2011, 1064 snakes were caught in Gran Canaria, mainly by visual searching and hand capture. The data obtained shows that the California kingsnake has a high ability to adapt and its spread to all of the island is more than likely. The Life+Lampropeltis could be the main device to reduce the kingsnake population and its gradual eradication

Palabras clave: área de distribución, Capturas, culebra real de California, dieta, especies invasoras, *Lampropeltis getula californiae*
Keywords: capture, California kingsnake, diet, distribution area, invasive species, *Lampropeltis getula californiae*

Las islas son ecosistemas aislados muy frágiles y especialmente vulnerables a los impactos causados por las especies exóticas. De hecho, las especies exóticas invasoras suponen una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad en islas. En Canarias, se ha estimado en 1.567 las especies introducidas (casi el 11% de la flora y fauna terrestre), de las que 183 son consideradas invasoras (Arechavaleta *et al.* 2010).

La naturalización de la culebra real de California (*Lampropeltis californiae;* Pyron and Burbrink 2009) fue confirmada en el año 2007 en el este de Gran Canaria (Pether & Mateo 2007). Esta culebra, originaria del suroeste de Estados Unidos y del noroeste de México, posee unas características biológicas y unos requerimientos ambientales que hacen que su cría en cautividad sea fácil y atractiva, lo que ha favorecido su comercio como animal de compañía (Cabrera-Pérez 2009; Mateo *et al.* 2011), actividad que está en el origen de la introducción y dispersión de esta especie en Gran Canaria, debido a la suelta o escape masivo de ejemplares.

La culebra real de California fue detectada por primera vez en 1998 en el Barranco Real de Telde (La Solana) en el este de Gran Canaria (Pether and Mateo 2007). Entre los años 2005 y 2007 fueron recogidos 20 ejemplares, algunos en el norte de la isla (Cabrera-Pérez 2009). En 2006 la especie era común en el Barranco de Telde (Mateo *et al*. 2011) y en la primavera y verano de 2007 se contabilizaron cientos de observaciones en La Solana.

En 2008, el área de distribución fue cartografiada (delimitada) teniendo en cuenta la localización de las capturas (92) y las encuestas positivas de un total de 925 realizadas entre la población. Los resultados mostraban que el área ocupada por la especie podría abarcar 38 km^2 en el este de Gran Canaria. Desde 2009, la expansión de la especie se ha estimado por la localización de las culebras capturadas descartando las que no tienen relación con la dispersión natural de la especie. En 2010, otro núcleo de dispersión fue confirmado en el noroeste de la isla (Gáldar). El diferente patrón de color en estas culebras sugiere una segunda introducción (Mateo *et al*. 2011).

Desde el 2007 la distribución de la especie se ha incrementado hasta ocupar 55 km^2 en dos áreas bien definidas: el núcleo principal de Telde-Valsequillo en el este de la isla (45 km^2) y el núcleo secundario de Gáldar en el noroeste (10 km^2). Además,

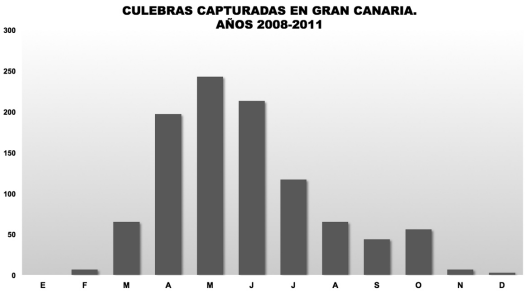


Figura 1. Variación de mensual del número de capturas. Datos obtenidos en Gran Canaria entre el 2008 y 2011.

se ha realizado algunas observaciones y capturas fuera de estas áreas, principalmente en el sureste de la isla, aumentando el riesgo de nuevas introducciones.

Entre 2007 y 2011, de las 1.064 culebras capturadas en Gran Canaria, el 86% lo han sido en el núcleo principal de Telde-Valsequillo, y solo el 14% en Gáldar. El mayor número de culebras se ha capturado de forma manual mediante búsqueda activa. Se han testado diferentes tipos de trampas que no han dado resultado esperado, obteniéndose con este sistema sólo dos capturas. Por otra parte, el uso de tableros depositados en el suelo a modo de refugio artificial, si ha mostrado una cierta eficacia, con 33 culebras capturadas en el año 2011, 27 de los cuales capturadas en dos semanas y 8 de ellas en un sólo día. Todas ellas fueron capturadas después de días lluviosos y con incremento de la nubosidad, tal y como ha sido descrito por otros autores (Joppa *et al.* 2009).

Las capturas se han realizado principalmente durante los meses de abril a junio (Figura 1), aunque con variaciones entre un año y otro, y disminuyendo en verano debido a las altas temperaturas y a la falta de humedad. El mayor éxito de capturas está asociado al período de apareamiento de la especie. En los primeros momentos de mayor actividad, las capturas se corresponden principalmente con individuos adultos con un mayor porcentaje de machos. A partir de marzo, aparecen hembras preñadas y el número de hembras capturadas supera al de machos. Además, el porcentaje de individuos juveniles capturados en los primeros meses de actividad es muy bajo, aumentando éste después del período de puesta donde se observa una reducción progresiva del tamaño de las culebras capturadas (Figura 2). Estos datos coinciden con los valores de comportamiento en su hábitat original (Hubbs 2009). En 2011 el tamaño medio de las culebras en Gáldar fue de 110,66 centímetros mientras que en Telde-Valsequillo fue de 89,53 centímetros. La edad media de los individuos analizados en Telde-Valsequillo fue de 8-9 años, existiendo una correlación significativa entre edad y tamaño.

Todas las culebras capturadas en Gran Canaria han sido sacrificadas y se han obtenido datos relativos a tamaño, peso, sexo y patrón de color. Desde el 2009 al 2011 se han realizado más de 400 necropsias para determinar parámetros reproductivos, dieta, porcentaje de grasa corporal, etc. A 27 individuos capturados en Telde-Valsequillo se les ha determinado la edad mediante el estudio de los anillos de crecimiento en diferentes huesos.

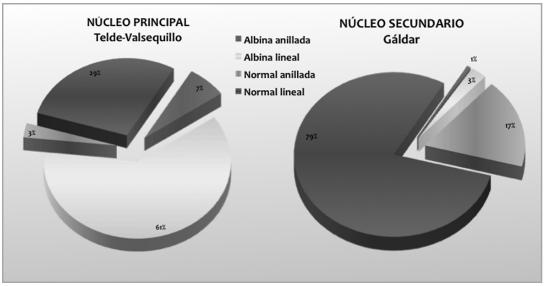


Figura 2. Patrones de color de la culebra real de California por núcleos de población, además de los cuatro patrones principales, existen algunos patrones aberrantes.

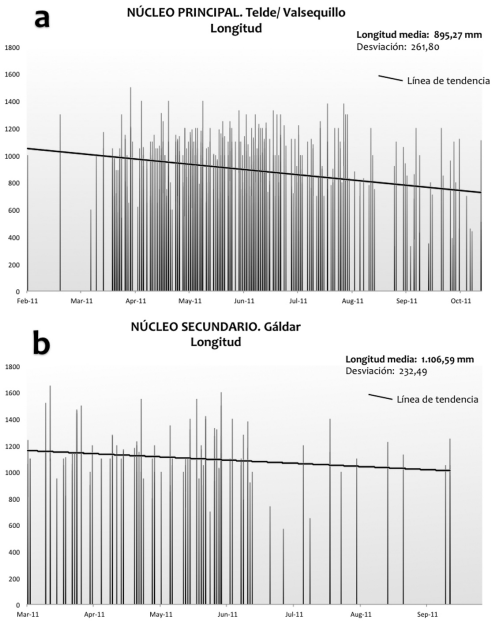


Figura 3. Variación de la longitud media de los ejemplares capturados en 2011 (a. Telde-Valsequillo; b. Gáldar). Hay diferencias significativas en el tamaño de las serpientes en ambas poblaciones. La longitud media de las serpientes capturadas disminuye durante el año, principalmente después de la época de cría.

Los datos biométricos muestran que todos los individuos responden al fenotipo de culebra real de California (Pyron and Burbrink 2009). Esta culebra muestra cuatro diferentes patrones de color: normal lineal, normal anillado, albino lineal y albino anillado. Ambas poblaciones muestran diferencias significativas en el patrón de color. En Telde-Valsequillo prevalecen las culebras albinas (68%), mientras que en Gáldar la mayoría de las culebras son normales lineales (79%) y el número de albinos es alrededor del 4%, tal y como puede verse en la Figura 3. Este dato sugiere que la población en Gáldar proviene de una nueva introducción (Mateo *et al*. 2011).

Los resultados de las necropsias indican que la dieta está formada en un 69% de reptiles, 29,5% de pequeños mamíferos y 1,5% de pequeñas aves. En el caso de los reptiles, el lagarto de Gran Canaria (*Gallotia stehlini*) apareció en el 43% de los casos estudiados; la lisa (*Chalcides sexlineatus*) en el 23% y el perenquén (*Tarentola boettgeri*) en un 3%. En este aspecto también se encuentran diferencias entre ambas poblaciones. En Telde-Valsequillo la mayor parte de las presas eran reptiles, principalmente el lagarto de Gran Canaria (51%). Sin embargo, en Gáldar la presa principal fueron los pequeños mamíferos (41%). Los datos obtenidos muestran que los ejemplares mantienen un similar porcentaje de grasa corporal a lo largo del año (valor medio del 7,12 % del peso total), sin diferencias significativas entre sexos. Esto demuestra el buen estado fisiológico de los ejemplares y la disponibilidad de presas a lo largo del año.

El balance de sexos está equilibrado (hembras 51,1 %; machos 48,9 %), pero en Gáldar el porcentaje de hembras es sensiblemente superior que el de machos (54 % hembras; 46 % machos). En 2009 y 2010 el porcentaje de hembras con huevos fue muy alto (25 % en 2009 y 85 % en 2010), con 16,8 huevos de media.

Todos los datos anteriores muestran la sobresaliente adaptación de la culebra al medio natural en Gran Canaria, lo que convierte a esta especie en un serio problema medioambiental, especialmente para las poblaciones endémicas de reptiles.

El pasado septiembre de 2011 se inició el proyecto LIFE+LAMPROPELTIS, financiado por la Unión Europea, que con una duración de cuatro años que va a permitir el desarrollo de nuevas técnicas de captura, el mejor conocimiento de la actividad biológica de la culebra en Gran Canaria, su interacción con las variables ambientales del entorno, el aumento del papel de colaboración de la población en la lucha contra la invasión mediante la activación del sistema de alerta temprana, así como la aplicación de técnicas genéticas de análisis basadas en el uso de marcadores moleculares como una herramienta para establecer el tamaño efectivo de la población y su variabilidad genética. Desde el proyecto LIFE+LAMPROPELTIS, se espera que las acciones desarrolladas en el mismo supongan la contención de la población del núcleo principal y la reducción en un 50% de la población del núcleo secundario.

Agradecimientos

Queremos agradecer especialmente a Rafael Riera, por el apoyo desde el principio del proyecto, a todo el personal de campo (José Miguel Sánchez, Alejandro Ramírez, Jorge Fernando Saavedra, Francisco Alarcón, Airam Eiroa, Juan Sánchez, Aitor Ojeda, Francisco Vera, Natanael Martín, Purificación Ventura, Antonio Alemán, Antonia Mª Lorenzo, José Luis Peña, Ivan Socorro, Ivan Sánchez, Anibal Peña, Alejandro Falcón y Yeray Bolaños), José Bergadá, Jim Pether, Carlos Canella y a los habitantes de La Solana y San Roque (Telde-Valsequillo). Igualmente agradecemos al Cabildo de Gran Canaria, Dirección General de Protección de la Naturaleza y al Programa LIFE de la Unión Europea.

Referencias bibliográficas

Arechavaleta M, Rodríguez S, Zurita N & García A (coord.) (2010) Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres 2009. Gobierno de Canarias 579 pp.

Cabrera-Pérez MA (2009) Programa de Control de la serpiente real de California en Gran Canaria (2008-2009). In: XVI Jornadas Forestales de Gran Canaria. Cabildo de Gran Canaria.

Hubbs B (2009) Common Kingsnakes. A Natural History of *Lampropeltis getula*. Tricolor books, 436 pp.

Joppa LC, Williams CK, Temple SA & Casper GS (2009) Enviromental factors affecting sampling success of arficial cover objects. Herpetological Conservation and Biology 5 (1): 143-148.

Mateo JA, Ayres C & López-Jurado LF (2011) Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de un problemática reciente. Boletín de la Asociación Herpetológica Española 22: 2-43.

Pether J & Mateo JA (2007) La culebra real (*Lampropeltis getulus*) en Gran Canaria, otro caso preocupante de reptil introducido en el Archipiélago Canario. Boletín de la Asociación Herpetológica Española, 18: 20-23.

Pyron RA & Burbrink FT (2009) Systematics of the common Kingsnake (*Lampropeltis getula*; Serpentes: Colubridae) and the burden of heritage in taxonomy. Zootaxa 2241: 22-32.

Plan de control de visón americano (*Neovison vison*) en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia

Control plan of American mink (*Neovison vison*) in the Atlantic Islands of Galicia National Park

R. ROMERO[1,*] & V. PIORNO[2]

[1]Plan de Control de Gatos y Visones Americanos del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia, Alfredo Brañas nº4, 6ºB, 15701 Santiago de Compostela, España, E-mail: rromerosuances@gmail.com ■ [2]Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia, C/ Eduardo Cabello s/n, 36208 Bouzas (Vigo), España, E-mail: vicente.piorno.gonzalez@xunta.es

Abstract
American mink is present in the Atlantic Islands of Galicia National Park from about 2000. Trapping have been conducted from 2005 to 2012 for population control. To study the distribution and relative abundance of mink a count signal presence has been made. A total of 87 individuals have been trapped since 2005. The number of mink trapped and signs of presence, have declined progressively over the 3 years of systematic trapping (2009/2012). Both results suggest that the population has declined over the same period, probably as a result of trapping campaigns.

Palabras clave: Parque Nacional de las Islas Atlánticas, trampeo, visón americano
Keywords: american mink, Islas Atlánticas de Galicia National Park, trapping

La invasión de visones americanos en Europa ha tenido como consecuencia la realización de numerosas campañas de trampeo encaminadas a su control y erradicación. En Inglaterra se llevaron a cabo campañas muy intensas durante los años 70 y 80 del siglo XX, que finalmente se dejaron de hacer debido a que la especie enseguida reocupaba los ríos de donde había sido eliminada (Dunstone 1993). Sin embargo algunas de las llevadas a cabo años más tarde, tanto en el interior de Gran Bretaña (Reynolds *et al*. 2004) como en islas del Atlántico (Moore *et al*. 2003), tuvieron éxito. El visón americano (*Neovison vison*) está presente en Galicia desde el último cuarto del siglo XX (Vidal & Delibes 1987).

Con el tiempo fueron colonizando ríos y costas del territorio, hasta llegar a las islas del Parque Nacional probablemente a principios del presente siglo (Romero 2009). Debido a la presencia de colonias de aves marinas y algunas especies de reptiles endémicos, los cuales podrían ser presa del mustélido, se planteó la necesidad de controlar o incluso erradicar sus poblaciones, basándose en experiencias llevadas a cabo en otras islas europeas. Los primeros trampeos se realizaron en la isla de Sálvora, perteneciente al Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia (PN), entre los años 2005 y 2007 (Pereira 2006; Romero 2007). Posteriormente, ya como parte del Plan de Control del visón americano del PN, se organizaron campañas a mayor escala en las islas de Cíes y Sálvora en los años 2009/2010, 2010/2011 y 2011/2012. El objetivo principal de dicho Plan ha sido controlar la población de visones del PN.

Los trampeos, llevados a cabo por la guardería del PN, se desarrollaron en su mayor parte entre los meses de septiembre y abril. Puntualmente se llevaron a cabo también en verano. Se utilizaron trampas de rejilla de una sola entrada. Fueron cebadas, principalmente, con sardina en aceite y extracto comercial de glándulas de visón americano (Kishel's Quality Animal Scents & Lures Inc. USA).

Se llevaron a cabo dos tipos de trampeo: *sistemático* y *esporádico*. El *trampeo sistemático* está previamente programado y consiste en la utilización de un elevado número de trampas colocadas a una distancia más o menos fija entre ellas (50 m a 200 m) y a lo largo de un período de tiempo prefijado (normalmente superior a 1 mes).

El *trampeo esporádico* (en los que se utilizan menos de 10 trampas) tiene como objetivo la captura de uno o varios ejemplares previamente localizados. Paralelamente al trampeo se realizó un conteo de las señales de presencia (excrementos y huellas) detectados en recorridos fijos diseñados al efecto.

Las señales fueron contabilizadas por tramos de 500 m. tal y como han realizado otros autores para llevar a cabo estimaciones de abundancia relativa (Bonesi & MacDonald 2004). Dichos conteos se realizaron antes y después del trampeo.

El esfuerzo de trampeo *sistemático* ha sido relativamente constante en las islas de Sálvora y Faro/Monteagudo, siendo variable en el caso de San Martiño (Tabla 1).

El número de capturas realizadas por los ambos tipos de trampeo (esporádicos y sistemáticos) es muy similar (53,5% y 46,5% respectivamente). Más del 50% de los visones fueron capturados en las islas de Faro y Monteagudo (Cíes) durante el primer año de trampeo sistemático (2009/2010). A partir de entonces el número de

capturas ha ido descendiendo progresivamente, especialmente en las islas de Faro y Monteagudo (Cíes) (Figura 1).

Tabla 1. Esfuerzo de trampeo (sistemático) en las diferentes campañas de trampeo (2009/2012).

		mes		nº total	nº medio	nº tramperos	
Isla	Campaña	comienzo	final	días	trampas	por semana	capturas
Faro/Monteagudo	2009/10	nov	abr	142	28,9	2,8	13
San Martiño	2009/10	mar	abr	47	25,3	3,5	6
Sálvora	2009/10	oct	may	123	22,5	1	2
Faro/Monteagudo	2010/11	nov	abr	154	22,1	2,5	1
San Martiño	2010/11	ago	abr	191	19,5	2,2	3
Sálvora	2010/11	nov	abr	102	30,4	1	3
Faro/Monteagudo	2011/12	oct	abr	196	15,5	1,8	0
San Martiño	2011/12	oct	abr	10	32,3	1	5
Sálvora	2011/12	nov	abr	103	32,9	1	0
	Media			***118,7***	***25,5***	***1,9***	***3,7***
	Total			***1068***			***33***

El número medio de trampas utilizado fue de 25,5 por campaña. En cada una de estas intervino una media de dos personas. Desde el inicio de la realización de los trampeos (esporádicos y sistemáticos) en 2005, se han capturado un total de 87 visones. De estos, 71 ejemplares corresponden a las tres temporadas llevadas a cabo desde 2009 hasta 2012 (Figura 1).

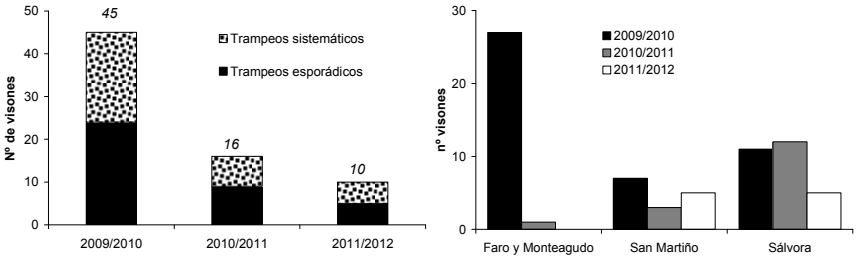


Figura 1. Evolución del número de visones capturados (trampeo sistemático y esporádico) por temporada de trampeo (izq.) y por isla (dcha.).

Paralelamente la cantidad de señales de presencia detectadas ha descendido con posterioridad al trampeo en Sálvora y San Martiño y ha experimentado cierto aumento en Faro/Monteagudo (Figura 2).

El plan de control de visón americano en el PN asume que, para conseguir reducir las poblaciones de visón americano, es conveniente llevar a cabo campañas de trampeo a lo largo de cómo mínimo 3 ó 4 meses y unos 2 ó 3 años, tal y como algunos autores recomiendan (Bonesi *et al.* 2007; Harrington *et al.* 2009). En el PN gran parte de la campaña de trampeo se lleva a cabo en otoño e invierno, coincidiendo con la época de dispersión de juveniles e inicio de la época de celo, que según experiencias similares es cuando se captura un mayor número de individuos (Dunstone 1993; Moore *et al.* 2003; Bonesi & Macdonald 2004). Sin embargo no parece que esta cuestión esté totalmente resuelta, ya que en otros estudios no se han encontrado diferencias en el número de visones capturados entre diferentes estaciones del año (Craik 2008; Harrington *et al.* 2008). Algunos autores recomiendan, para proteger las colonias de aves marinas, realizar campañas en primavera para capturar individuos residentes, en particular hembras (Clode e Macdonald 2002), razón por la que en el PN se ha ampliado el período de trampeo a abril e incluso mayo. La disminución progresiva del número de visones capturados a lo largo de las sucesivas campañas, sugiere un descenso de la población de visones en el PN, especialmente en el caso de la isla de Faro y Monteagudo. Ello no significa que la especie haya sido erradicada, como demuestra la localización de excrementos y huellas en estas dos islas. Normalmente al final de las campañas de trampeo sobreviven los animales más viejos, los cuales aprenden a evitar las trampas y por tanto son más difíciles de capturar (Moore *et al.* 2003; King *et al.* 2009). El descenso en el número de capturas ha ido acompañado de una disminución en las señales de presencia, lo que sugiere la existencia de cierta relación entre la abundancia de la

especie y sus señales de presencia tal y como han encontrado otros autores (Bonesi & Macdonald 2004). En campañas similares a la realizada en el PN también se utilizan las señales de presencia de visón americano (o de otros mustélidos) como método para el seguimiento de sus poblaciones (King *et al*. 1994; Moore *et al*. 2003, Nordstrom *et al*. 2003), aspecto en el que se insiste de manera explícita o implícita por diversos autores (Bonesi & Macdonald 2004; Harrington *et al*. 2009). En la realización de campañas de control de visón americano la extracción de individuos es casi siempre incompleta, ya que siempre suelen quedar algunos reticentes a entrar en las trampas, y además las zonas trampeadas se vuelven a colonizar por ejemplares procedentes de áreas adyacentes (King *et al*. 2009). De hecho el éxito de las campañas de erradicación depende, entre otros factores, de la tasa de inmigración de individuos procedentes de áreas adyacentes. Esta es menor en islas y mayor en zonas continentales. En las islas la reinvasión de visones es menos probable cuanto más alejadas estén del continente, razón que podría explicar los diferentes resultados obtenidos en Sálvora (muy cercana a la costa) y en Faro/Monteagudo (más alejadas). En general los trampeos tienen una mayor probabilidad de éxito en islas alejadas de la costa, tal y como ha sucedido en el Báltico en Finlandia (Nordstrom *et al*. 2003) y Estonia (Macdonald *et al*. 2002), o en islas del Atlántico en Escocia (Moore *et al*. 2003). Actualmente existe cierto consenso en considerar posible la erradicación de visones (y otros mustélidos) en islas, y prácticamente imposible en las zonas continentales (Macdonald & Strachan 1999; Macdonald & Harrington 2003; Nordstrom *et al*. 2003; King *et al*. 2009). En este sentido, es importante mantener la continuidad en la realización de campañas de trampeo en las islas del PN, además de su realización conjunta en las zonas continentales adyacentes.

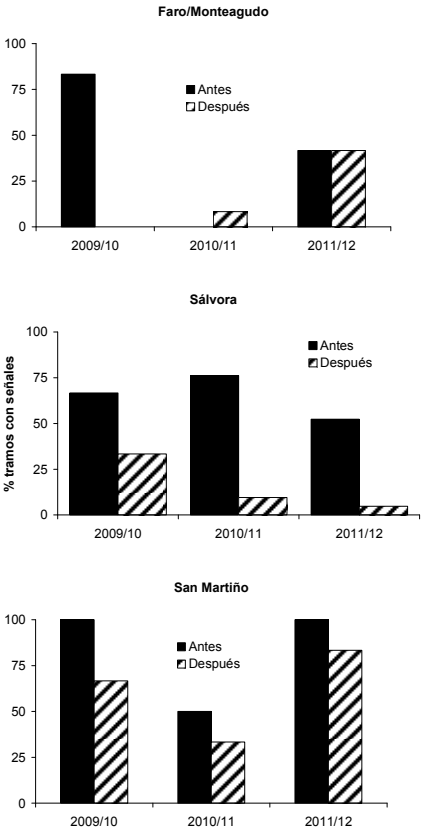


Figura 2. Evolución del las señales de presencia de visón americano antes y después del trampeo en las diferentes islas entre 2009 y 2012.

Agradecimientos

Al personal del Parque Nacional que ha colaborado en la realización del presente trabajo. En especial a la guardería y a los vigilantes que han llevado a cabo las labores de trampeo en condiciones no siempre buenas, y a las tripulaciones de las embarcaciones.

Referencias bibliográficas

Bonesi L & Macdonald D (2004) Evaluation of sign surveys as a way to estimate the relative abundance of american mink (*Mustela vison*). Journal of Zoology 262: 65-72.

Bonesi L, Rushton SP & Macdonald DW (2007) Trapping for mink control and water vole survival: Identifying key criteria using a spatially explicit individual based model. Biological Conservation 136: 636-650.

Clode D & Macdonald DW (2002) Invasive Predators and the Conservation of Island Birds: the Case of American Mink Mustela Vison and Terns Sterna Spp. In the Western Isles, Scotland. Bird Study 49:118-123.

Craik JCA (2008) Sex ratio in catches of American mink - How to catch the females. Journal for Nature Conservation 16 (1): 56-60.

Dunstone N (1993) The Mink. T & AD Poyser Ltd. London. 232 pp.

Harrington L A, Harrington AL & Macdonald DW (2008) Estimating the relative abundance of American mink *Mustela vison* on lowland rivers: Evaluation and comparison of two techniques. European Journal of Wildlife Research 54 (1): 79-87.

Harrington LA, Harrington AL, Moorhouse T, Gelling M, Bonesi L & Macdonald DW (2009) American mink control on inland rivers in southern England: An experimental test of a model strategy. Biological Conservation 142 (4): 839-849.

King CM, O'Donnell CFJ & Phillipson SM (1994) Monitoring and Control of Mustelids on Conservation Lands Part 2. Field and Workshop Guide. Department of Conservation Technical Series no. 4. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.

King CM, McDonald RM, Martin, RD & Dennis T (2009) Why is eradication of invasive mustelids so difficult? Biological Conservation 142 (4): 806-816.

Macdonald DW & Strachan S (1999) The Mink and the Water Vole. Analyses for Conservation. Wildlife Research Unit and Environment Agency Oxford. 161 pp.

Macdonald DW & Harrington LA (2003) The American mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. New Zealand Journal of Zoology 30: 421-441.

Macdonald DW, Sidorovich VE, Anisomova EI, Sidorovich NV & Johnson PJ (2002) The Impact of American Mink *Mustela vison* and European Mink *Mustela lutreola* on Water Voles *Arvicola terrestris* in Belarus. Ecography 25 (3): 295-302.

Moore NP, Roy SS & Heylar A (2003) Mink (*Mustela vison*) eradication to protect ground-nesting birds in the western isles, Scotland, United Kingdom. New Zealand Journal of Zoology 30: 443-452.

Nordstrom M, Hogmander J, Laine J, Nummelin J, Laanetu N, & Korpimaki E (2003) Effects of Feral Mink Removal on Seabirds, Waders and Passerines on Small Islands in the Baltic Sea. Biological Conservation, 109 (3): 359-368.

Pereira P (2006) Estudio de la metodología para el control de la población de visón americano en el archipiélago de Sálvora en el Parque Nacional Islas Atlánticas de Galicia. Informe Inédito. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. 44 pp.

Romero R (2007) El visón americano *(Mustela vison*) y la nutria *(Lutra lutra*) en la isla de Sálvora. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Parque Nacional das Illas Atlánticas. 75 pp.

Romero R (2009) Elaboración e implantación de medidas de control do visón americano *(Neovison vison)* en Galicia. Dirección Xeral de Conservación da Biodiversidade, Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia.153 pp.

Reynolds JC, Short MJ & Leigh RJ (2004) Development of Population Control Strategies for Mink *Mustela vison*, Using Floating Rafts as Monitors and Trap Sites. Biological Conservation 120 (4): 533-543.

Vidal T & Delibes M (1987) Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. Ecología 1: 145-152.

"Projecte Estany", un proyecto LIFE+ para la recuperación y la protección de la biodiversidad nativa en el lago de Banyoles mediante el control de especies exóticas invasoras: hitos, planes previstos y primeros resultados

"Projecte Estany", a LIFE+ project for the recovery and protection of native biodiversity in Lake Banyoles by controlling invasive alien species: milestones, planned measures and first results

M. CAMPOS[1,*], Q. POU-ROVIRA[1], C. FEO[1] & R. ARAUJO[2]

[1]Consorci de l'Estany, Pl. dels Estudis 2, 17820 Banyoles, España, Teléfono: (+34) 972576495, E-mail: mcampos@consorcidelestany.org ■ [2]Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Calle de José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid, España

Abstract
Nowadays the main challenge for the management of Lake Banyoles (Spain) is the massive presence of invasive exotic species, mainly fish. The central objective of "Projecte Estany" is to design and implement a large scale intervention to fight, slow down and revert the decline in species and habitats of Community interest. One of the main lines of action is the control of invasive water fauna by population culling campaigns carried out against exotic fishes and turtles. The first results show a significant reduction of the adult fraction of *Micropterus salmoides* population, and the recovery of *Salaria fluviatilis* population, among others changes.

Palabras clave: control demográfico, especies exóticas, lago de Banyoles, LIFE+ Naturaleza, Projecte Estany
Keywords: demographic control, exotic species, Lake Banyoles, LIFE+ Nature, Projecte Estany

El lago de Banyoles, de origen kárstico, es el segundo lago natural en extensión de la Península Ibérica. Durante las últimas décadas, gracias a un alto grado de protección y a una gestión enfocada a la protección del patrimonio natural, se ha producido una recuperación de los hábitats del lago y su entorno. Además, hasta ahora la calidad del agua se ha mantenido en niveles muy altos en todas las épocas, gracias sobretodo a la elevada tasa de renovación natural del lago a través de aportaciones subterráneas continuadas.

Sin embargo, actualmente el principal reto para la conservación de la biodiversidad de este singular espacio natural pasa por la gestión de las especies exóticas invasoras, especialmente de fauna acuática, que han proliferado masivamente durante los últimos cien años. Este factor por si solo explica en gran medida la desaparición o la reducción dramática de especies autóctonas de fauna, tanto de invertebrados como de vertebrados, así como de notables cambios ecológicos en el ecosistema lacustre.

Antiguamente, la comunidad de peces del lago estaba compuesta solamente por cinco especies: anguila (*Anguilla anguilla*), barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), bagre (*Squalius laietanus*), fraile (*Salaria fluviatilis*) y espinoso (*Gasterosteus aculeatus*). El lago de Banyoles constituye uno de los primeros lugares de la Península Ibérica donde se realizaron introducciones de peces masivas y reiteradas. En 1910 se promovieron las primeras sueltas de peces exóticos en el lago. En ese momento se introdujo la carpa (*Cyprinus carpio*), el gardí (*Scardinius erythropthalmus*), el pez gato (*Ameiurus melas*) y probablemente también la perca sol (*Lepomis gibbosus*), además de otras especies que no se establecieron. Mas tarde, a mediados del siglo XX, se programaron las primeras sueltas de grandes depredadores exóticos, primero de lucio (*Esox lucius*) y luego de perca americana (*Micropterus salmoides*), llegando también en esa época la gambúsia (*Gambusia holbrooki*) (García-Berthou & Moreno-Amich 2000). Más adelante, durante las dos últimas décadas del siglo XX, se introducen nuevas especies de forma ilegal: perca (*Perca fluviatilis*), lucioperca (*Sander lucioperca*) y rutilo (*Rutilus rutilus*), entre otras (Zamora & Pou-Rovira 2003).

Como resultado de todo este amplio historial de introducciones, a finales del siglo XX la comunidad de peces del lago se encuentra en una situación de extrema degradación, con mas del 99% de la biomasa íctica correspondiente a especies exóticas (Moreno-Amich *et al.* 2006). En 2010 las especies mas abundantes eran perca americana y perca sol, y en menor medida, carpa, perca, lucioperca y gambúsia, todas ellas exóticas.

En cuanto a la situación de las especies ícticas autóctonas, la anguila estaba casi extinguida décadas atrás debido a la pérdida de la conectividad respecto el río Ter, pero ha recolonizado recientemente el lago de forma natural, si bien sus estocs son muy bajos. Por su parte, el espinoso se ha extinguido de la cuenca lacustre, mientras que los dos ciprínidos (barbo de montaña y bagre) sólo mantienen pequeñas poblaciones en arroyos tributarios del lago. La única especie autóctona que mantiene una población reproductora en el lago es el fraile, a pesar de encontrarse amenazada por la presión de los depredadores exóticos.

Indirectamente, la proliferación de peces exóticos también explica la crítica situación a la que han llegado las cuatro especies de náyades citadas en el lago (*Anodonta anatina*, *Potomida littoralis*, *Unio mancus* y *Unio ravoisieri*) (Araujo *et al.* 2009), debido a la práctica desaparición de los peces autóctonos con un papel como hospedadores de sus larvas parasíticas (gloquidios). Por otra parte, los peces depredadores exóticos también parecen estar detrás de la desaparición de al menos cinco especies de anfibios del lago, y pueden haber contribuido a la casi desaparición de otros vertebrados, como el galápago europeo (*Emys orbicularis*), la culebra viperina (*Natrix maura*) o la rata de agua (*Arvicola sapidus*).

Otras especies exóticas invasoras de fauna acuática de aparición reciente en el lago, con probables efectos negativos sobre su biodiversidad original, son el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), diversos quelonios (*Trachemys scripta* ssp. *elegans*, *Trachemys scripta* ssp. *scripta*, y *Graptemys pseudogeographica*, entre otras) y el visón americano (*Neovison vison*).

Actualmente, se está ejecutando el "Projecte Estany" (LIFE+ 08/NAT/E/000072), bajo el título "Mejora de especies y hábitats de interés comunitario en Banyoles: un proyecto demostrativo". Se trata de un proyecto LIFE Naturaleza cuyo principal objetivo es el de frenar y revertir el declive de especies y hábitats de interés comunitario, mediante el diseño y la ejecución de campañas a gran escala de descaste poblacional de especies exóticas invasoras de peces y galápagos; además, de forma localizada en algunos sectores de la zona, también se actúa sobre la flora exótica. Por otra parte, para la recuperación de las poblaciones locales de las especies autóctonas objetivo del proyecto, también se ejecutan acciones directas de repoblación con ejemplares provenientes de reproducción en cautividad (galápago europeo y la náyade *U. mancus*), o mediante translocaciones desde poblaciones cercanas (barbo de montaña).

Las campañas de control poblacional de fauna exótica se basan en pescas intensivas y continuadas mediante técnicas complementarias (pesca eléctrica, redes y trampas). Las campañas han sido diseñadas para maximizar la eficiencia del descaste sobre las poblaciones de peces depredadores y galápagos exóticos. Los resultados de estas campañas son analizados recurrentemente para reorientar si es necesario la cantidad y forma de esfuerzo destinado a cada técnica de captura en las siguientes campañas. Por otra parte, la información obtenida durante las campañas debe permitir la planificación de la futura estrategia de gestión de las especies exóticas en el lago una vez finalice este proyecto.

Los resultados obtenidos hasta la mitad del proyecto (diciembre 2011) indican que se ha conseguido una reducción notable de la fracción adulta de la población de perca americana, superior al 80% en el caso de los ejemplares de edad igual o superior a 5+ (Figura 1), y después de 15 meses de campañas continuadas de descaste. Dado que los ejemplares de esta edad concentran buena parte del potencial reproductivo de esta especie íctica exótica en el lago, y que por otra parte ejercen una gran presión de depredación sobre otros vertebrados, se ha intensificado el uso de técnicas de captura con mayor eficiencia de captura sobre ellos. Por otra parte, hasta esta fecha se habían capturado y retirado 273 ejemplares de galápagos exóticos, de 5 taxones distintos (Tabla 1 y Figura 2).

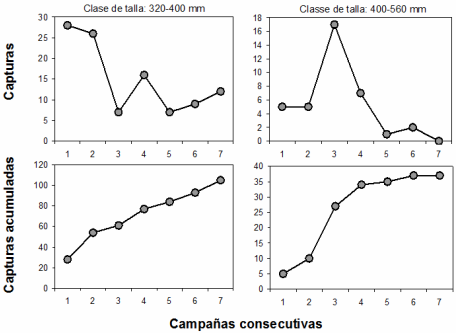


Figura 1.- Capturas por campaña de las dos clases de talla que engloban los ejemplares adultos de mayor edad (>4+) de perca americana (*Micropterus salmoides*), en el marco del "Projecte Estany" hasta diciembre de 2011. En cada campaña se cubre mediante pescas eléctricas con embarcación todo el litoral del lago.

Algunos de los indicadores escogidos para monitorizar los resultados del proyecto han empezado a generar respuestas significativas. Es el caso de la densidad de cangrejo rojo americano, cuya densidad inicial antes del comienzo del proyecto era muy baja, aumentando ligeramente en los dos años siguientes. Mas fuerte ha sido la recuperación de la densidad de fraile, que parece haber revertido rápidamente la tendencia regresiva que su población mantenía hasta el 2010.

Tabla 1. Número de de capturas de galápagos exóticos en el marco del "Projecte Estany", por táxon, hasta diciembre de 2011.

Especie	Capturas
Chrysemys picta	1
Pseudemys concinna	1
Graptemys pseudogeographica	6
Trachemys scripta ssp. elegans	237
Trachemys scripta ssp. scripta	28
TOTAL	**273**

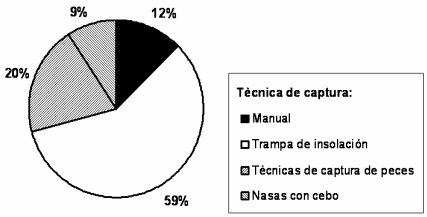


Figura 2. Proporción de capturas de galápagos exóticos en el marco del "Projecte Estany" en función de la técnica de captura, hasta diciembre de 2011.

Referencias bibliográficas

Araujo R, Reis J, Machordom A, Toledo C, Madeira MJ, Gómez I, Velasco JC, Morales J, Barea JM, Ondina P & Ayala I (2009) Las náyades de la península Ibérica. Iberus 27(2): 7-72.

García-Berthou E & Moreno-Amich R (2000) Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. Arch. Hydrobiol. 149: 271-284.

Moreno-Amich R, Pou-Rovira Q, Vila-Gispert A, Zamora L & García-Berthou E (2006) Fish ecology in Lake Banyoles (NE Spain): a tribute to Ramon Margalef. Limnetica 25(1-2): 321-334.

Zamora L & Pou-Rovira Q (2003) Noves introduccions i poblament actual de peixos a l'Estany de Banyoles. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural 71: 135-139.

Flora del Listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras presentes en la Comunidad Autónoma de Extremadura

Flora of the Spanish list and catalog of invasive alien species present in the Extremadura region

J. BLANCO[1,*], F. M. VÁZQUEZ[1], D. GARCÍA[1], F. MÁRQUEZ[1] & M. J. PALACIOS[2]

[1]Grupo HABITAT, Centro de Investigación Agraria Finca La Orden, Gobierno de Extremadura, Km. 372. 06187 Guadajira (Badajoz) Spain; Teléfono: (+34) 924014048, Fax: (+34) 924014001, E-mail: pepebsalas@yahoo.es ■ [2]Dirección General de Medio Ambiente, Gobierno de Extremadura.

Abstract
Flora belonging to the Spanish list and catalog of invasive alien species present in the Extremadura region is analysed. Eleven taxa are included in the Spanish catalog of invasive alien species, and thirty-one in the potential invasive alien species list. Information on entry pathways, distribution and colonized habitat in the Extremadura region is provided for each taxon.

Palabras claves: catálogo, especies-invasoras, Extremadura, flora
Keywords: catalog, Extremadura, flora, invasive alien species

El número de especies alóctonas no deja de crecer en todo el planeta, siendo este fenómeno el segundo problema ambiental por orden de magnitud que afecta a la Biosfera a escala global tras la destrucción de hábitats (Dorado 2010). En Extremadura se tenía constancia de que un 6 % de la flora silvestre tiene una procedencia foránea (Devesa & Ortega 1995). Esta flora no ha dejado de crecer desde entonces principalmente por la alta presencia de entornos transformados previamente por el hombre (Bejarano *et al*. 2011). Algunos ejemplos de estas novedades taxonómicas para Extremadura en los últimos años son: *Eleusine tristachya* (Lam.) Lam., *Glyceria striata* (Lam.) A. S. Hitch. (Vázquez & Cabeza de Vaca 2009 a, b), *Gypsophila elegans* M. Bieb. (Márquez 2009), *Phacelia tanacetifolia* Benth. (Bejarano 2009), *Platanus orientalis* L., *Cortaderia selloana* (Schultes & Schultes fil.) Ascherson & Graebner (Blanco 2012 a, b) o *Freesia refracta* (Jacq.) Eckl. ex Klatt. (Albano & Blanco 2012), estando los dos últimos taxones referenciados en el Listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Por el impacto que supone la inclusión en el medio natural de los territorios de las especies alóctonas invasoras se vio necesario profundizar en el conocimiento de las especies vegetales del Listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras en Extremadura, planteándonos como objetivos conocer su presencia o ausencia en dicho territorio y aportar información sobre su distribución.

Para alcanzar los objetivos se recurrió tanto a obras específicas sobre temática invasora (Sanz Elorza *et al*. 2004) como a obras botánicas básicas de la flora peninsular (Castroviejo *et al*. 1986-2012) y regional (Devesa 1995). Además los trabajos parciales sobre la flora del territorio a estudio han sido revisados. También se han utilizado el herbario HSS (herbario del Centro de investigación La Orden-Valdesequera, Gobierno de Extremadura), ANTHOS (2012) y GBIF (2012).

El Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre (Boletín Oficial del Estado 2011), es el encargado de regular el Listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. En él se establecen las características, contenidos, criterios y procedimientos de inclusión o exclusión de especies en el Catálogo y Listado. En lo que se refiere a Flora, el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (CEEEI) cuenta con 53 vegetales superiores, estando sujetos al ámbito de aplicación en la Península Ibérica 34 de ellos. El resultado ofrecido por nuestro estudio ha confirmado la presencia de 11 de estos taxones en la Comunidad Autónoma de Extremadura (Tabla 1). Algunos de estos taxones tienen una presencia testimonial en estado silvestre [*Cortaderia selloana* (Schultes & Schultes fil.) Ascherson & Graebner] e incluso alguna solo se conoce como ornamental (*Buddleja davidii* Franchet.). Sin embargo, otras especies son frecuentes aunque de forma esporádica (*Agave americana* L.) o aparecen por todo el territorio [*Ailanthus altissima* (Miller) Swingle]. El caso más relevante hasta la fecha de las especies de este listado es el de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., la cual tiene su distribución localizada en el río Guadiana, y que ocasionó graves problemas medioambientales, agronómicos y económicos al tapizar la superficie del río en 75 Km de su cauce (Ruiz *et al*. 2008; Albano 2012).

Por su parte, el Listado de Especies Exóticas con Potencial Invasor (LEEPI) está constituido por 146 taxones de Flora. De ellos, 68 están sujetos al ámbito de aplicación en la Península. El trabajo realizado estima que de estos últimos se dispone información relativa a su presencia en Extremadura del 45,6%, es decir, de 31 taxones (Tabla 1). Dentro de este representativo número de plantas tenemos el caso de *Nymphaea mexicana* Zucc., con similar

problemática a la mencionada *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, si bien su superficie ocupada es mucho menor hasta la fecha (Martínez *et al*. 2012). Especies como *Oxalis pes-caprae* L. o *Paspalum paspalodes* (Michx.)Scribn están presentes por todo el territorio, mientras que otras aparecen de forma esporádica (*Nicotiana glauca* Graham.) o son raras en estado silvestre (*Tropaeolum majus* L.).

Tabla 1. Flora del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (CEEEI) y del Listado de Especies Exóticas con Potencial Invasor (LEEPI) presentes en Extremadura.

	D[a]	U[b]	FIE[c]	Procedencia[d]	HC[e]	Dispersión[f]
CEEEI						
Acacia dealbata Link.	R	O	ec	Australia	r	semillas
Agave americana L.	E	O	ec	México	r	semillas
Ailanthus altissima (Miller) Swingle.	T	O	ec	China	r	semilla/v
Azolla spp.	E		aves/sc	América	acuática	esporas/v
Buddleja davidii Franchet.		O		China		semilla/v
Carpobrotus edulis (L.) N.E. Br.	E	O	ec	Sudáfrica	r	semilla/v
Cortaderia spp.	R	O	ec	Sudamérica	r	semilla/v
Eichhornia crassipes (Mart.) Solms.	L		ec	Sudamérica	acuática	semilla/v
Helianthus tuberosus L.	E	O,A	ec	América	r/a	semilla/v
Opuntia maxima Miller.	E	O	ec	América	r/a	semilla/v
Tradescantia fluminensis Velloso.	R		ec	Sudamérica	hh	semilla/v
LEEPI						
Abutilon theophrasti Medik.	R		s/su c	Asia, Centro RM	a	semillas
Acer negundo L.	E	O	ec	America del N.	r	semillas
Arctotheca calendula (L.) Levyns.	E	O	ec	Sudáfrica	r	semillas
Bidens frondosa L.	E		d	América	ribera	semillas
Cotula coronopifolia L.	R		mh/aves	Sudáfrica	ribera	semilla/v
Eschscholzia californica Cham.	R		ec	América del N.	r	semillas
Gleditsia triacanthos L.	E	O	ec	América del N.	ribera	semilla/v
Gomphocarpus fruticosus (L.)W.T.Aiton	R	O	ec	Sudáfrica	r	semilla/v
Impatiens balfouri Hook. f.	R	O	ec	India, Pakistan	ribera	semillas
Ipomoea indica (Burm. f.) Merr.	R	O	ec	América y África	r	semilla/v
Juncus tenuis Willd.	R		mh	América del N.	r	semilla/v
Lantana camara L.		O		América		semilla/v
Lepidium virginicum L.	R		mh	América del N.	r/a	semillas
Lippia filiformis Schrad.	E	O	ec	Sudamérica	r	semilla/v
Lonicera japonica Thunb.	E	O	ec	Este de Asia	r	semilla/v
Nicotiana glauca Graham.	E		ec	Sudamérica	r	semilla/v
Nymphaea mexicana Zucc.	L		ec	América	acuática	semilla/v
Oenothera biennis L.	E	O	ec	América del N.	ribera	semillas
Oxalis latifolia Kunth.	E	O	ec	Sudáfrica	r/a	semilla/v
Oxalis pes-caprae L.	T	O	ec	Sudáfrica	r/a	semilla/v
Parkinsonia aculeata L.		O		América tropical		semillas
Paspalum paspalodes (Michx.)Scribn	T		mh	América	arvense	semilla/v
Phytolacca americana L.	E	A	cultivo	América	hh	semillas
Prunus serotina Ehrh.	R	A	ec	América del N.	ribera	semillas
Ricinus communis L.	E	O	ec	África	r	semillas
Robinia pseudoacacia L.	T	O,A	ec	América del N.	r	semilla/v
Sagittaria calycina Engelm.	R	R	ec	América	a	semilla/v
Senecio mikanioides Otto.	R	O	ec	Sudáfrica	ribera	semilla/v
Solanum elaeagnifolium Cav.	R		mh	Sudamérica	r/a	semillas
Sporobolus indicus (L.) R. Br.	E		ec	América tropical	r	semillas
Tropaeolum majus L.	R	O	ec	Sudamérica	r	semilla/v

[a]D: Distribución silvestre en Extremadura; T: todo el territorio; E: Esporádica; R: Rara; L: localizada y muy adaptada; [b]U: uso; O: uso ornamental; A: uso agronómico; [c]FIE: forma de introducción en Extremadura; ec: escapada de cultivo; sc: semillas contaminadas; suc:sustrato contaminado; mh: mala hierba; d: desconocido; [d] RM: Región Mediterránea; N: Norte; [e]HC: Hábitat colonizado; r: ruderal; a: arvense; hh: herbazal húmedo; [f]v: vegetativo.

La mayor parte de las plantas que aparecen en la Tabla 1 son usadas como ornamental o en cultivos agronómicos, siendo este el origen de su asilvestramiento. En menor medida puede darse una dispersión

originada por animales (*Azolla* spp.) o por contaminación de semillas o sustrato (*Sagittaria calycina* Engelm.), si bien el ser una mala hierba puede favorecer en algunos casos su expansión (*Solanum elaeagnifolium* Cav.). Es destacable el hecho de que los hábitats colonizados por estas plantas en Extremadura suele estar muy transformados por el hombre (ruderal y/o arvense). Estos medios transformados son el lugar ideal para la entrada de especies foráneas que suelen tener una mayor capacidad de adaptación a estos nuevos enclaves que las especies autóctonas (Sanz Elorza *et al*. 2004).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto "Actualización de catálogo de especies vegetales amenazadas de Extremadura (España)" PRI 09 A 059 del Gobierno de Extremadura y el Fondo Europeo de Desarrollo Rural, con la gestión de FUNDECYT, y por las ayudas concedidas al proyecto de conservación de la Unión Europea INVASEP (LIFE 10 NAT/ES/582).

Referencias bibliográficas

Albano E (2012) Reproducción sexual del jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*): germinación, anatomía y banco de semillas. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura. Badajoz. Inéd. 181 pp.

Albano E & Blanco J (2012) Anotaciones corológicas y taxonómicas a la flora de Extremadura: 54. *Freesia refracta* (Jacq.) Eckl. ex Klatt. Folia Bot. Extremadurensis. 6: 80-81 (83).

ANTHOS, Sistema de información sobre plantas de España [en línea]. [Madrid, España]: [ref. de 1 de junio del 2012]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www. anthos.es>.

Bejarano A (2009) Anotaciones corológicas y taxonómicas a la flora de Extremadura: 32. *Phacelia tanacetifolia* Benth. Folia Bot. Extremadurensis. 4: 85.

Bejarano A, Gutiérrez M & Vázquez FM (2011) Aproximación al conocimiento de la flora neófita en la cuenca del Guadiana Internacional a su paso por Extremadura (España) Alentejo (Portugal). Folia Bot. Extremadurensis. 5: 5-20.

Blanco J (2012a) Anotaciones corológicas y taxonómicas a la flora de Extremadura: 53. *Platanus orientalis* L. Folia Bot. Extremadurensis. 6: 78-79.

Blanco J (2012b) Anotaciones corológicas y taxonómicas a la flora de Extremadura: 58. *Cortaderia selloana* (Schultes & Schultes fil.) Ascherson & Graebner. Folia Bot. Extremadurensis. 6: 86-87.

Boletín Oficial del Estado (2011) Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras (nº 298, de 12-12-2011).

Castroviejo S, Laínz M, López González G, Montserrat P, Muñoz Garmendia F, Paiva J & Villar L (1986-2012) Flora iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.

Devesa J A (1995) Vegetación y flora de Extremadura. Universitas Editorial. Badajoz. 773 pp.

Devesa J A & Ortega A (1995) Análisis florístico. En: J. A. Devesa. Vegetación y Flora de Extremadura. Universitas Editorial. pp. 116-122. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.

Dorado A (2010) ¿Qué es la biodiversidad? Una publicación para entender su importancia, su valor y los beneficios que nos aporta. Fundación Biodiversidad. Madrid. 88 pp.

GBIF, Global biodiversity information facility [en línea]. [Madrid, España]: [ref. de 1 de junio del 2012]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.gbif.org>.

Márquez F (2009) Anotaciones corológicas y taxonómicas a la flora de Extremadura: 26. *Gypsophila elegans* M. Bieb. Folia Botanica Extremadurensis 4: 70-71.

Martínez MJ, Guerra MJ, Gutiérrez M (2012) Invasión de *Nymphaea mexicana* Zucc. (Nymphaceae) en la cuanca del río Guadiana. Folia Botanica Extremadurensis 6:39-44.

Ruiz T, Martín de Rodrigo E, Lorenzo G, Albano E, Morán R & Sánchez JM (2008) The water hyacint, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana riber basin (Spain). Aquatic Invasions. 3(1), 42-53.

Sanz Elorza M, Dama Sánchez, ED & Sobrino Vesperina E (2004) Atlas de las plantas alóctonas invasoras de España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 384 pp.

Vázquez FM & Cabeza de Vaca MA (2009a) Anotaciones corológicas y taxonómicas a la flora de Extremadura: 22. *Eleusine tristachya* (Lam.) Lam. Folia Botanica Extremadurensis 4: 63.

Vázquez FM & Cabeza de Vaca MA (2009b) Anotaciones corológicas y taxonómicas a la flora de Extremadura: 23. *Glyceria striata* (Lam.) A. S. Hitch. Folia Botanica Extremadurensis 4: 64-65.

Las especies invasoras vegetales más dañinas en los ecosistemas de Galicia

The most damaging invasive plant species in the ecosystems of Galicia

M. I. ROMERO[1,*], J. AMIGO[1], J. OUBIÑA[1], J. REINOSO[1] & I. BÁRBARA[2]

[1]Departamento de Botánica, Facultad de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, Campus Vida, Rúa Lope Gómez de Marzoa, 15782 Santiago de Compostela, España, Teléfono: (+34) 619346156, E-mail: mi.romero@usc.es ■ [2]Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía, Universidade da Coruña, España.

Abstract
Being aware of the social demand for information on invasive exotic flora, we present a selection of the species which cause more damage to Galician ecosystems, in order to make known the problems they generate. This selection was obtained by analyzing specific literature and unpublished data of authors. The top-10 was identified on the basis of the following criteria: distribution, species density and the threat factor in relation to their impact on native species or vulnerable habitats.

Palabras clave: algas, hábitats, musgos, NO España, plantas
Keywords: habitats, mosses, NW Spain, plants, seaweeds

La expansión de especies exóticas en los ecosistemas naturales y seminaturales, se conoce como una de las mayores amenazas para la biodiversidad autóctona, no sólo por el problema ecológico que llegan a constituir, sino también por otro tipo de impactos como el que generan en el paisaje, induciendo en ocasiones su modificación y favoreciendo por tanto la manifestación de otros de marcada índole social, como es la pérdida de identidad. Siendo conscientes de la demanda social de información sobre el medio natural y flora exótica invasora en particular, hemos considerado oportuno presentar una selección de las Especies Exóticas vegetales más dañinas para los ecosistemas gallegos, con la intención de dar a conocer la problemática que presentan. Este *top* 10 que presentamos (Tabla 1), se realizó utilizando no solo los criterios de distribución (extensión de sus poblaciones) y densidad de las especies, sino que se incorporó el factor amenaza, ya fuese en relación a su incidencia sobre las especies autóctonas o los hábitats más vulnerables del entorno. La selección de especies se basó en el análisis de bibliografía específica, ya fuesen publicaciones científicas o documentos técnicos. En algunos casos se incorporaron datos inéditos proporcionados por los autores. Con la información así obtenida se identificaron las especies que deterioran los ecosistemas acuáticos y terrestres más representativos y mejor conservados del entorno.

Tabla 1. Listado de las especies más dañinas y hábitats que afectan.

Ecosistemas	EEI mas perjudiciales	Hábitats
marinos	*Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt	áreas semiexpuestas y expuestas
	Asparagopsis armata Harvey	áreas semiexpuestas y expuestas
	Codium fragile (Suringar) Hariot	áreas semiexpuestas y protegidas
	Gracilaria vermiculophylla Ohmi	áreas protegidas y estuarios
litorales	*Spartina versicolor* Fabre	marismas
	Carpobrotus edulis (L.) N.E. Br.	dunas y cantiles
dulceacuícolas	*Azolla filiculoides* Lam.	aguas libres
	Campylopus introflexus (Hedw.) Brid.	turfófilos
	Robinia pseudoacacia L.	bosques de ribera
otros	*Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. fil) Asch. & Graebn.	humedales continentales y diversos hábitats terrestres

Galicia, con 1.200 km de costa, presenta ecosistemas litorales de gran interés. En el medio marino, debido al tráfico marítimo y la acuicultura, se han introducido numerosas especies exóticas (Bárbara *et al.* 2008) que proceden en su mayoría del Pacífico. Desde finales de la década de los 80, el alga parda *Sargassum muticum* se extendió rápidamente por la costa (Farnham *et al.* 1981), debido a su alta capacidad de dispersión. La especie muestra gran tolerancia a cambios de salinidad y temperatura y además presenta simultáneamente características de especie oportunista y estable, lo que favorece su carácter invasivo. Se distribuye por costas semiexpuestas y protegidas, desde el intermareal inferior hasta el submareal, al igual que el alga roja *Asparagopsis armata*. Esta última, aunque de tendencia estable, su abundancia varía dependiendo de la zona geográfica y de la temperatura. Así en algunas áreas constituye auténticas “plagas” en determinadas épocas del año. La fase más común es la

fase esporofítica (*Falkenbergia rufolanosa).* Otra especie saxícola, de ambientes semiexpuestos y protegidos, es el alga verde *Codium fragile*. Capaz de generar un alto impacto ecológico modificando las comunidades bentónicas y hábitats, por su elevada tolerancia fisiológica y plasticidad morfológica y funcional, pudiendo utilizar varias fuentes de nitrógeno en aguas oligotróficas y eutróficas.

De detección reciente (Rueness *et al*. 2005; Bárbara *et al.* 2005) se presenta *Gracilaria vermiculophylla*, alga roja ampliamente extendida en áreas protegidas y estuarios; debido a que es de vida libre y crece bien sobre sustratos fangosos y arenosos. Es importante precisar su carácter críptico en la identificación ya que puede confundirse con otras especies autóctonas del género.

Los ecosistemas litorales terrestres se ven seriamente afectados por diferentes plantas vasculares (Romero *et al*. 2007). De ellas destacaremos a *Spartina versicolor* que constituye, al igual que la autóctona *S. maritima*, densas poblaciones monoespecíficas. Esta gramínea, que se localiza a lo largo de toda la costa gallega (San León *et al.* 1999) y aunque morfológicamente es muy similar a la *S. maritima,* se puede diferenciar de ésta por el hábitat que ocupa, ya que se sitúa en la parte más seca y menos halófila de la marisma, en el supraestero, desarrollándose incluso sobre sustrato arenoso. Los hábitats psamófilos y cantiles, se ven ocupados por la transformadora *Carpobrotus edulis*. Planta introducida para obra pública y erradicada por la Administración de algunas localidades, sigue teniendo una presencia muy destacada en estos ambientes.

Los humedales dulceacuícolas, también de gran interés no sólo por la superficie que ocupan en nuestro territorio, son amenazados por diferentes plantas. Así, sobre turberas cabe destacar el musgo *Campylopus introflexus* (Casas *et al.* 1988), observándose su plasticidad para ocupar diferentes ambientes, aunque los datos obtenidos en estos últimos años indican su estabilización en hábitats turfófilos, donde forma densos céspedes. No obstante, resulta muy común en espacios de la Red Natura de inestimable valor como son A Serra do Xistral, Careón y Cova da Serpe en Lugo o Capelada en A Coruña. Otro hábitat muy bien representado en Galicia son los bosques de ribera, amenazados por el árbol americano *Robinia pseudoacacia*, en bajas latitudes y áreas próximas a la costa, llegando a formar poblaciones impenetrables. El primer registro de la planta en Galicia corresponde a Planellas en 1852, naturalizándose posteriormente y siendo común en otros ambientes alterados. En ocasiones, comparte espacio con *Acacia dealbata*, de mayor incidencia en ríos del interior, especialmente en la provincia de Ourense. En las aguas libres, el pteridófito cosmopolita *Azolla filiculoides* es sin duda la más invasiva actualmente en los ríos. Su presencia publicada en 2004 (Romero *et al.* 2004), alcanza ahora nuevos escenarios perjudicando a las especies nativas, en especial a las plantas vasculares amenazadas *Luronium natans* y *Nymphoides peltata*. Ambas, de desarrollo estival al igual que el pequeño helecho.

Relacionada con los humedales citamos a la gramínea transformadora *Cortaderia selloana*, especialmente dañina en estos ambientes al competir con especies herbáceas de menor envergadura; el uso de la planta en la adecuación de espacios proveniente de obra pública así como la inadecuada gestión que se realiza favorecen su expansión.

Referencias bibliográficas

Bárbara I, Cremades J, Calvo S, López Rodríguez MC & Dosil J (2005) Checklist of the benthic marine and brackish Galician algae (NW Spain). Anales del Jardín Botánico de Madrid 62(1): 69-100.

Bárbara I, Lee S-Y, Peña V, Díaz P, Cremades J, Oak JH & Choi H-G (2008) *Chrysymenia wrightii* (Rhodymeniales, Rhodophyta) a new non-native species for the European Atlantic Coast. Aquatic Invasions 3(4): 367-375.

Casas C, Reinoso J, Heras P & Rodríguez Oubiña J (1988) Consideraciones sobre la presencia en España de *Campylopus introflexus*. Orsis 3:21-26.

Farnham WF (1981) Seaweeds and their allies (Algae). In: Rayner RW (ed) The Natural History of Pagham Harbour. Part II 2nd edition, pp 37-46. Bognor Regis Natural Science Society, Bognor Regis, UK.

Planellas J (1852) Ensayo de una flora fanerogámica gallega. Santiago de Compostela. 452 pp.

Romero MI, Hinojo B & Lesta R (2007) Flora exótica e invasora de los hábitats naturales y seminaturales de Galicia (NO Península Ibérica). In GEIB (ed) EEI 2006, 133-141. GEIB, Serie Técnica 3.

Romero MI, Ramil P, Amigo J, Rodríguez Guitián MA & Rubinos M (2004) Notas sobre la flora de humedales en el noroeste ibérico. Botanica Complutensis 28: 61-66.

Rueness J (2005) Life history and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. Phycologia 44(1): 120-128.

San León DG, Izco J & Sánchez JM (1999) *Spartina patens* as a weed in Galician saltmarshes (NW Iberian Peninsula). Hydrobiologia 415: 213–222.

El papel del voluntariado ambiental en la eliminación de especies invasoras. Campo de Voluntaraido ambiental en el río Tea

Environmental Volunteer Role in Non-native Invasive Plants Elimination. Environmental Volunteer Field in Tea River

R. PEREZ RODRÍGUEZ*, V. RODRÍGUEZ ÁLVAREZ, F. BAÑOBRE & L. PARENTE ROMERO

*Proxecto Ríos-ADEGA, Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza, Teléfono/Fax: (+34) 981 570099, E-mail: ramses@adega.info

Abstract
Water Framework Directive emphasizes the social participation as a fundamental tool to achieve good ecological status of river ecosystems. The Proxecto Ríos Galicia coordinated by ADEGA has made numerous environmental volunteer actions in recent times, linked with disclosure of the invasive alien species problems.
Proxecto Ríos in 2007 began a series of environmental volunteer camps focused on removing invasive exotic plants on the banks of the River Tea. The methodology used in developing the fields of environmental volunteers is the paradigm of action research. The technical team of Proxecto Ríos designed a program of actions that were evaluating and improving as they were applied. This method of learning by doing, allowed the evaluation methods, tools or ideal time to develop this work and thus increase the knowledge on invasive exotic species.

Palabras clave: invasión de especies, restauración de ríos, voluntariado ambiental
Keywords: environmental volunteer, species invasions, river restoration

Los ecosistemas fluviales son uno de los sistemas naturales más vulnerables a las invasiones biológicas. Por su estructura y funcionamiento son propensos a que fauna y flora exótica invasora prolifere cuando la destrucción del hábitat es patente. El Proxecto Ríos acordó abordar la problemática de las EEI (especies exóticas invasoras) en los ríos así en el año 2007 ante la demanda del voluntariado ambiental de identificar EEI y de trabajar en la recuperación de espacios naturales. Proxecto Ríos comenzó entonces una iniciativa de voluntariado ambiental orientada a divulgar la problemática de las EEI y a investigar y experimentar métodos de eliminación con la finalidad de formular protocolos de eliminación de algunas de las especies presentes en las riberas, que se han desarollado desde 2007 hasta el 2012 con 16 campos de voluntariado.
Para conseguir los objetivos marcados diseñamos una metodología activa y participativa basada en la investigación-acción (también denominada investigación participativa), que pretende que los participantes aprendan-haciendo (learning by doing, según la denominación anglosajona), combinando las teorías, opiniones y propuestas de expertos/as con el trabajo de los técnicos del Proxecto Ríos y del voluntariado ambiental.
Relacionado con las tareas de eliminación y con la recuperación de los hábitats en los márgenes del río Tea, consideramos que los trabajos ejecutados superaron las expectativas iniciales tanto en los resultados obtenidos como en el entusiasmo e implicación puesto por el voluntariado. Se muestra a continuación el resumen de las cuestiones a tener en cuenta en el trabajo con voluntariado y eliminación de invasoras, como resultado de la experiencia y aprendizaje de estos años de trabajo.

	Cuadro resumen de las cuestiones a tener en cuenta en la eliminación de EEI con volunt. amb.
Actividades a realizar	-Deben estar enmarcadas en el proyecto desde su inicio, ser de diferente índole, significativas y adecuadas a cada persona y momento de la actuación.
Formación	-El trabajo con EEI es una tarea que se enmarca dentro de otras muchas actividades de voluntariado ambiental por lo que deberían tener una formación específica.
Metodología y organización	-Es importante organizar bien el trabajo secuenciando las tareas de monitoreo, eliminación y seguimiento. -Una tarea inicial será averiguar la vía de entrada de las EEI (agraria, ornamental, pesca, etc) para hacer difusión o una eliminación adecuadas atendiendo a la raíz del problema. -En trabajos de eliminación debemos organizar el voluntariado por tareas, corta, derrame, embolsado, etc. Explicar *in situ* como se maneja la herramienta, como se elimina la especie, etc. -Coordinarse con las autoridades para trabajar donde ellos ya lo hicieron así como gestionar el material retirado y su posterior tratamiento. -Se deberá realizar una inspección de áreas prioritarias de actuación, micro-hábitats para fauna sensible, presencia de endemismos, o por el contrario descartar manchas de EEI que estén sirviendo de refugios o alimento a especies en peligro. -Tan importante como eliminar es realizar una toma de datos sistemática que nos pueda servir de

	evaluación del trabajo realizado.
Época del año	-Cuando se diseñe una actuación sobre una o varias comunidades de EEI se debe tener en cuenta la época del año. Determinadas especies anuales (*Bidens* sp. o *Tritonia* sp.) sólo son "visibles" durante la primavera y el verano. Otras especies arbóreas se pueden eliminar durante todo el año. Unas y otras es interesante eliminarlas antes de que fructifique o de hacerlo, realizarlo con sumo cuidado. -Para el inventariado también debemos tener en cuenta estas cuestiones, y realizar monitoreo de seguimiento.
Tamaño de la mancha	-Es recomendable que la extensión de la mancha sea proporcional al número de voluntarios/as y tiempo que se dedique, y muy recomendable que se pueda eliminar en su totalidad.
Temporalización	-A la hora de realizar actuaciones de eliminación debemos tener en cuenta si esta va a ser puntual o se va a prolongar en el tiempo. Si serán tareas de control de la especie o de eliminación. Esto nos permitirá dimensionar el trabajo.
Material empleado	-Se debe tener en cuenta que cada especie requiere un material específico y que algunas especies tiene dos momentos diferentes. Especies de cierto porte como *Arundo donax* y *Acacia dealbata* requieren en un primer momento retirar la parte aérea (herramientas de corte) para posteriormente arrancar la raíz (herramientas para cavar y extraer).
Dificultad	-La eliminación de EEI es un trabajo que no siempre tiene garantía de éxito, cuestión que se debe plantear al voluntariado. Aún así, determinadas especies son casi imposibles de eliminar mediante trabajos manuales motivo por el que debemos estudiar previamente las especies diana.
Peligrosidad	- La eliminación de EEI además de difícil puede ser peligrosa. La eliminación de árboles de cierto tamaño requiere una capacitación especial por lo que con voluntariado ambiental, se recomienda realizar trabajos con herbáceas o rebrotes de árboles. -Determinadas especies *Agave americana* (pita*) Cortaderia selloana* (plumero), *Zantedeschia aethiopica* (cala) pueden causar daños. *C. selloana* como su propio nombre índica puede causar cortes, y especies como la pita o la cala poseen sustancias que en contacto con ojos o zonas sensibles de la piel pueden ser urticantes. Habrá que valorar si se trabaja con estas especies o dejarlo para especialistas. De hacerlo, por constituir ejemplares aislados aportar el material adecuado, gafas, guantes, buzos, etc siempre extremando las precauciones.

Agradecimientos
El Proxecto Ríos quiere agradecer a los cerca de 300 voluntarios y voluntarias, su participación y esfuerzo en esta iniciativa. Agradecimiento extensible al equipo del programa de Voluntariado en Ríos del MARM y de Confederación Hidrográfica Miño-Sil por su apoyo e interés para que este reto se convirtiese en una realidad. Igualmente destacar la colaboración de la Xunta de Galicia (Augas de Galicia y Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras) así como otras entidades y personas sin las cuales el campo de voluntariado ambiental del río Tea para la eliminación de EEI habría sido imposible (Xurxo Mouriño, Josu y Mari del Albergue Alentea, Guardarríos del Tea, Club de piragüismo del Tea, etc).

Revisión de las especies exóticas marinas pertenecientes al macrozoobentos en el ámbito Íbero Balear

Review of macrozoobenthos alien marine species of the Iberian Balearic area

V. TASSO BERMELL*, M. EL HADDAD, V. CRESPO LÓPEZ, J. GILABERT CARMONA & C. ASSADI GARCÍA

*OCEANSNELL, S.L. : Parque Tecnológico de Valencia, Avda. Benjamín Franklin 12, 46980 Paterna, Valencia, España, Teléfono (+34) 961994253, Fax (+34) 961994220, E-Mail: vicente.tasso@oceansnell.com

Abstract
This paper is an extensive review of the macrozoobenthos marine exotic species along the Iberian and Balearic coastal area. For this work has been used numerous sources including bibliographic databases, scientific papers, others scientific works (doctoral thesis) and "in situ" personal observations. All information has been geoprocessed and verified with the objective of developing a comprehensive list of the macrozoobenthic alien marine species. It has been also provided additional information that includes the origin of the species, their most probable vector of introduction, poblational status and their impact.

Palabras claves: área ibero balear, especies exóticas marinas, macrozoobentos
Keywords: Exotic marine species, Iberian balear coastal area, macrozoobenthos

El principal objetivo de este estudio es obtener un listado actualizado de las especies exóticas del macrozoobentos del área ibero-balear. Asimismo se aporta información relativa a su distribución, vector probable de introducción, estatus poblacional e impacto.

Los datos que se presentan han sido recopilados a partir de diferentes fuentes como bases de datos, artículos científicos, trabajos de investigación, tesis doctorales y observaciones propias realizadas "in situ". Toda la información obtenida ha sido procesada e incluida en un software GIS, con el objetivo de analizar y visualizar de forma global el estado actual de las invasiones biológicas marinas en lo referente al macrozoobentos en el área ibero-balear.

Mediante este estudio se ha recopilado la información dispersa presente en los diferentes medios de comunicación científica. Esta información se ha subdividido en diferentes áreas biogeográficas con el objetivo de analizar mejor los datos obtenidos. Las áreas consideradas han sido las siguientes: área levantina balear (LB) (desde Cabo Creus - hasta el Cabo de Gata, incluyendo Islas Baleares), área estrecho Alborán (EA) (desde Cabo de Gata – hasta Tarifa), área sudatlántica (SA) (desde Tarifa hasta Isla Cristina), área noratlántica (NA) (desde Bayona hasta Hondarribia).

De forma global, se ha podido constatar la presencia de 156 especies exóticas pertenecientes a 6 grupos taxonómicos del macrozoobentos marino en toda el área de estudio, localizándose 42 especies en el área levantina balear, 82 especies en el área estrecho Alborán, 15 especies en el área sudatlántica y 17 especies en el área noratlántica (Tabla 1). La contribución de los diferentes grupos taxonómicos por áreas biogeográficas se presenta en la Figura 1.

Los resultados indican que el grupo de los anélidos poliquetos es el más importante en todas las áreas estudiadas, exceptuando el área sudatlántica (SA). Este grupo contribuye entre un 40 y un 72% a la fauna exótica macrozoobentónica. Con respecto al área SA el grupo taxonómico más relevante es el de los crustáceos siendo su contribución del 53 %.

El análisis de la información corrobora que el tráfico marítimo continúa siendo la principal vía de introducción de especies exóticas del macrozoobentos marino, ya sea a través de aguas de lastre, fouling u otras vías no determinadas (ver Figura 2).

Como se observa en la Figura 2 el tráfico marítimo contribuye entre un 42 y 100 % en la introducción de especies exóticas en el área estudiada. Muchas de las citas observadas se producen en zonas portuarias o áreas adyacentes próximas, por lo que los puertos se pueden considerar zonas de alta probabilidad de introducción y diseminación de especies exóticas.

A continuación se presenta una tabla (Tabla 1) con la información más relevante obtenida de las diferentes especies exóticas del macrozoobentos marino detectadas en el área de estudio.

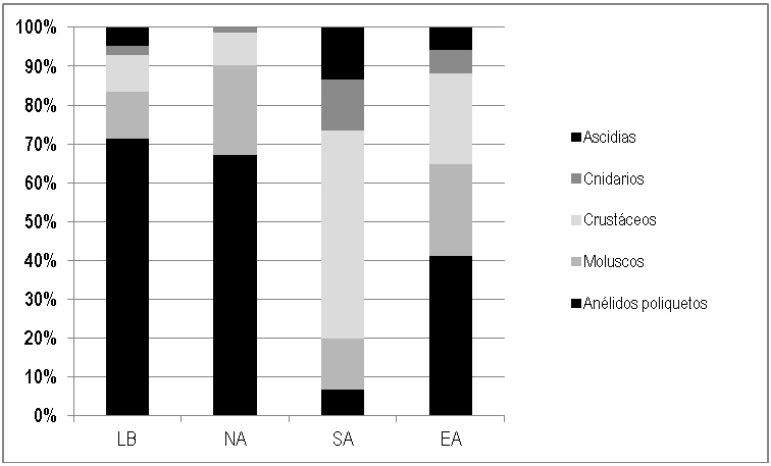


Figura 1. Porcentaje de especies exóticas del macrozoobentos según los diferentes grupos taxonómicos por áreas biogeográficas estudiadas. (EA – área estrecho Alborán, LB- área levantina balear, NA – área noratlántica, SA- área sudatlántica).

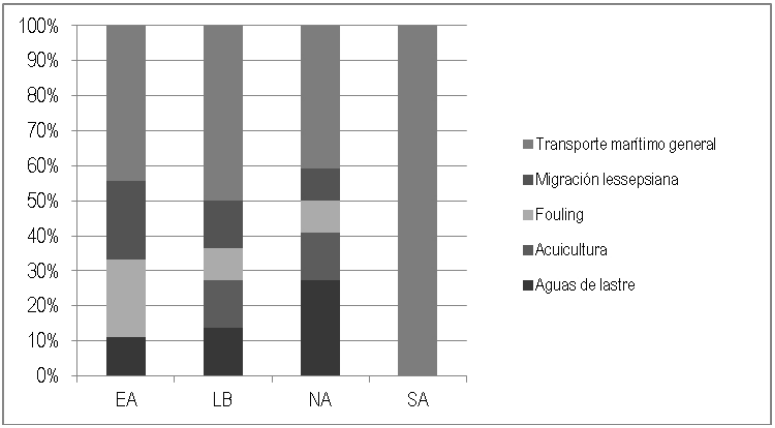


Figura 2. Principales vías de introducción de especies exóticas del macrozoobentos marino en el área ibero balear. (EA – área estrecho Alborán, LB- área levantina balear, NA – área noratlántica, SA- área sudatlántica).

Tabla 1. Tabla resumen de las especies exóticas macrozoobentónicas del área Íbero Balear. Área biogeográfica (EA – área estrecho Alborán, LB- área levantina balear, NA – área noratlántica, SA- área sudatlántica), Vector probable (T:Transporte marítimo, Ac: Acuicultura; A: Aguas de lastre, F: Fouling; L: Migración Lessepsiana), Ámbito portuario (S: Si, N: No), Estatus poblacional (E: Establecido, C: Casual, Q: Cuestionable, Cr, Criptogénica, I: Invasivo), Impacto (E: Ecológico, SE: Socioeconómico, D: Desconocido).

Grupo taxonómico	Especie	Origen/procedencia	Área biogeográfica	Vector probable	Ámbito portuario	Estatus poblacional	Impactos	Fuentes
Cnidarios	*Cavernularia pusilla*	Mediterráneo	NA				D	Altuna *et al*. 1991
	Diadumene lineata	Pacífico	SA	T		E	E	
	Oculina patagonica	Atlántico SW	LB, EA, SA	T		E	E	El Haddad *et al*. 2007; Sartoretto *et al*. 2008
	Anadara diluvii	Mediterráneo	NA	T			D	
	Bolinus brandaris	Mediterráneo	NA	T, Ac		C	D	Bañón *et al*. 2008
	Bostrycapulus odites	Atlántico SW	LB	T	S		D	Ramos *et al*. 2010; Collin *et al*. 2010;
	Bursatella leachi	Circumtropical	LB	L, T			D	CIESM; Weitzmann *et al*. 2008
	Chaetopleura angulata	Mediterráneo	SA, NA				D	Bañón *et al*. 2008
	Chama gryphoides	Mediterráneo	NA				D	Bañón *et al*. 2008
	Crassostrea gigas	Pacífico N	LB, NA	Ac		E	D	Streftaris *et al*. 2005; Zenetos *et al*. 2010
Moluscos	*Crepidula aculeata*	F	LB		S	E	D	Zibrowius 1992; El Haddad, 2007
	Crepidula fornicata		NA	T			D	
	Crepipatella dilatata		NA				D	
	Cyclope neritea	Mediterráneo	SA, NA			?T	D	
	Fulvia fragilis	Índico	EA	L, T		C?	D	CIESM
	Fusinus rostratus		NA				D	
	Gibbula adansoni		NA				D	
	Gibbula adriiatica		NA				D	
	Gibbula albida		SA, NA				D	
	Haminoea japonica	Pacífico	NA			E	D	
	Hexaplex trunculus		NA				D	
	Limnoperna securis	Pacífico	SA, NA	A, Ac	S	E	D	Adarraga & Martínez 2012
	Marginella glabella	Atlántico africano	EA	F	S	E	D	Luque *et al*. 2012
	Nassarius corniculus		NA				D	
	Nassarius mutabilis		NA				D	
	Neverita josephinia	Mediterráneo	EA				D	
	Rapana venosa	Pacífico NW	NA	Ac, T			D	Bañon *et al*. 2008; Streftaris *et al*. 2005; CIESM
	Sinum bifasciatum	Atlántico Oriental	LB, EA	T		C	D	
	Venerupis philippinarum	Pacífico N		Ac		C	SE, E	Streftaris *et al*. 2005; Zenetos *et al*. 2010 ; observación autores
	Arichlidon reyssi	Mediterráneo	NA	T			D	Martínez & Adarraga 2005
	Asclerocheilus ashworthi	Pacífico S	NA	T			D	Martínez & Adarraga 2005
	Boccardia proboscidea	Pacífico Norte Americano	NA	A			SE	Martínez & Adarraga 2005
	Boccardia semibranchiata	Mediterráneo	NA	Ac		E?	D	Martínez & Adarraga 2005

Grupo taxonómico	Especie	Origen/procedencia	Área biogeográfica	Vector probable	Ámbito portuario	Estatus poblacional	Impactos	Fuentes
	Branchiomma boholensis	Indo Pacífico	LB	L	S	E	D	Roman *et al.* 2009
	Branchiomma luctuosum	Indo Pacífico	LB	A, F?	S	E	D	El Haddad *et al.* 2007; 2008
	Dasybranchus gajolae	Mediterráneo	NA	?T		C		Martínez & Adarraga 2005
	Desdemona ornata	Indo Pacífico	NA	T		E		Ceberio *et al.* 1998; Zenetos *et al.* 2010 ;
	Dispio uncinata	Atlántico W	LB, EA, NA			C		Zenetos *et al.* 2010; observación autores
	Erinaceusyllis serratosetosa	Pacífico	LB	T		E		San Martín 2003; Zenetos *et al.* 2010
	Erynaceusyllis cryptica		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Exogone (Parexogone) wolfi		NA					Martínez & Adarraga 2005
nélidos poliquetos	*Fauveliopsis glabra*	Atlántico? Pacífico?	LB	T		E		López 2011
	Ficopomatus enigmaticus	Subtropical	EA, SA, NA			E		Martínez y Adarraga, 2005; Zenetos *et al.* 2010
	Genetyllis nana		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Glycera celtica		NA					*Glycera celtica*
	Glycera dayi		NA					*Glycera dayi*
	Gyptis rosea		NA				D	
	Haploscoloplos kerguelensis	Antártico	LB			Q		Desbruyères *et al.* 1972; Zenetos *et al.* 2010
	Hesione splendida		NA				D	*Gyptis rosea*
	Hesionura elongata		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Hesionura serrata	Mar Rojo	LB	A		C	D	Cardell & Mendez 1996; Zenetos *et al.* 2010
	Hydroides dianthus	Atlántico NW	LB, EA	F	S	C	SE	El Haddad *et al.* 2007; Zenetos *et al.* 2005, 2010
	Hydroides diramphus	Circumtropical	LB	F	S	E	SE	El Haddad *et al.* 2007; Zenetos *et al.* 2005; 2010
	Hydroides elegans	Circumtropical	LB		S	E	SE	Capaccioni 1987; Zenetos *et al.* 2010
	Lacydonia miranda		NA		S		D	Martínez & Adarraga 2005
	Lanassa venusta		NA					Martínez & Adarraga 2005
	Laonice cirrata		NA					Martínez & Adarraga 2005
	Levensenia gracilis		NA					Martínez & Adarraga 2005
	Litocorsa stremma		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Livensenia flava		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Lumbrineris acuta		NA				D	*Lumbrineris acuta*
	Mediomastus capensis		LB			Q	D	Desbruyères te al. 1972; Zenetos *et al.* 2010
	Mesochaetopterus rogeri	??	LB				D	Gil y Sardá 2008
	Metasychis gotoi	Indo Pacífico	LB, EA, NA	L-A		E	D	Desbruyères *et al.* 1972; Torres-Gavilá 2008; Zenetos *et al.* 2005
	Microphthalmus similis		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Monticellina dorsobranchialis		LB, EA		S	Q	D	El Haddad; *et al.* 2007; Zenetos *et al.* 2005

Grupo taxonómico	Especie	Origen/procedencia	Área biogeográfica	Vector probable	Ámbito portuario	Estatus poblacional	Impactos	Fuentes
	Nothria gephilliformis		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Notomastus aberans		LB, EA, NA		S	E	DD	El Haddad *et al.* 2007; Zenetos *et al.* 2005
	Opisthodonta pterochaeta		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Oriopsis eimeri		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Paleonotus chrysolepis		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Paradoneis drachi		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Paradoneis ilvana		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Paralacydonia paradoxa		LB, EA, NA		S		D	Redondo Y San Martín 1997; Torres-Gavilá 2008; Martínez & Adarraga 2005
	Parapionosyllis brevicirra		LB, NA				D	Martínez & Adarraga 2005; Ramos *et al.* 2010; Del Pilar 2011
	Parapionosyllis macaronesiensis	Atlántico Oriental	LB	T			D	Del Pilar 2011
	Parapionosyllis brevicirra		LB, NA				D	Malonda 2008; Martínez *et al.* 2007
	Phyllodoce groenlandica		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Pista unibranchia	Indo Pacífico	LB, NA		S	E	D	Redondo y San Martín 1997; El Haddad *et al.* 2007; Malonda 2008; Martínez & Adarraga 2005
	Plakosyllis brevipes		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Podarkeopsis capensis	Indo Pacífico / Mar Rojo	LB, NA			C	D	Parapar *et al.* 1996; Zenetos *et al.* 20210
	Polydora caulleryi		NA				SE, E	Martínez & Adarraga 2005
	Polydora colonia	Atlántico W	EA			C	SE, E	Zenetos *et al.* 2005; 2010; Aguirre *et al.* 1986
	Polydora cornuta	Atlántico?, Pacífico?	LB, NA	T	S	E	D	Zenetos *et al.* 2005
	Polydora paucibranchiata		LB, NA		S		SE, E	Martínez & Adarraga 2005; Malonda, 2008
	Polydora socialis		NA				SE, E	Martínez & Adarraga 2005
	Prionospio pulchra		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Protodorvillea kefersteini		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Pseudopolydora paucibranchiata		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Sabella spallanzanii	Mediterráneo	NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Schistomeringos caeca		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Scoloplos armiger		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Sigambra parva	Índico	LB, EA, NA			C	D	Parapar *et al.* 2004; Zenetos *et al.* 2010
	Spiophanes wigleyi		NA			C	D	Martínez & Adarraga 2005
	Syllides edentatus		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Syllis mauretanica	Atlántico Oriental	LB	T			D	Del Pilar 201
	Syllis pectinans		LB				D	San Martín, 2003; Martínez & Adarraga 2005
	Syllis schulzi	Indo Pacífico	LB			Q	D	San Martín 2003; Zenetos *et al.* 2010
	Syllis vivipara		NA				D	Martínez & Adarraga 2005

Grupo taxonómico	Especie	Origen/procedencia	Área biogeográfica	Vector probable	Ámbito portuario	Estatus poblacional	Impactos	Fuentes
	Syllis westheidei		NA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Amphibalanus improvisus		SA	T			D	Ramos 2010
Cirrípedos	*Amphibalanus amphitrite*		SA, NA	T		E	D	Martínez & Adarraga 2005
	Elminius modestus	Indo Pacífico	NA, SA				D	Martínez & Adarraga 2005
	Caprella scaura	Índico	LB, SA	T	N	E	D	Martínez & Adarraga 2005
	Charybdis feriata	Indo Pacífico	LB	Ac		C	D	Abello & ispano 2006
	Cryptosoma cristatum	Atlántico Tropical E	EA	desconocido		C	D	García-Raso, 1993; Zenetos y *et al* 2010
	Dexamine spiniventris	Mediterráneo	NA	F			D	Martínez & Adarraga 2005
	Eriocheir sinensis	sudeste de Asia, desde China hasta la península de Corea y Japón	NA, SA	T			SE,E	Martínez & Adarraga 2005
	Hemigrapsus takanoi	Japón	NA	A?		E	SE,E	Martínez & Adarraga 2005
	Hexapleomera robusta	Atlántico W	NA	F		E.	D	Martínez & Adarraga, 2005; 2006
Crustáceos (No cirrípedos)	*Hyale spinidactyla*		NA				D	Arresti *et al*. 1992
	Marsupenaeus japonicus	Indo Pacífico	LB	Ac, L		?	D	CIESM; Zenetos *et al.* 2010
	Percnon gibbesi		LB, EA			E	E	García y Reviriego 2000; Palero, com. Pers.
	Processa macrodactyla	Atlántico tropical E	EA	Estrecho de Gibraltar		C	D	García-Raso & Salas Casanova 1985; CIESM; Zenetos *et al*. 2010
	Scyllarus posteli	Atlántico Oriental	EA			C	D	García-Raso, 1982
	Paracerceis sculpta	Subtropical	SA	T		C	E	Castelló & Carballo 2001
	Paradella dianae	Pacifico NE	SA			C	E	
	Ecteinascidia turbinata	Atlántico Occidental tropical	LB, SA	T	S	E	E	
Ascidias	*Microcosmus squamiger*		LB, EA, SA	T	S		E	Ramos-Esplá *et al*. 2010

Referencias bibliográficas

Abelló P & Hispano C (2006) The capture of the Indo-Pacific crab *Charybdis feriata* (Linnaeus, 1758) (Brachyura: Portunidae) in the Mediterranean Sea. Aquatic Invasions 1(1): 13-16.

Adarraga I & Martínez J (2012) First record of the invasive brackish water mytilid *Limnoperna securis* (Lamarck, 1819) in the Bay of Biscay. Aquatic Invasions 7(2): 171-180.

Aguirre O, San Martín G & Baratech L (1986) Presencia de la especie *Polydora colonia* Moore, 1907 (Polychaeta, Spionidae) en las costas españolas. Miscelanea Zoologica 10:375-377.

Altuna A Martínez J & Aguirrezabalaga F (1991) Presencia de *Cavernularia pusilla* (Philippi, 1835) (Cnidaria: Veretillidae) en la Costa de Gipuzkoa. (Golfo de Vizcaya) VII Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino. Murcia.

Arresti A (1996) Descripción del anfípodo marino *Hyale spinidactyla* Chevreux, 1926 (Crustacea, Amphipoda, Gammaridea) en el País Vasco. Miscellània Zoologica, 19(2): 79-91 pp.

Bañón R Rolán, E & García-Tasende M (2008) First record of the purple dye murex *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae) and a revised list of non native molluscs from Galician waters (Spain, NE Atlantic) Aquatic Invasions, 3(3): 331-334.

Capaccioni R (1987) Anélidos Poliquetos de la Ensenada de los Alfaques (Delta del Ebro, Mediterráneo Occidental). PhD Thesis. Universidad de Valencia. Valencia. 533 pp.

Castelló J & Carballo JL (2001) Isopoda fauna, excluding Epicaridea, from the Strait of Gibraltar and nearby areas (southern Iberian Peninsula). Scientia Marina 65(3): 221-241

Cardell MJ & Méndez N (1996) First record of *Hesionura serrata* (Hartmann-Schroder, 1960) (Polychaeta. Phyllodocidae) in the Mediterranean Sea (Littoral zone of Barcelona, NE Spain). Scientia Marina 60(2-3): 423-426

Ceberio A Martínez J & Aguirrezabalaga F (1998) Presencia de *Desdemona ornata* Banse, 1957 (Polychaeta, Sabellidae) en las costas de la Península Ibérica, Golfo de Vizcaya. Munibe 50: 37-41.

CIESM. Accesible a través de la World Wide Web: <http://www.ciesm.org/online/ atlas/index.htm>

Collin R Ramos-Esplá & Izquierdo A (2010) Identification of the South Atlantic spiny slipper limpet *Bostrycapulus odites* Collin, 2005 (Caenogastropoda: Calyptraeidae) on the Spanish Mediterranean coast. Aquatic Invasions, 5(2): 197-200.

Del Pilar Ruso Y (2011) Impactos sobre los poblamientos de Poliquetos de fondos blandos. PhD Thesis. Universidad de Alicante. Alicante. 247 pp.

Desbruyères D, Guille A & Ramos JM (1972) Bionomie benthique du plateau continental de la cote catalane espagnole. Vie et Milieu 23(2B): 335-366.

García L & Reviriego B (2000) Presència del cranc subtropical *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) a les Illes Balears. Bolleti de la Societat d'Història natural de les Balears 43: 81-89.

García-Raso JE & Salas Casanova MC (1985) New record of the species *Processa macrodactyla* Holthuis, 1952 (Decapoda, Caridea) from Spanish waters. Crustaceana, 49(1): 88-91

El Haddad M, Assadi C, Tasso V, Villarroya I, Gallardo FJ, Capaccioni Azzati R, García Carrascosa M, Sáez J & Monforte F (2007) Catálogo preliminar de especies no indígenas de la biota marina del Puerto de Valencia (Mediterráneo Occidental) y su potencial invasivo En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2007) Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. pp. 14-26. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006". GEIB, Serie Técnica N.º 3: 202–224

El Haddad M, Capaccioni Azzati R & García-Carrascosa AM (2008) *Branchiomma luctuosum* (Polychaeta: Sabellidae): a non-indigenous species at Valencia Port (western Mediterranean Sea, Spain). Mar Biodivers Rec 1; e61 doi:10.1017/S1755267207006604.

López E (2011) Occurrence of *Fauveliopsis glabra* (Fauveliopsidae: Annelida: Polychaeta) in a rhodolith bed off the south-eastern coast of Spain (western Mediterranean Sea). Marine Biodiversity Records e38:1-4

Luque A, Barrajóna A Remóna JM, MorenoaD & Moroa L (2012) *Marginella glabella* (Mollusca: Gastropoda: Marginellidae): a new alien species from tropical West Africa established in southern Mediterranean Spain through a new introduction pathway. Marine Biodiversity Records e17: 1-5.

Malonda I (2009) Estudio de la taxocenosis de Poliquetos como parte de la evaluación de la calidad ambiental en el puerto de Cartagena (Murcia, España). PhD Thesis. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid 320 pp.

Martínez J & Adarraga I (2005) Programa de vigilancia y control de Introducción de especies invasoras en los Ecosistemas Litorales de la Costa Vasca. 1. Costa de Gipuzkoa. Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 269 pp.

Martínez J & Adarraga I (2006) Programa de vigilancia y control de la introducción de especies invasoras en los ecosistemas litorales de la costa vasca. 2. Costa de Bizkaia. Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 267 pp.

Martínez J & Adarraga I (2008) First record of invasive caprellid *Caprella scaura* Templeton, 1836 sensu lato (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) from the Iberian Peninsula. Aquatic Invasions 3(2): 165-171.

Martínez J, Adarraga I & Ruiz JM (2007) Tipificación de poblaciones bentónicas de los fondos blandos de la plataforma continental de Guipúzcoa (sureste del golfo de Vizcaya). Boletín del Instituto Español de Oceanografía 23 (1-4): 85-110.

Ramos-Esplá A, Izquierdo A.M ,Vázquez-Luis Lozano F & Jiménez-Casalduero F (2010) Introducciones recientes de especies de afinidades cálidas en el litoral de SE Ibérico. XVI Simposio Ibérico de Estudio de Biología Marina. 6-10 septiembre, Alicante.

Parapar J, Besteiro C & Urgorri, V (1996) Inventario dos Poliquetos de Galicia (Annelida: Polycbaeta). Cadernos da Area de Ciencias Biolóxicas (Inventarios), XVI. Publicacións do Seminario de Estudios Galegos. A Coruña. 178 pp.

Parapar, J, Besteíro C & Moreira J (2004) Familia Pilargidae Saint Joseph, 1899. En Annelida. Polycbaeta 1. Viéitez, J.M., Alós, c., Parapar, J, I:Besteiro, C., Moreira, J., Núñez, J, Laborda,]. & San Martín, G,. Fauna Ibérica, vol. 25. RAMOS, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid: 267-293.

Redondo MS & San Martín G (1997) Anélidos Poliquetos de la costa comprendida entre el cabo de San Antonio y el Puerto de Valencia (Mediterráneo occidental). Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografia 23: 225-233.

San Martín G (2003) Anélida Polychaeta II. Syllidae. Fauna Ibérica 21. Museo Nacional de Ciencias Naturales - CSIC, Madrid, pp. 1–554.

Sartoretto S, Harmelin JG, Bachet F, Bejaoui N & Zibrowius H (2008) The alien coral *Oculina patagonica* De Angelis 1908 (Cnidaria; Scleractinia) in Algeria and Tunisia. Aquatic Invasions, 3 (2): 173-180.

Weitzmann B, García M & Ballesteros E (2008) Primera cita de la llebre de mar *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) a la costa mediterrània peninsular. Butll. Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural 75:153-158.

Zenetos A, Çinar ME, Pancucci-Papadopoulou MA, Harmelin JG, Furnari G, Andaloro F, Bellou N, Streftaris & N, Zibrowius H (2005) Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. Mediterranean Marine Science, 6:63–118.

Zenetos A, Gofas S, Verlaque, M, Çinar ME, Garcia Raso E, Bianchi CN, Morri C, Azzurro E, Bilecenoglu M, Froglia C, Siokou I, violanti d, Sfriso A, San Martin G, Giandgrande A, Katagan T, Ballesteros E, Ramos Espla A, Mastrototaro F, Ocana O, Zingone A, Gambi MC, Streftaris N (2010) Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. Mediterranean Marine Science 11 (2): 381-493.

El ascidiáceo *Styela clava* Herdman, 1882 (Chordata, Tunicata), especie exótica en la Ría de Ferrol (Galicia, NW Península Ibérica): hábitat y distribución

The ascidiacean *Styela clava* Herdman, 1882 (Chordata, Tunicata), exotic species in the Ría de Ferrol (Galicia, NW Iberian Peninsula): habitat and distribution

C. BESTEIRO[1, 2, *], V. URGORRI[1, 2], E. VÁZQUEZ[3], G. DÍAZ-AGRAS[2], T. LOSADA[1], M. CANDÁS[2] & M. P. SEÑARÍS[1]

[1]Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Veterinaria, Universidade de Santiago de Compostela, Avda. Ramón Carballo Calero, s/n. 27002 Lugo, Teléfono: (+34) 982822309, Fax: (+34) 982252231, E-mail: celia.besteiro@usc.es ■ [2]Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela, España ■ [3]Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal, Universidade de Vigo, España

Abstract
The solitary ascidian *Styela clava* Herdman, 1882 is considered to be native to the NW Pacific. At one time restricted to that area, *S. clava* has become a very successful invader worldwide in temperate waters, along the coasts of North America, Europe and the Southern Hemisphere, fouling both natural and artificial substratum. As its natural dispersion appears to be limited, the wide distribution of *S. clava* may be claimed to secondary spread assisted by human activities, especially aquaculture on Galician coasts. The species is particularly abundant in the Ría of Ferrol. Its habitats and distribution are described in the present communication.

Palabras clave: fouling, ascidia, exótica, Ría de Ferrol, *Styela clava*
Keywords: fouling, ascidian, exotic, Ría of Ferrol, *Styela clava*

Styela clava Herdmann, 1882 es una ascidia solitaria originaria del Pacífico noroccidental, donde se extiende desde Japón hasta Siberia (Millar 1960), siendo especialmente abundante en las aguas de Japón y Corea (Minchin & Duggan 1988). Su presencia en las costas europeas se conoce desde 1953 cuando fue citada en Inglaterra (Carlisle 1954), extendiéndose por las costas inglesas e irlandesas y desde Dinamarca hasta Portugal (Minchin & Duggan 1988; Davis *et al*. 2007). Así, su distribución general actual abarca, en el océano Atlántico las regiones boreal oriental y occidental y la provincia lusitánica y, en el océano Pacífico, la región boreal occidental y Japón y su hemisferio meridional: Australia (Ross *et al*. 2007). En la Península Ibérica ha sido citada desde Santander hasta Lisboa (Davis *et al*. 2007).

Mapa de distribución de *Styela clava* en la Ría de Ferrol (Galicia).

Gracias a los esfuerzos realizados recientemente, el ciclo vital, los modos de dispersión y los requerimientos ecológicos de *S. clava* son hoy bien conocidos. Entre los trabajos fundamentales para su estudio podemos destacar los siguientes: una completa descripción (Millar 1970), el ciclo vital (Davis 1997), sus relaciones con la salinidad del medio (Kelly 1974) y, como consecuencia, su distribución geográfica (Davis *et al*. 2007).
Especie ubiquista, *S. clava* se encuentra ocupando gran cantidad de biotopos en sustratos duros, pues vive sobre piedras y paredes desde el nivel medio de marea hasta al menos 4 m de profundidad, en medios protegidos; también es frecuente sobre superficies flotantes, permanentemente sumergidas, como boyas o pontones (Davis & Davis 2007).
En la Ría de Ferrol se ha encontrado sobre rocas y piedras y como epibionte de *Fucus serratus* Linneo, 1753, *Mytilus edulis* (Linneo, 1758), *Ostrea edulis* Linneo, 1758, *Chaetopterus variopedatus* Cuvier, 1827, *Venus verrucosa* Linneo, 1758 y *Pecten maximus* (Linneo, 1758) desde el nivel mesolitoral medio hasta 23 m de profundidad, en muchas ocasiones con sedimento circundante de fango; en fondo de grava a 17 m y sobre distintos sustratos artificiales (un flotador de fibra de vidrio en un pantalán, la pared de un muelle, el casco de una embarcación de fibra de vidrio, una boya de amarre, un cabo de fondeo y una maroma) entre 0'5 m y 7 m de

profundidad. Los sustratos de fijación son preferentemente duros ya que sólo en un caso encontramos *S. clava* en fondos móviles; estos sustratos duros pueden ser las superficies laterales, horizontales e inferiores de rocas y otros organismos como algas, poliquetos y bivalvos (Vázquez & Urgorri 1992). A su vez, la túnica de *S. clava* sirve también de soporte para gran cantidad de especies de algas verdes (*Ulva* sp.) y filamentosas, esponjas, *Musculus marmoratus* (Forbes, 1838), *Balanus* sp. y otros ascidiáceos, como *Didemnum fulgens* (Milne-Edwards, 1841), *Diplosoma spongiforme* (Giard, 1872), *Trididemnum inarmatum* (Drasche, 1883), *Botryllus schlosseri* (Pallas, 1766) y *Styela plicata* (Lesueur, 1823); algún ejemplar cobijaba copépodos en su saco branquial (Vázquez & Urgorri, *opus cit.*).

La distribución de *S. clava* en la Ría de Ferrol es peculiar, ya que se encuentra tanto en zonas del canal con fuertes corrientes mareales, como en los niveles intermareales de las zonas internas protegidas, sin corrientes y con grandes acúmulos de fango circundante. Su rango batimétrico oscila entre los niveles medios e inferiores de la zona intermareal hasta 23 m de profundidad.

Davis *et al* (2007) recopilan hasta un total de seis modos de distribución que podrían ser empleados por esta especie en su avance por la costa, dos naturales y los cuatro restantes consecuencia de las actividades antrópicas. Teniendo en cuenta las actividades llevadas a cabo en la costa gallega en general y en la Ría de Ferrol en particular, creemos que dos de ellas desempeñan un papel relevante en este sentido: su transporte sobre talos a la deriva de *Sargassum muticum*, junto con los cultivos de diferentes especies de bivalvos, particularmente ostras.

Agradecimientos

Esta comunicación es una contribución al proyecto 10MDS107002PR *Diagnosis del estado de introducción y evaluación del potencial invasivo de las especies animales alóctonas en los ecosistemas marinos de Galicia*, subvencionado por el Plan INCITE (Sectorial) de la Xunta de Galicia.

Referencias bibliográficas

Carlisle DB (1954) *Styela mammiculata*, a new species of ascidian from the Plymouth area. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 33: 329-344.

Davis MH & Davis ME (2007) The distribution of *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 342: 182-184.

Davis MH (1997) Physical factors influencing larval behaviour in three species of solitary ascidian. PhD Thesis. Department of Biology. The Open University. 360pp

Davis MH, Lützen J & Davis ME (2007) The spread of *Styela clava* Herdman, 1882 (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. Aquatic Invasions 2 (4): 378-390.

Houghton DR & Millar RH (1960) Spread of *Styela mammiculata* Carlisle. Nature 185: 862.

Kelly DL (1974) Aspects of the reproductive ecology of three solitary ascidians, *Ciona intestinalis* (L.), *Styela plicata* (L.), and *Styela clava* (H.), from Southern California. MA Thesis. California State University. Fullerton. 51 pp.

Lützen J (1999) *Styela clava* Herdman (Urochordata, Ascidiacea), a successful immigrant to North West Europe: ecology, propagation and chronology of spread. Helgoländer Meeresuntersuchunger 52: 383-91.

Millar RH (1960) The identity of the ascidians *Styela mammiculata* Carlisle and *Styela clava* Herdman. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 39: 509-511.

Millar RH (1970) British Ascidians. Synopses of the British Fauna No. 1. The Linnean Society of London. Academic Press. 92 pp.

Minchin D & Duggan CB (1988) The distribution of the exotic ascidian, *Styela clava* Herdmna, in cook Harbour. Irish Naturalists' Journal 22: 388-393.

Ross DJ, Keough MJ, Longmore AR & Knott NA (2007) Impacts of two introduced suspension feeders in Port Phillip Bay, Australia. Marine Ecology Progress Series 340: 41–53.

Vázquez E & Urgorri V (1992) Ascidiáceos del "fouling" de la Ensenada de A Graña, Ría de Ferrol (Galicia, España). *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)*, 3: 161-167. 1992.

Primeros hallazgos *de Crepidula fornicata* (Linneo, 1758) (Mollusca, Gastropoda, Calyptraeidae) en la ría de Ferrol (Galicia, NW Península Ibérica)

First quotes of *Crepidula fornicata* (Linneo, 1758) (Mollusca, Gastropoda, Calyptraeidae in the Ría de Ferrol (Galicia, NW Iberian Peninsula)

V. URGORRI[1, 2], C. BESTEIRO[1,2,*], X. GARCÍA-REGUEIRA[2], M. ABAD[2], G. DÍAZ-AGRAS[2], T. LOSADA[1], M. CANDÁS[2] & X. L. FERREIRO[3]

[1]Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Veterinaria, Universidade de Santiago de Compostela, Avda. Ramón Carballo Calero, s/n. 27002 Lugo, Teléfono: (+34) 982822309, Fax: (+34) 982252231, E-mail: celia.besteiro@usc.es ■ [2]Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela ■ [3]Confraría de Pescadores de Barallobre, Xunta de Galicia

Abstract
Original from the Eastern coast of North America, *Crepidula fornicata* has been introduced into Europe by the end of XIX century, from the South of Norway to Galicia, and the Mediterranean Sea. Probably introduced with the oyster *Crassostrea virginica*, imported for farming uses, can also had been carried out on the ships' hulls or within the ballast waters as pelagic larves. *C. fornicata* lives mainly in bays and shallow estuaries, from the intertidal to 30m depth. Already known in the most Southern Galician rías, it has been recently found in the Ría of Ferrol. Related data are reported in the present communication.

Palabras clave: acuicultura, *Crepidula fornicata*, exótica, gasterópodo, Ría de Ferrol
Key words: aquaculture, *Crepidula fornicata*, exotic, gastropoda, Ría de Ferrol

Crepidula fornicata (Linneo, 1758) es un molusco gasterópodo originario de la costa oriental de Norteamérica (Sjøton, 1997) por la que se extiende desde el golfo de San Lorenzo hasta el de Méjico (Rayment 2008); en las costas europeas es conocida desde finales del siglo XIX y en ellas se extiende por el sur de Inglaterra (Eno *et al*. 1997) y desde el sur de Noruega hasta Galicia, con citas en el Mediterráneo (Thieltges *et al*. 2006).

Mapa de distribución en Galicia de *Crepidula fornicata*.

C. fornicata vive en la zona intermareal, en bahías y estuarios poco profundos, fundamentalmente sobre conchas y otros sustratos duros, aunque fundamentalmente se asienta sobre bivalvos, como ostras o mejillones, en arenas fangosas aunque también en arena, grava y rocas, siendo abundante hasta los 30 m de profundidad (Barnes *et al*. 1978).

Conocida en las costas gallegas desde 1983, todas las citas proceden de las Rías Baixas: Portosín (Ría de Muros), O Grove (Ría de Arousa), Aldán, Bueu (Ría de Pontevedra), Domaio, Meira, Moaña (Ría de Vigo), donde ha sido encontrada formando agrupaciones de hasta 15 individuos dispuestos unos sobre otros, sobre ejemplares de *Pecten maximus* (Linneo, 1758) y *Chlamys opercularis* (Linneo, 1758) (Rolán *et al*. 1985; Rolán y Trigo, 2006; 2007; Bañón *et al*. 2008). Recientemente la hemos encontrado en la Ría de Ferrol, en ambas márgenes de su parte media (ensenadas de Barallobre, Santa Lucía y A Graña), sobre ejemplares de *Ostrea edulis* Linneo, 1758 y *Mytilus edulis* en fondo de fango, a 2 y 9 m de profundidad. En relación con su distribución en Galicia, se ha producido cierta confusión: en sus recopilaciones de especies exóticas marinas Bañón *et al*. (2008) y Bañón (2011) mencionan la cita de esta especie en la Ría de Ferrol por parte de Rolán y Trigo (2007); revisado exhaustivamente este trabajo, hemos podido comprobar que no contiene tal mención. No obstante, ahora podemos constatar la presencia de la especie en la ría, aunque de momento se trate de un bajo número de ejemplares.

Thieltges *et al*. (2006) estudian el impacto de esta especie sobre las comunidades autóctonas, tanto a nivel de especie como a escala espacial; trabajos similares son desarrollados por Mountaudoin & Sauriau (1999) y Mountaudouin *et al*. (2001), quienes observan que produce un efecto estimulante sobre las comunidades bentónicas.

Existen varias hipótesis acerca del vector de su introducción en las costas europeas: junto con la ostra *Crassostrea virginica* Gmelin, 1791 importada para su cultivo y transportada por los cascos de los barcos o en el agua de lastre, en forma de larvas pelágicas. Su aparición en la costa gallega parece debida a la introducción para cultivo de la ostra rizada, *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), importada desde Francia. Según Seaward (1987), las poblaciones francesas proceden de Inglaterra.

Agradecimientos

Esta comunicación es una contribución al proyecto 10MDS107002PR *Diagnosis del estado de introducción y evaluación del potencial invasivo de las especies animales alóctonas en los ecosistemas marinos de Galicia*, subvencionado por el Plan INCITE (Sectorial) de la Xunta de Galicia.

Referencias bibliográficas

Bañón R (2011) Introducción al estudio de las especies exóticas marinas en Galicia. Revista Galega dos Recursos Mariños 3:1-67.

Bañón R, Rolán E & García-Tasende M (2008) First record of the purple dye murex *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae) and a revised list of non native molluscs from Galician waters (Spain, NE Atlantic). *Aquatic Invasions* 3 (3): 331-334.

Barnes RSK, Coughlan, J. & Holmes NJ (1978) A preliminary survey of the macroscopic bottom fauna of the Solent, with particular reference to *Crepidula fornicata* and *Ostrea edulis*. Proceedings of the Malacological Society 40: 253-275.

Eno NC, Clark RA & Sanderson WG (1997) Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough. 136 pp.

Mountaudoin de X & Sauriau PG (1999) The proliferating gastropoda *Crepidula fornicata* may stimulate macrozoobenthic diversity. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 79: 1069-1077.

Mountaudoin de X, Labarraque D, Giraud K & Bachelet G (2001) Why does the introduced gastropod *Crepidula fornicata* fail to invade Arcachon Bay (France)? Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 81: 97-104.

Rayment W (2008) *Crepidula fornicata*. Slipper limpet. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [ref. de 24/07/2012]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.marlin.ac.uk/speciesinformation.php?> speciesID=3086.

Rolán E, Trigo J, Otero-Schmidtt J & Rolán-Álvarez E (1985) Especies implantadas lejos de su área de distribución natural. *Thalassas* 3: 29-36.

Rolán E & Trigo J (2006) Sobre algunos cambios observados en la fauna malacológica de las costas gallegas. *Noticiario de la Sociedad Española de Malacología* 45: 38-43.

Rolán E & Trigo J (2007) Especies introducidas en Galicia: algunos nuevos datos. Noticiario SEM 47: 37-38.

Seaward DR (1987) The marine molluscs of Portland Harbour, Dorset. Proceedings of the Dorset Natural History and Archaeological Society 108: 159-167.

Sjøton K (1997) A new observation of *Crepidula fornicata* (Prosobranchia, Calyptraeidae) in Western Norway. Sarsia 82: 275-276.

Thieltges DW, Strasser M & Reise K (2006) How bad are invaders in coastal waters? The case of the American slipper *Crepidula fornicata* in western Europe. Biological Invasions 8: 1673-1680.

Estado actual de los Moluscos marinos no autóctonos en aguas del Cantábrico

Current status of non-indigenous marine molluscs of the Cantabrian Sea

A. ARIAS*, A. RICHTER & N. ANADÓN

Departamento de Biología de Organismos y Sistemas (Zoología), Universidad de Oviedo, Oviedo 33071, España, E-mail: ariasandres.uo@uniovi.es

Abstract
One mayor thread for marine ecosystems is the introduction of exotic species that can become invasive in its new environment causing ecological unbalance and altering the local biodiversity. Thus, the follow up of alien species becomes imperative. However, the efficiency in detecting the presence of aliens and the evaluation of their impact on native communities depends on the knowledge on the local biota and on the capacity to discriminate among native species and aliens. Here, we provide an updated checklist of non-indigenous Molluscs of the Cantabrian coast. Cryptogenic species sensu Carlton (1996) are also included. This information allows estimating better the invasive potential of species previously considered native and the local biodiversity.

Palabras clave: exótico, Cantábrico, criptogénico, especie invasora
Keywords: alien, Cantabrian Sea, cryptogenic, invasive species

Una de las mayores amenazas para los ecosistemas marinos litorales es la introducción, intencionada o accidental, de especies no autóctonas (exóticas) que en su nuevo ambiente puedan llegar a desarrollar un comportamiento invasivo siendo capaces de competir y desplazar a especies autóctonas, generando desequilibrios ecológicos y ocasionando graves daños al ecosistema con grandes repercusiones económicas en algunos casos. En ocasiones, estas invasiones biológicas tienen una repercusión más bien limitada alterando la biodiversidad local. Pero en esta era de globalización, las invasiones biológicas afectan y alteran la biodiversidad global del planeta. Por ello, la introducción de especies exóticas en áreas fuera de su distribución biogeográfica natural debe ser sistemáticamente observada, así como sus vectores de introducción, su procedencia y su potencial de dispersión. Solo para el Mar Mediterráneo en un periodo menor de 50 años (1958-2004) se ha registrado un aumento de especies exóticas de 22 a 137, y de 137 a 216 en un lapsus de 4 años (2004-2008) aumentándose exponencialmente el número de especies exóticas potencialmente invasoras (Zenetos *et al.* 2004; 2008). Por tanto, el control de las especies alien resulta, hoy más que nunca, imperativo para detectar de forma precoz su aparición.

Por otro lado, es imprescindible hacer hincapié en que el calentamiento global también ha permitido la expansión de muchas especies exóticas a regiones fuera del límite de su área de distribución nativa, en las que previamente, aunque lograran introducirse, no habrían conseguido sobrevivir ni reproducirse (Walther *et al.* 2009; Arias & Anadón 2012). Los cambios en las condiciones climáticas que se han producido en las últimas décadas han conllevado una alteración de las dinámicas de las poblaciones de las especies nativas, variando sus rangos de distribución geográfica y la estructura y composición de las comunidades que forman, así como el funcionamiento global de su ecosistema. De forma similar a lo que ocurre con las especies nativas, el cambio climático también influye directamente en la probabilidad de supervivencia y naturalización de las especies exóticas que colonizan un nuevo territorio ya sea expandiéndose de forma natural o como consecuencia directa o indirecta de las actividades antropogénicas. En esta encrucijada, el Golfo de Vizcaya representa un área especialmente interesante para el estudio de los efectos del cambio global en general, y del cambio climático y de las invasiones biológicas en particular, por las siguientes razones: En primer lugar, se trata de un enclave de marcado carácter meridional (Fischer-Piette 1957; Van den Hoek & Donze 1967) delimitado por regiones con predominio de biota boreal, pudiendo actuar como un foco potencial de asentamiento para especies alien subtropicales. En segundo lugar, en la costa cantábrica la temperatura media se ha incrementado entre 0.6 y 0.8 ºC por década durante los últimos 30 años (IPCC 2001).

El estudio de estos fenómenos, sin embargo, requiere previamente un profundo conocimiento de las especies autóctonas que componen las comunidades y ecosistemas locales, ya que únicamente con este conocimiento, se puede detectar la presencia de especies alien, llegadas en tiempos anteriores o recientemente introducidas, y puede hacerse una valoración de su impacto sobre las comunidades nativas y predecir el potencial de invasión de las mismas. Por ello, el principal objetivo de este estudio es definir, como paso previo a un seguimiento estratégico y continuado de la fauna local, el estatus actual de las especies de moluscos marinos en aguas del Cantábrico y discernir cuales de ellas son especies no indígenas. Igualmente, se pretende identificar cuáles son especies

criptogénicas según la definición de Carlton (1996), es decir aquellas cuyo origen no se sabe con certeza. Originalmente, el concepto de especie criptogénica incluía aquellas especies que se han considerado históricamente como nativas ante la falta de evidencia de su introducción o invasión natural en tiempos históricos, pudiendo ser especies no autóctonas. El concepto, sin embargo, puede extenderse igualmente a aquellas especies que se han considerado o consideran invasoras pudiendo tratarse de especies autóctonas con áreas de distribución disyunta, especies raras, especies relictas o especies que presentan grandes fluctuaciones poblacionales a lo largo del tiempo, llegando a casi desaparecer por décadas debido a la presencia de factores desfavorables, aumentando su número de nuevo cuando éstos remiten. Frecuentemente se han citado como especies alien para el N-O de España especies como *Nassarius corniculum* (Olivi, 1792) y *Hexaplex trunculus* (Linnaeus, 1758), ya señaladas para la costa Atlántica Francesa (Taslé 1870) y cuya presencia en el Norte de España también ha sido recogida en tratados malacológicos históricos (Hidalgo 1870, 1916; Weinkauf 1873). Actualmente *N. corniculum* se admite como una especie de distribución discontinua entre el Golfo de Vizcaya y Casablanca, y el Mediterráneo (Gofas *et al.* 2011). La importancia de identificar estas especies criptogénicas resulta obvia: por un lado, considerar una especie alien como nativa subestimaría el potencial invasor de la misma excluyéndose automáticamente de un programa estratégico de seguimiento de la dinámica de la especie en concreto y de su impacto sobre las comunidades de especies nativas. Por otro lado, el considerar una especie nativa como invasora entrañaría, entre otras cosas, el riesgo de que se subestime la biodiversidad real de una región concreta dificultando la localización de posibles hot-spots de biodiversidad. Para determinar el estatus de los moluscos en las costas cantábricas, hemos intentado dar respuesta a una serie de preguntas clave "¿es realmente una especie no autóctona? ¿se trata de una especie exótica y, en su caso, cuál han podido ser su/s vector/ es de introducción? ¿se ha introducido en uno o en varios episodios?, ¿es capaz de reproducirse en aguas del Cantábrico? ¿se puede considerar como una especie exótica invasora? Para poder responder a estos interrogantes, además de analizar minuciosamente en el laboratorio, todos los ejemplares de especies no autóctonas recolectados en las campañas de 2010, 2011 y 2012 en las costas de Asturias y Cantabria, hemos revisado el material conservado en la Colección del Departamento de Biología de Organismos y Sistemas de la Universidad de Oviedo, donde se halla recogida una gran diversidad de especies de invertebrados de las costas del Cantábrico desde principios de los años 70 hasta la actualidad. También se ha revisado la bibliográfica histórica de la malacofauna del Golfo de Vizcaya y zonas adyacentes desde finales del S. XIX, y recopilado información sobre la biología reproductora, el tipo de desarrollo larvario y la anatomía de las especies estudiadas. Asimismo, se han comparado las mismas, en la medida de lo posible, con ejemplares procedentes de sus áreas de distribución nativa para poder resolver los casos de complejos de especies crípticas.

Como resultado de este estudio preliminar, en este trabajo recogemos 16 especies alien, entre las cuales se encuentran: 2 especies de quitones, 9 especies de gasterópodos, 4 de bivalvos y una de cefalópodos (Tabla 1). Para la gran mayoría de las especies, sobre todo en aquellas que poseen un desarrollo directo, se asumen como vectores de introducción las actividades derivadas directa o indirectamente de la acuicultura, ya que comúnmente se encuentran puestas de neogasterópodos en importaciones de lotes de ostras y en los parques ostrícolas (Sauriau 1991; obs. pers.). Este hecho no es de extrañar, ya que las comunidades del Norte de España –Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco- presentan una gran tradición marisquera, al igual que las comunidades del fondo francés del Golfo de Vizcaya, remontándose a los siglos XVIII y XIX los primeros cultivos de moluscos marinos y el tráfico de especies. En cuanto a las especies criptogénicas se han señalado 6 especies de gasterópodos (Tabla 2). El porcentaje de las especies criptogénicas sobre el total de especies potencialmente invasoras (alien + criptogénicas) es, por tanto, alrededor de un 33%, una estimación muy próxima a la obtenida por Carlton (1996) para la fauna de la bahía de San Francisco, en la que las invasiones biológicas han sido estudiadas sistemáticamente durante más de 30 años.

Tabla 1. Especies de Moluscos no autóctonos en aguas del Cantábrico. * Categorías grado de invasión según la terminología de Zenetos *et al.* 2010.

Especie	Clase Familia	Distribución nativa	Localidades Cantábrico	Hábitat	Tipo de desarrollo	Vectores de introducción	Grado de invasión*	Primeros Hallazgos en el Cantábrico
Chaetopleura angulata	Polyplacophora Chaetopleuridae	S-E Atlántico	Eo, Gijón, Santander	Intermareal rocoso	Planctónico	*Fouling*	Establecida	1979
Chiton olivaceus	Polyplacophora Chitonidae	Mediterráneo y Atlántico ady.	Aramar, Bañugues	Intermareal rocoso	Planctónico	¿?	Casual	
Osilinus turbinatus	Gastropoda Trochidae	Mediterránea Sur de Portugal	Luanco	Intermareal rocoso	Planctónica de breve duración	¿Polizón Acuicultura?	Establecida	Abril 1995
			Norte de España, ¿Galicia?	Intermareal rocoso				¿Hidalgo,1916?
Crepidula fornicata	Gastropoda Calyptraeidae	NO América	Eo, Oviñana, San Vicente de la Barquera	Intermareal sobre sustrato duro	Planctotrófico	Polizón Acuicultura	Establecida	Enero 1978
Crepipatella dilatata	Gastropoda Calyptraeidae	Chile, Perú, Argentina	Gijón	Intermareal sobre sustrato duro (Sobre mejillones)	Directo con huevos nutricios	Polizón Acuicultura	Establecida	Abril 2010
Cyclope neritea	Gastropoda Nassaridae	Mediterránea, Sur de Portugal	Luanco, Villaviciosa, San Vicente de la Barquera	Intermareal en sustrato arenoso	Directo	Polizón Ostricultura	Establecida	Mayo 2000
Cyclope pellucida	Gastropoda Nassaridae	Mediterránea	Villaviciosa	Intermareal en sustrato arenoso	Directo	Polizón Ostricultura	Establecida	Abril 1998
Nassarius mutabilis	Gastropoda Nassaridae	Mediterránea, Sur de Portugal	Villaviciosa, San Vicente de la Barquera	Intermareal en sustrato arenoso	Directo	Polizón Ostricultura	Establecida	Octubre 2009
Columbella adansoni	Gastropoda Columbellidae	Macaronesia, Marruecos	Gijón	Intermareal rocoso	Planctotrófico	Aguas de Lastre	Casual	Marzo 2010
Pollia dorbignyi	Gastropoda Buccinidae	Mediterráneo y Marruecos	Gijón	Intermareal rocoso	Directo	¿?	Casual	Abril 2011
Ensis directus	Bivalvia Pharidae	Atlántico Este	Otur, Gijón, Villaviciosa	Intermareal e infralitoral en sustrato arenoso	Planctotrófico	Aguas de Lastre	Invasiva	Marzo 2000
Merceneria mercenaria	Bivalvia Veneridae	Atlántico Este	Oviñana	Intermareal e infralitoral en sustrato arenoso	Planctotrófico	Introducción Acuicultura	Establecida	Enero 1978
Ruditapes phillipinarum	Bivalvia Veneridae	Pacífico, S-E Asiático	Eo, Otur, Oviñana, Luanco, Avilés, Gijón, Villaviciosa, San Vicente de la Barquera, Santander, Bilbao	Intermareal y submareal poco profundo en sustratos areno-fangosos	Planctotrófico	Introducción Acuicultura	Invasiva	Marzo 1976
Crassostrea gigas	Bivalvia Ostraeidae	Pacífico, S-E Asiático	Eo, Oviñana, Luanco, Avilés, Gijón, Villaviciosa, San Vicente de la Barquera, Santander	Intermareal en sustrato rocoso / puertos	Planctotrófico	Introducción Acuicultura	Invasiva	Marzo 1976
Umbraculum umbraculum	Gastropoda Umbraculidae	Mediterráneo y Atlántico subtropical	Gijón	Intermareal rocoso	Planctotrófico	¿?	Casual	Julio 2011
Ocythoe tuberculata	Cephalopoda Ocythoidae	Atlántico tropical y . subtropical	Luarca, Tapia	Sublitoral poco profundo (aprox. 10 m profundidad)	Directo	¿?	Casual	Mayo 2007

Tabla 2. Especies criptogénicas de Moluscos en aguas del Cantábrico * Rangos de abundancia: Baja: 1-5 ind./ m^2; Media: 5-20 ind/m^2; Alta: > 20 ind/m^2

Especie	Clase Familia	Distribución tipo	Localidades Norte de España	Hábitat	Tipo de desarrollo	Abundancia Relativa*	Referencia	Primeros Hallazgos en el Cantábrico
Osilinus articulatus	Gastropoda Trochidae	Mediterránea	Gijón, Luanco	Intermareal rocoso	Planctónica de breve duración	Media	Este trabajo	1916
			Ferrol, Laredo, Santander	Intermareal rocoso		Alta	Hidalgo, 1916	
			Ría de Ares y Playa Alba	Intermareal rocoso		Alta	Hernández-Otero y Jiménez-Millán, 1971	
Hexaplex trunculus	Gastropoda Muricidae	S-E Portugal, Mediterráneo y Atlántico Africano colindante	Avilés	100 m de profundidad sustrato areno-fangoso	Directo con huevos nutricios	Media	Este trabajo	1870
			Laredo	Sublitoral poco profundo sustrato areno-fangoso y piedras		-	Hidalgo, 1870 y 1916	
Muricopsis cristata	Gastropoda Muricidae	Desde S-E Portugal hasta Senegal y Mediterráneo	Gijón	Intermareal rocoso	Directo	Baja	Este trabajo	1974
			Tazones	50 m de profundidad en sustrato rocoso		Baja	Ortea, 1974	
			Ría de Arousa	10-85 m de profundidad en sustrato blando con rocas		Media	Cadée, 1968	
Epitonium vittatum	Gastropoda Epitoniidae	SEMediterráneo y Atlántico Africano hasta Costa Marfil	Eo	60 m de profundidad sustrato areno-fangoso	Planctotrófico	Baja	Este trabajo	Agosto 2010
Nassarius coralligenus	Gastropoda Nassaridae	S-E Portugal y Mediterráneo	Gijón, Rodiles	Intermareal en sustrato rocoso	Directo	Baja	Este trabajo	Mayo 2009
Nassarius cuvierii complex	Gastropoda Nassaridae	S-E Portugal y Mediterráneo	Gijón, Villaviciosa	Intermareal en sustrato arenoso	Directo	Baja	Este trabajo	Abril 1990
			N-E España	-		-	Weinkauff, 1873	
			Atlántico Francés	-		-	Taslé, 1870	

Referencias bibliográficas

Arias A & Anadón N (2012) First Record of *Mercenaria mercenaria* (Bivalvia: Veneridae) and *Ensis directus* (Bivalvia: Pharidae) on Bay of Biscay, Iberian Peninsula. Journal of Shellfish Research, 31(1): 57-60.

Cadée GC (1968) Molluscan biocenoses and tanatocenoses in the Ría de Arosa, Galicia, Spain. Zool. Verhand, 95: 1-121.

Carlton JT (1996) Biological invasions and cryptogenic species. Ecology 77 (6): 1653–1655.

Gofas S, Moreno D & Salas C (2011) Moluscos marinos de Andalucía. Servicio de publicaciones e intercambio científico. Universidad de Málaga. Málaga. Vol. I y II 798 pp.

Fischer-Piette E (1957) Sur des déplacements de frontières biogéographiques, observés au long des côtes ibériques dans le domaine intercotidal. Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada 26: 35-40.

Hernández-Otero J & Jiménez-Millán F (1971) Distribución de los Moluscos: Gasterópodos y Pelecípodos marinos, de las costas de Galicia. Cuad. C. Biol. Univ. Granada , 1: 79-93.

Hidalgo JG (1870) Moluscos Marinos de España, Portugal y las Islas Baleares. Tomo I. Madrid.

Hidalgo JC (1916) Fauna malacológica de España, Portugal y las Baleares. Moluscos Testáceos marinos. Trab. Mus. Nac. Cienc. Nat. (Ser.Zool.), 30: 1-752.

IPCC (2001) Climate Change: The Scientific Basis. Cambridge Univ. Press, 881 pp.

Ortea JA (1974) Moluscos marinos gasterópodos y bivalvos del litoral asturiano entre Ribadesella y Ribadeo, con especial atención a la subclase Opistobranquia. Tomo I. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo. 342 pp.

Richardson DM, Pysek, P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD & West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions, 6: 93-107.

Sauriau PG (1991) Spread of *Cyclope neritea* (Mollusca: Gastropoda) along the north-eastern Atlantic coasts in relation to oyster culture and to climatic fluctuations. Marine Biology, 109, 2: 299-309.

Taslé P (1870) Fauna Malacologique marine de l'Ouest de la France. Catalogue des Molusques observés Dans l'Atlántique Français, despuis les parages de Bret jusqu'aux frontiers d'Espagne. In Compte-rendu des travaux de la Societé des Sciences naturelles da la charente-inferiore pendant le annés 1868-1869. pp 168-227. Académie de La Rochelle. La Rochelle.

Van den Hoek C & Donze M (1967) Algal phylogeography of the European Atlantic coasts. Blumea, 15(1): 63-85.

Walther GR, Roques A, Hulme PE, Sykes MT, Pysek P, Kühn I, Zobel M, Bacher S, Botta-Duka Z, Bugmann H, Czucz B, Dauber J, Hickler T, Jarosik V, Kenis M, Klotz S, Minchin D, Moora M, Nentwig W, Ott J, Panov VE, Reineking B, Robinet C, Semenchenko V, Solarz W, Thuiller W, Vila M, Vohland K & Settele J (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. Trends in Ecology and Evolution 24: 686–693.

Weinkauff HC (1873) Catalog der in europäischen Faunengebiet lebenden Merres-Conchylien. R. Voigtländer. Kreuznach. 86 pp.

Zenetos A, Gofas S, Russo G & Templado J (2004) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean Sea, vol. 3 Molluscs. CIESM, Monaco.

Zenetos A, Meriç E, Verlaque M, Galli P, Boudouresque, CF, Giangrande A, Çinar ME & Bilecenoğlu M (2008) Additions To The Annotated List Of Marine Alien Biota In The Mediterranean With Special Emphasis On Foraminifera And Parasites. Mediterranean Marine Science, 9, 1: 119-165

Zenetos A, Gofas S, Verlaque M, Çinar ME, Garcia Raso E, Bianchi CN, Morri C, Azzurro E, Bilecenoglu M, Froglia C, Siokou I, violanti d, Sfriso A, San Martin G, Giandgrande A, Katagan T, Ballesteros E, Ramos Espla A, Mastrototaro F, Ocana O, Zingone A, Gambi MC & Streftaris N (2010) Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. Mediterranean Marine Science 11 (2): 381-493

Clathrus archeri (Berk.) Dring en proceso de expansión en Galicia (NO Ibérico)

Clathrus archeri (Berk.) Dring in expansion process in Galicia (NW of the Iberian Peninsula)

M. I. ROMERO[1, *], J. AMIGO[1], J. GIMÉNEZ DE AZCÁRATE[1], J. RODRÍGUEZ OUBIÑA[1], A. RIGUEIRO[2], M. A. RODRÍGUEZ GUITIÁN[2] & I. BÁRBARA[3]

[1]Departamento de Botánica, Universidade de Santiago de Compostela, Facultad de Bioloxía, Campus Vida, Rúa Lope Gómez de Marzoa, 15782 Santiago de Compostela, Teléfono: (+34) 619346156, E-mail: mi.romero@usc.es ■ [2]Departamento de Produción Vexetal, Universidade de Santiago de Compostela ■ [3]Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía Universidade da Coruña

Abstract

Octopus stinkhorn, native from Tasmania, was introduced in Europe in the early twentieth century. Thus in Spain the species has been known from The Basque Country (Guipúzcoa) since 1979, and soon it began to be cited throughout the northern third of the Iberian Peninsula. The presence of this fungus in Galicia was published for first time in 1993. After 25 years of the first Galician record, we present the current geographical distribution and other phenological data that explain the spread of this species in Galicia.

Palabras clave: distribución, divulgación, España, fenología, hongo exótico
Keywords: distribution, exotic fungus, phenology, release, Spain

Este singular y llamativo basidiomiceto de la familia Phallaceae (Figura 1), originario de Tasmania, comenzó a extenderse hacia otros continentes en el pasado siglo (Dennis & Wakefield 1946; Arora *et al.* 1982; etc.). En Europa, las primeras citas conocidas proceden de Francia y datan del periodo comprendido entre 1914 y 1920; se desconoce con precisión la primera localidad en la que se identificó, así como su fecha y vía de entrada. Algunos autores relacionan su presencia con la importación de lana contaminada con sus esporas, mientras que otros lo asocian con la introducción de material bélico, igualmente contaminado, empleado en la II Guerra Mundial (López Sáez *et al*. 2008).

Figura 1. Aspecto de un basidiocarpo maduro de *C. archeri*

En la Península ibérica, no se advirtió su presencia hasta bien entrada la década de los 70, en Guipúzcoa (Calonge 1996), desde donde se fue extendiendo a territorios próximos del noroeste ibérico, como Cantabria y Asturias, detectándose su presencia en Galicia en 1987 (Castro *et al*. 1993) en la provincia de A Coruña. Las referencias posteriores, salvo una cita que parece dudosa en Pontevedra (Calonge 1990), reflejan exclusivamente la conocida de A Coruña (Calonge 1996 y 1998; Soliño *et al.* 2000), publicándose 15 años después dos nuevas localidades, también en la misma provincia de A Coruña (Blanco Dios 2002; Marcote *et al.* 2003).

Ahora, 25 años después de la primera localización en Galicia y disponiendo de algo más de una treintena de nuevas localidades georreferenciadas, recogidas a partir del año 2000, se muestra la representación cartográfica de la distribución de la especie, que incluye además las citas bibliográficas (Figura 2). Estas localidades se sitúan a lo largo de áreas más o menos próximas a la costa de las provincias de A Coruña, Lugo y Pontevedra, entre los 0 y 300 m de altitud (salvo una de ellas que se encuentra a 348m), con temperaturas suaves sin grandes oscilaciones y elevada humedad ambiental durante el otoño, invierno y primavera. El hongo se presenta generalmente en pequeños grupos y crece bajo dosel arbóreo ya sean bosques caducifolios autóctonos o se trate de cultivos forestales (eucaliptales o pinares).

La información de la que disponemos muestra que el hongo presenta dos periodos anuales de abundante fructificación, al menos en alguna de las poblaciones conocidas, correspondiendo uno a la primavera (mayo), siendo el segundo mucho más prolongado, desde el comienzo del otoño hasta el inicio del invierno (septiembre a diciembre). Esta respuesta de la fenología del hongo probablemente sea uno de los factores que explican su eficacia en la dispersión, además debemos considerar que como otros miembros de la familia Phallaceae, desprende en la maduración un pestilente hedor que recuerda a la materia orgánica putrefacta, atrayendo por ello

insectos los cuales facilitan la diseminación de sus esporas. Por tanto es de esperar que siga alcanzando nuevos espacios en el territorio gallego.

Agradecimientos
Varias localidades de las referenciadas han sido proporcionadas por diferentes aficionados a la micología, a los cuales queremos expresar desde aquí nuestra gratitud.

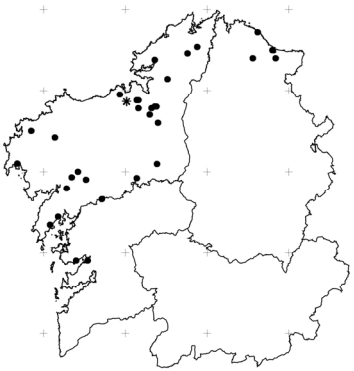


Figura 2. Distribución conocida en Galicia (✱ primera localidad conocida).

Referencias bibliográficas

Arora D & Burk WR (1982) *Clathrus archeri*, a Stinkhorn new to North America. Mycologia 74: 501-504.

Blanco Dios JB (2002) Fragmenta chorological Occidentalia, Fungi, 8089-8105. Anales del Jardín Botánico de Madrid 59(2): 348-349.

Calonge FD (1990) Check-List of the Spanish Gasteromycetos (Fungi, Basidiomycotina). Cryptogamic Botany 2(1): 33-55.

Calonge FD (1996) Bases corológicas de Flora Micológica Ibérica: números 693-894. Cuadernos de Trabajo de Flora Micológica Ibérica 9: 1-240.

Calonge FD (1998) Gasteromycetes, I. Lycoperdales, Nidulariales, Phallales, Sclerodermatales, Tulostomatale. In: J Cramer (ed) Flora Mycologica Iberica, Vol 3, p 271, Germany, Berlin.

Castro ML, Freire L & Calonge FD (1993) Catálogo provisional de los *Gasteromycetes* de Galicia, España. Boletín de la Sociedad Micológica de Madrid 18:93.

Dennis RWG & Wakefield EM (1946) New or Interesting British Fungi. Transactions of the British Mycological Society 29: 141–165.

López Sáez JA & González Miguélez A (2008) Clathrus archeri: un hongo guerrero y maloliente llegado de las antípodas. Quercus 268:40-45.

Marcote JMC, Pose M & Traba JM (2003) Setas de Galicia. Xunta de Galicia, Consellería de Política Agroalimentaria e Desenvolvemento Rural. 608 pp.

Soliño A, Justo A & Castro ML (2000) Recopilación bibliográfica (1850-1997) de citas macromicolóxicas de Galicia II: Basidiomycota (non Agaricales, Auriculariales, Boletales e Cantharellales) – Ascomycota. Mykes 3: 3-72.

Especies exóticas en aguas de transición: revisión de su origen, sus vías de introducción y sus principales impactos

Non-native species in Spanish transitional waters: a review of their origin, introduction pathways and main impacts

M. PEG CÁMARA*, A. MELLADO DÍAZ & M. TORO VELASCO

Área de Medio Ambiente Hídrico, Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX), Pº Bajo Virgen del Puerto 3, 28005 Madrid, Teléfono (+34) 913358011, Fax: (+34) 913357994, E-mail: maria.peg@cedex.es

Abstract

Estuaries are among the most exposed ecosystems to non-native species introductions and colonization. Their physicochemical characteristics (a gradient from salt to fresh waters, with a high hydrodynamic component) along with the intense human activities make them especially prone to alien species colonization. Furthermore, human activities often cause physicochemical and biological alterations to which exotic species can be better adapted than native species. In this study, the presence of aquatic exotic species in Spanish transitional waters (*sensu* the European Water Framework Directive) was reviewed, along with their native range of distribution (origin), introduction pathways and major environmental, economic and health impacts.

Palabras clave: aguas de transición, especies exóticas, impactos, origen, vías de introducción
Keywords: impacts, non-native species, origin, introduction pathways, transitional waters

Las invasiones de especies exóticas representan una amenaza para la biodiversidad, circunstancia que se agrava en hábitats y ecosistemas especialmente vulnerables, como son las islas y aguas continentales (DAISIE, 2009).

Los estuarios presentan unas características ecológicas que los convierten en uno de los ecosistemas más expuestos a la colonización por especies alóctonas. Sus características físico-químicas, en un gradiente de transición entre aguas dulces y salobres con una fuerte componente hidrodinámica, unido a una intensa actividad humana de explotación de recursos naturales y transporte de mercancías, los hace muy susceptibles de ser invadidos por especies alóctonas, en general con una capacidad de adaptación a condiciones extremas o cambiantes mayor que la que poseen las especies nativas. En los estuarios europeos, aproximadamente una especie de cada cinco, puede ser no nativa (Béguer *et al.* 2011). Muchos estudios revelan una mayor presencia de especies exóticas en estuarios que en las aguas costeras (Preisler *et al.* 2009).

Se ha elaborado una revisión de todas las especies exóticas propiamente acuáticas que se encuentran en las masas de agua del territorio español peninsular y de las islas Baleares definidas como masas de agua de transición según criterios de la Directiva Europea Marco del Agua (Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2000) (201 masas de agua). Se han inventariado las especies exóticas presentes así como su procedencia, sus vías de introducción y sus principales impactos. Para ello se han consultado más de 400 documentos entre los que se incluyen documentos técnicos de instituciones nacionales e internacionales, publicaciones en revistas científicas, monografías, libros, actas de congresos nacionales e internacionales, así como comunicaciones personales de expertos en la

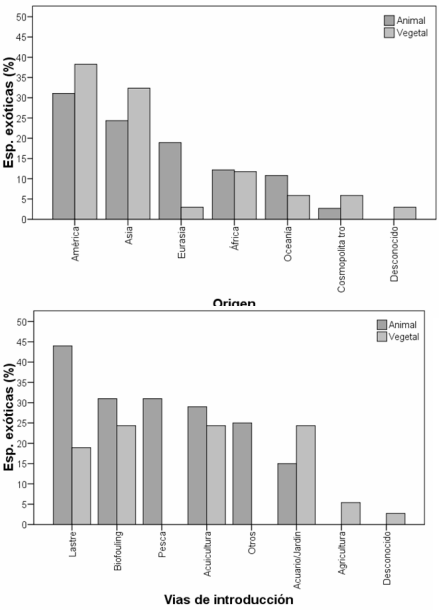


Figura 1. Origen y vías de introducción

materia.

Se han inventariado un total de 25 especies vegetales acuáticas exóticas presentes en las masas de agua de transición, repartidas en los siguientes grandes grupos biológicos: 16 algas, 1 protozoo (dinoflagelado) y 8 plantas vasculares. Con respecto a las especies animales acuáticas exóticas se han catalogado un total de 59 especies: 22 vertebrados (peces) y 37 invertebrados. La mayoría de ellas provienen de América y de Asia. Con respecto a las especies vegetales, muchas de ellas se introdujeron para acuariofilia y jardinería, acuicultura y a través de incrustaciones en los cascos de las embarcaciones o "biofouling". Sin embargo, las especies animales acuáticas llegaron a las aguas de transición principalmente con las aguas de lastre, incrustaciones en los cascos y con fines económicos como son la pesca recreativa y la acuicultura. (Figura 1).

La introducción de especies exóticas constituye una amenaza para los ecosistemas acuáticos y la biodiversidad, además de tener importantes repercusiones sobre aspectos socioeconómicos y sanitarios. Las especies exóticas alteran el hábitat y compiten por el espacio y el alimento con las especies nativas. Pueden causar además una pérdida de biodiversidad por depredación (ej. *Acipenser baerii*), por una disminución de recursos debido a la competición o a la transmisión de enfermedades (ej. *Pseudorasbora parva* ejerce de hospedador del parásito que puede causar incluso la muerte de ciprínidos nativos). Además pueden tener impactos socioeconómicos: impedir la navegación (ej. *Sargassum muticum*), causar grandes pérdidas económicas en la acuicultura (ej. *Balanus trigonus*), en la agricultura (ej. *Pomacea* spp.) así como un mal funcionamiento de las infraestructuras hidráulicas (ej. *Dreissena polymorpha*). Se ha demostrado además que muchas especies exóticas pueden causar enfermedades o riesgos para la salud humana. En la Figura 2 se representan los principales impactos de las especies exóticas acuáticas, tanto vegetales como animales, que se han localizado en las masas de agua de transición en España.

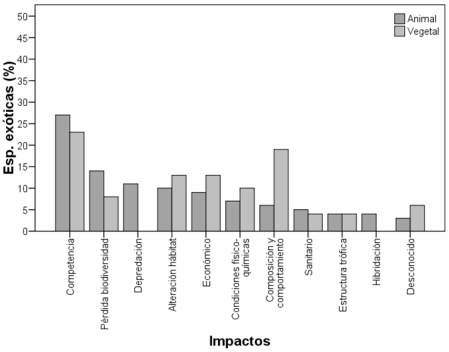


Figura 2. Impactos de las especies exóticas

Agradecimientos

Este estudio se ha desarrollado en el marco de una Encomienda de Gestión de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar al CEDEX, para el Estudio sobre especies invasoras en relación con el dominio público marítimo-terrestre (2011-2012).

Referencias bibliográficas

Béguer M, Bergé J, Martin J, Martinet J, Pauliac G, Girardin M & Boët P (2011) Presence of *Palaemon macrodactylus* in a European estuary: evidence for a successful invasion of the Gironde (SW France). Aquatic Invasions 6: 301-318.

DAISIE (2009) Handbook of alien species in Europe. Springer. Dordrecht, Netherlands, 399 pp.

Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2000. *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europea y del Consejo de 23 de Octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.* Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 327: 1-72

Preisler RK, Wasson K & Wolff WJ (2009) Invasion of estuaries vs the adjacent open coast: a global perspective. Pags. 587-617 in: Rilov G. y Crooks, J.A. (Eds): *Biological invasions in marine ecosystems.* Ecological, management and geographic perspectivas. Springer Verlag, Berlin, 641 pp.

Efecto del musgo invasor *Campylopus introflexus* en la germinación y crecimiento de especies arbustivas mediterráneas

Effects of the invasive moss *Campylopus introflexus* on the germination and growth of Mediterranean shrub species

M. JOVER BENJUMEA[1, *], E. GARCÍA-BERTHOU[1], LL. VILAR SAIS[1] & J. A. ROSSELLÓ[2, 3]

[1]Departmento de Ciencies Ambientales, Facultad de Ciencias, Campus de Montilivi, Universitat de Girona, E-17071 Girona, España, Teléfono: (+34) 972418279, E-mail: miquel.jover@udg.edu ■ [2]Jardín Botánico, Universidad de Valencia, c/Quart 80, E-46008, Valencia, España ■ [3]Marimurtra Bot. Garden, Carl Faust Fdn., PO Box 112, E-17300 Blanes, España

Abstract
We performed a glasshouse experiment in order to assess the influence of the invasive moss *Campylopus introflexus* on the establishment (seed germination) and growth of ten plant species, characteristic from the siliceous shrubland of the Western Mediterranean. For each species, we analyzed several germination variables (% of germination, number of established seeds, germination time of 50% of the seeds and germination rate), and growth data (height, number of nodes and root length). Some plant species showed decreased germination rates and growth in presence of the moss carpets, suggesting a negative effect of the invasive species.

Palabras clave: bryophyta, crecimiento, germinación, invasión biológica, tapiz muscinal
Keywords: biological invasions, Bryophyta, germination, moss carpet, plant growth

Campylopus introflexus es un musgo de la familia de las dicranáceas con una amplia distribución nativa en el hemisferio sur. Fuera de su área nativa fue encontrado por primera vez en el sur de Inglaterra en el año 1941. Desde entonces, se ha expandido por buena parte de los países del centro y oeste de Europa, desde Irlanda y Portugal hasta Lituania y Polonia. En estos países ocupa y a menudo invade varios hábitats, como turberas, landas y dunas litorales (Klinck 2010). En la península Ibérica, su presencia se conocía de Portugal y la región cantábrica (Casas *et al*. 1988; Sérgio 1997) pero hasta ahora se desconocía de la vertiente mediterránea, donde por contra existen alguna citaciones antiguas correspondientes a confusiones con *Campylopus pilifer* (Casas 1958; Casas 1959; Brugués *et al*. 1981). Nosotros, sin embargo, hemos encontrado recientemente *C. introflexus* en el NE de la península Ibérica (provincias de Girona y Barcelona), principalmente en matorrales mediterráneos sobre suelos silíceos, hábitat en el que a menudo ocupa superficies extensas, y también en antiguas dunas fijadas con pinos, donde su capacidad de propagación parece ser mucho menor (datos propios no publicados). En estos hábitats hemos observado que forma con frecuencia unos tapices compactos, con una gran densidad de gametófitos, similares a los que se encuentran en el centro y norte de Europa. En estas regiones existen desde hace años estudios que evalúan el impacto de estos tapices, ya sea sobre alguna especie de planta vascular (Equihua & Usher 1993) o sobre la totalidad de la comunidad vegetal (Ketner-Oostra 2004). En cambio, se desconoce el posible efecto sobre la biología de plantas vasculares mediterráneas de los lugares donde se halla *C. introflexus*.

Con la finalidad de conocer la influencia de este musgo exótico sobre la germinación y posterior crecimiento de plántulas de 10 especies vasculares, se ha realizado un experimento de germinación. Las especies estudiadas han sido *Calicotome spinosa, Cistus albidus, C. monspeliensis, C. salviifolius, Cytisus arboreus* subsp. *catalaunicus*, *Erica arborea, E. scoparia, Lavandula stoechas, Rosmarinus officinalis* y *Spartium junceum*, siendo casi todas ellas abundantes o características en los matorrales silíceos mediterráneos del área donde se ha localizado *Campylopus*. En la preparación del experimento, se dispusieron dos grupos de macetas: para evaluar el efecto del sustrato, uno de ellos se llenó con tierra sin carbonatos procedente de un matorral mediterráneo, mientras que el otro grupo se rellenó con esta misma tierra en la mitad inferior y *Campylopus* en la superior. Además, con el objetivo de evaluar el efecto del régimen de humedad, la mitad de los tiestos de cada tratamiento se regó cada 2 días, mientras que en la otra mitad el riego se realizó cada 8 días. Se usaron 6 réplicas (macetas) para cada tratamiento y para cada especie de planta vascular y se sembraron 50 semillas en cada tiesto. Todo este proceso se realizó en un invernadero y cada 2 días se contaron las semillas germinadas y las plántulas que habían iniciado el crecimiento (las cuales se consideraron como establecidas), durante un período de 3 meses. Las variables de germinación analizadas fueron el porcentaje de semillas germinadas, el número de plántulas establecidas y el tiempo necesario para la germinación del 50% de las semillas (T50). En cuanto a las plántulas, al finalizar el experimento éstas se separaron del sustrato y se midió su altura, número de nudos y longitud de la raíz.

Los parámetros de germinación se analizaron mediante una ANOVA de 2 factores, mientras que con los datos de las plántulas se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA), con el número de plántulas por tiesto como covariable. Para las variables de porcentaje de germinación y establecimiento se realizó una transformación arcoseno, mientras que el resto de variables, se transformaron logarítmicamente para satisfacer los supuestos de normalidad de los residuos y homogeneidad de varianzas. Para evaluar si las diferencias de germinación en función del sustrato eran debidas a algún compuesto químico producido por *Campylopus* o bien únicamente a la estructura espacial de los tapices que forma este musgo, se realizó un segundo ensayo en una cámara de germinación: un grupo de placas de Petri, con 25 semillas en su interior, se regó con agua sin carbonatos, mientras que un segundo grupo, con el mismo número de semillas, se hidrató con agua que había estado en contacto con *Campylopus* durante 4 horas. La germinación de estas semillas se registró diariamente durante 30 días, y los datos (porcentaje de germinación y T50) se analizaron mediante una ANOVA de 1 factor. Los datos se transformaron igual que en el experimento anterior. La presencia de *Campylopus* no tuvo ninguna influencia significativa sobre la tasa de germinación de *C. monspeliensis*, *C. salviifolius*, *E. arborea*, *E. scoparia*, *R. officinalis* y *S. junceum*. En cambio, el efecto fue claramente negativo para *Lavandula stoechas*, mientras que para *C. spinosa*, *C. albidus* y *C. arboreus*, el efecto de *Campylopus* sobre la tasa de germinación fue dependiente del régimen de humedad (interacción significativa entre factores). Con respecto al porcentaje de establecimiento al final del experimento, la influencia de los tapices de *Campylopus* fue negativa para *Erica arborea* y *Lavandula stoechas*, mientras que el efecto fue diferente en función del régimen hídrico (interacción significativa) para *C. spinosa*, *C. albidus* y *C. arboreus*. Ninguna especie tuvo una mayor tasa de establecimiento en presencia de *Campylopus*. En el caso de T50, el análisis estadístico mostró un efecto negativo (T50 significativamente mayor) para *C. arboreus* y *L. stoechas*. Además, el efecto fue variable en función del grado de humedad para *C. spinosa*, *C. albidus*, *C. monspeliensis* y *C. salviifolius* (interacción significativa entre los factores). Además, el ensayo de germinación en placas de Petri únicamente encontró un efecto significativo para el porcentaje de germinación en dos especies, por lo que parece que la reducción en la germinación y crecimiento de las plántulas se debe únicamente a la estructura física de los tapices de *Campylopus*, los cuales acentúan las condiciones de sequía, creando un medio desfavorable para la germinación, además de dificultar la penetración de la radícula. Este último efecto tendría consecuencias negativas en condiciones de campo, en las que poder acceder a una cierta profundidad del sustrato es vital para resistir la aridez estival en los primeros meses del desarrollo de las plántulas. Por lo que respecta al crecimiento de las plántulas se detectaron: un efecto negativo de *Campylopus* para el número de nudos únicamente en *E. arborea*; un efecto negativo para la altura en *C. salviifolius* y *E. arborea*; un efecto negativo sobre la longitud de la raíz en *C. albidus* y *C. monspeliensis*; y un efecto positivo para la altura de las plántulas en el caso de *R. officinalis*. En *L. stoechas*, el efecto de los tapices de *Campylopus* dependió del grado de humedad, detectándose un efecto negativo únicamente en condiciones de sequía. Para el resto de parámetros y especies no se encontraron efectos significativos. En conclusión, parece que *Campylopus introflexus* tiene un efecto diferente en función de la especie de planta vascular y de los parámetros biológicos que consideremos. No obstante, en ninguna especie hemos encontrado un efecto claramente beneficioso y en siete de ellas se produce algún efecto negativo, ya sea en la germinación o en el crecimiento de las plántulas. En gran parte, esto puede ser debido a que, a pesar de que los tapices mantienen mejor la humedad del suelo, esta misma estructura dificulta la germinación y posterior penetración de la radícula hacia las capas profundas del sustrato, además de que en condiciones de sequía estos tapices constituyen un medio extremadamente seco.

Referencias bibliográficas

Brugués M, Casas C. & Cros R.M (1981) Estudio sobre la flora briológica de los alcornocales del Alt Empordà. Pirineos 112:33-48.

Casas C (1958) La flora briològica del cap de Creus. Pharmacia Mediterranea 2:440-459.

Casas C, Heras P, Reinoso J & Rodríguez-Oubiña J (1988) Consideraciones sobre la presencia en España de *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. y *C. pilifer* Brid. Orsis 3:21-26.

Casas Siscart C (1959) Aportaciones a la flora briológica de Cataluña. Catálogo de las hepáticas y musgos del Montseny. Anales del Instituto Botánico Antonio José Cavanilles de Madrid 17:21-174.

Equihua M & Usher M (1993) Impact of the invasive moss *Campylopus introflexus* on *Calluna vulgaris* regeneration. Journal of Ecology 81:359-365.

Ketner-Oostra R & Sýkora KV (2004) Decline of lichen-diversity in calcium-poor coastal dune vegetation since the 1970s, related to grass and moss encroachment. Phytocoenologia 34:521-549.

Klinck J. Invasive Alien Species Fact Sheet – *Campylopus introflexus* [en línea]. NOBANIS. Agosto 2010 [ref. de 26 de marzo de 2012]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.nobanis.org/files/factsheets/campylopus_introflexus.pdf>.

Sérgio C (1997) Primeiras localidades para Portugal da *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. Portugaliae Acta Biologica, Serie B, Sistematica, Ecología, Biogeografia e Paleontologia 17:273-27

Invasión de *Nymphaea mexicana* Zucc. (Nymphaceae) en la Cuenca del Río Guadiana

Invasion of *Nymphaea mexicana* Zucc. (Nymphaceae) in the Guadiana River Basin

M. C. MARTÍNEZ BAUTISTA*, M. J. GUERRA BARRENA, M. GUTIÉRREZ ESTEBAN, D. GARCÍA ALONSO & F. M. VÁZQUEZ PARDO

Grupo HÁBITAT. Secc. Producción Forestal y Biodiversidad, Centro Investigación La Orden, Gobierno de Extremadura, Ctra. A-V Km 372, 06187 Guadajira (Badajoz), España, Teléfono: +34924014000, E-mail: mariamartinezbautista@hotmail.com

Abstract
Nymphaea mexicana Zucc. (Nymphaceae) an aquatic exotic plant native to Central America, is recognized as invasive in the Mediterranean area. The species is invading the Guadiana river basin, having expanded its distribution in recent years. A comprehensive study about its ecological requirements was carried out taking also into account physical, bioclimatic, and biological parameters to model the invaded area in the basin as weel its potential distribution within the Iberian Peninsula.

Palabras clave: especie invasora, modelización ecológica, *Nymphaea*
Keywords: ecological modelling, invasive specie, *Nymphaea*

Nymphaea mexicana Zucc. (Nymphaeaceae), originaria de Centro-América (México) y Sur de EEUU (Florida y sur de Texas) (GBIF 2011) está catalogada como especie invasora en el territorio español (Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, que regula el Listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras). Los primeros datos sitúan su presencia en la Cuenca del Río Guadiana en la década de los 80, concretamente dentro del Arroyo Cabrera (Badajoz) (García Murillo 1993; García Murillo *et al.* 2010), con un posible origen ornamental (Doadrio [coord.] 2007). Estudios más recientes (Martínez *et al.* 2012) muestran la distribución actual y amplían los conocimientos sobre la invasión de esta especie, de reciente expansión dentro de la Cuenca, progresando desde las poblaciones origen, hasta el cauce principal del río, afectando actualmente a 23,74 Km (datos de 2011). Además Martínez *et al.* (2012) realizaron estudios poblacionales dentro del área invadida, centrados en la densidad poblacional, reflejando una mayor densidad en el tramo del Río Guadiana en las proximidades de la ciudad de Badajoz. Estos resultados, sumados a la alta competencia intrapoblacional estudiada entre individuos, revelan la alta competitividad del nenúfar mexicano.

Para analizar el comportamiento invasor y su capacidad de adaptación al nuevo hábitat, se ha realizado un nuevo estudio para determinar los requerimientos ecológicos de la especie. La caracterización ecológica se ha realizado a través de trabajos en campo (Pardo *et al.* 2010), estudiando la distribución de la especie, calidad de aguas, y vegetación acompañante, entre otros. Este trabajo se ha ampliado con estudios basados en la bibliografía existente para el período 1985-2012, a partir de parámetros climáticos (AEMET 2012, WMS-CHG 2011), geográficos (IGN 2012, WMS-CHG 2011), biológicos (IGN 2002, Rivas-Goday 1964) o químicos, como la calidad de aguas (WMS-CHG 2011).

Los resultados de la caracterización ecológica de las poblaciones de *N. mexicana* dentro de la cuenca media del Río Guadiana se muestran en la Tabla 1, y corresponden a cauces de aguas lenticas, y baja altitud media (aproximada a los 170 msm), en áreas de poca profundidad (20cm a 2m), sobre suelos arenosos de origen cuaternario, con alta concentración de nutrientes, y usos del suelo mayoritariamente urbano o agrícola (IGN 2002). La vegetación acompañante corresponde a comunidades acuáticas flotantes con presencia de *Potamogeton* ssp., *Nymphaea alba* L.o *Nuphar lutea* L. En la primera línea ribereña encontramos taxones como *Iris pseudocorum* L., *Lythrum salicaria* L., *Phragmites australis* L., *Scirpoides ssp,* o *Typha* ssp.

Tabla 1. Resultados de la caracterización ecológica del hábitat invadido por *N. mexicana* en la Cuenca del Río Guadiana, estudiando los parámetros climáticos, físicos y calidad del agua (1980-2011).

Calidad del agua	Tª media agua (ºC)	11-25,6
	Nivel de N-P-K (mg/l)	6,64-0,16-5,76
	pH del agua	8,17
Climáticos	Precipitación media anual (m^3)	41,2
	Tª media anual ºC)	17,03
	Tª máx. media del mes más cálido (ºC)	34,78
	Tª mín. media del mes más frío (ºC)	3,33

	Periodo seco	Junio-Septiembre
Físicos	Altitud media (m)	171,2
	Profundidad (m)	0,6-2
	Geología	Sedimentos cuaternarios
Biológicos	Serie de vegetación	Potamion (Koch 1926) Libbert 1931
	Usos del suelo	Urbano y agrícola

Sobre éstos tipos de vegetación se observan diferentes impactos causados por la presencia del nenúfar mejicano, destacando el desplazamiento de plantas acuáticas flotantes, con las que convive en algunos puntos del cauce. Sin embargo, en el caso de la vegetación ribereña se observa el caso contrario, la vegetación natural alojada en los márgenes actúa de barrera natural contra la expansión del nenúfar mexicano.

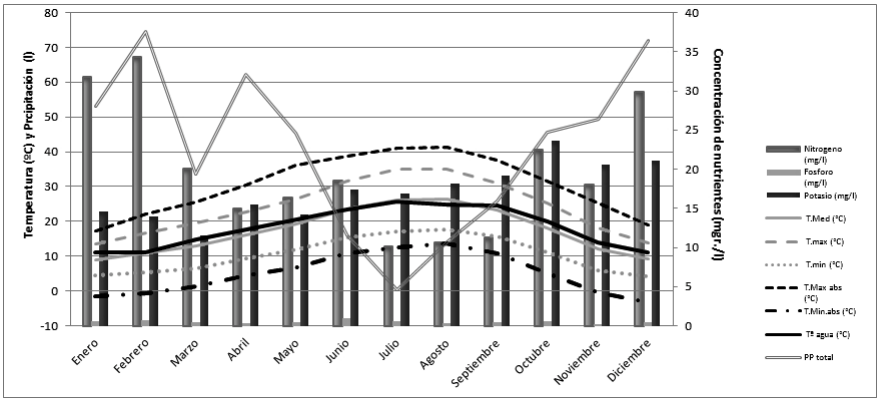


Figura 1. Evolución anual de los parámetros climáticos de temperatura (Tª media, Tª media del agua, Tª máxima, Tª mínima, Tª máxima absoluta, Tª mínima absoluta, ºC), precipitación media (m^3), y concentración de elementos químicos que determinan la calidad del agua (nitrógeno, fósforo, y potasio, mg/l) (1980-2011).

En cuanto a las condiciones climáticas estudiadas, los resultados coinciden con los típicos del SW peninsular, de clima mediterráneo, caracterizados por precipitaciones anuales medias y periodos de sequia estivales, con Tª max. abs. media superando los 40 ºC, y Tª media del agua generalmente superior a los 10ºC (Figura1, Tabla1). Entre los resultados obtenidos en las características físicas, destaca la calidad de las aguas del área invadida, influenciada por la agricultura intensiva, donde los elementos más variables son el complejo N-P-K (Figura1). El estudio de los niveles de nitrógeno, muestran una elevada disminución en el periodo estival, coincidiendo con la reproducción sexual del nenúfar invasor, y un aumento en los meses otoñales, coincidiendo con el desarrollo radicular y reproducción asexual del nenúfar. El fenómeno contrario sucede con el potasio, que comienza a liberarse en el periodo

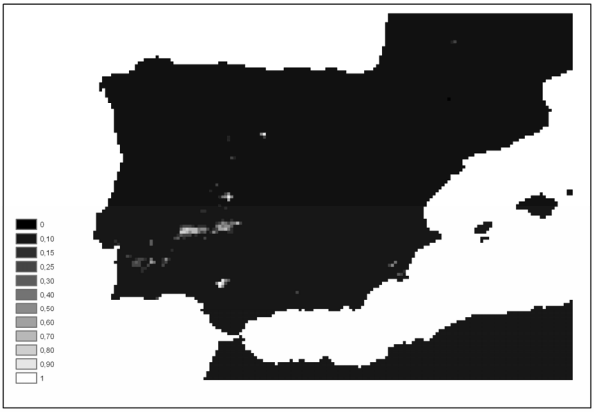


Figura 2. Modelo de distribución de la potencial invasión del nenúfar mexicano (*N. mexicana* Zucc.) en la Península Ibérica en función de los parámetros climáticos, físicos y biológicos (MaxEnt ®).

estival, durante la máxima floración de *N. mexicana*, mientras que los niveles de fósforo se mantienen constantes durante todo el año.

Complementariamente, y una vez conocida la distribución y caracterización ecológica real del taxón a través de datos bibliográficos y estudios de campo, se ha realizado un modelo de distribución potencial de invasión de *N. mexicana* en la Península Ibérica. Este análisis (Figura 2) se ha elaborado a través de programas de modelización mediante la aplicación del algoritmo de máxima entropía (MaxEnt ®), y usando las bases de datos estándares para este modelo, como los parámetros climáticos (Hijmans *et al.* 2005), físicos (USGS 2011), y biológicos (Pinzón *et al.* 2005; Tucker *et al.* 2005), y que nos sirve para ampliar el análisis del comportamiento ecológico de la especie invasora. Los resultados del modelo revelan como parámetros ecológicos de mayor influencia dentro del área de invasión, algunos factores bioclimáticos específicos: Tª media del mes más cálido, Tª media del quartil más húmedo, precipitación anual, isotérmica, y Tª media del quartil más frío. Además éste análisis modeliza el área de distribución potencial de invasión dentro de la Península ibérica, siendo los cauces con mayor riesgo de invasión: Río Guadalquivir a su paso por Sevilla y alrededores, Cuenca del Duero a su paso por Valladolid y alrededores, Río Tiétar en las cercanías de Navalmoral de la Mata (Cáceres), así como toda la cuenca del Río Guadiana principalmente en las Vegas Altas (Badajoz), el embalse de Alqueva y Bajo Alentejo (Portugal). Otros cauces con riesgo de menor probabilidad de invasión serían el río Tormes (Salamanca y alrededores) y la cuenca del río Segura, a su paso por Murcia.

Agradecimientos

Al Programa FEDER y Gobierno de Extremadura por la financiación a través de la Beca para formación de Tecnólogos (TEC09049), así como al proyecto Actualización de catálogo de especies vegetales amenazadas de Extremadura (España). PRI 09 A 059 por la financiación para actividades de divulgación.

Referencias bibliográficas

AEMET *Agencia Estatal de Meteorología* [en línea]. [ref. de 05 de Marzo de 2012]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.aemet.es>

Doadrio I (Coord.) (2007) La invasión de especies exóticas en los ríos. Estrategia Nacional de restauración de ríos Ministerio de Medio Ambiente, Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico. Madrid, Julio de 2007. pp 124.

García-Murillo P Fernández R. & Cirujano S (2010) Habitantes del agua: Macrófitos. Agencia Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. pp 148.

García-Murillo P (1993) *Nymphaea mexicana* Zuccarini in the Iberian Peninsula. Aquatic botany: 44, 407-409.

GBIF *Global Biodiversity Facility* [en línea]. [ref. de 05 de Mayo de 2011]. Accesible a través de World Wide Web: <http://data.GBIF.org>

Hijmans RJ Cameron SE Parra JL Jones PG & Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978

IGN (2002) Cartografía Mapas de Usos del Suelo Corine Land Cover Nivel 5. Instituto Geográfico Nacional.

IGN (2012) Modelo digital del terreno. Instituto Geográfico Nacional

Martínez MC Guerra MJ & Gutiérrez M (2012) Invasión de *Nymphaea mexicana* Zucc. (Nymphaceae) en la Cuenca del Río Guadiana. . Folia Botanica Extremadurensis 6: 39-44.

Pardo I García L Delgado C Costas N & Abraín R (2010) Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. pp68.

Pinzon J Brown ME & Tucker CJ (2005) Satellite time series correction of orbital drift artifacts using empirical mode decomposition. In Huang N (Ed.), Hilbert-Huang transform: Introduction and applications, p. Chapter 10, Part II. Applications.

Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE nº 298, 12 de diciembre de 2011.

Rivas-Goday S (1964) Vegetación y Flórula de la Cuenca Extremeña del Guadiana. Excelentísima Diputación Provincial de Badajoz. Madrid. pp 777.

Sanderson EW Redford KH Vedder A Coppolillo PB & Ward SE (2002) A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. Landscape and Urban Planning 58: 41–56.

Tucker CJ, Pinzón JE, Brown ME, Slayback D, Pak EW, Mahoney R ,Vermote E & El Saleous N (2005) An Extended AVHRR 8-km NDVI Data Set Compatible with MODIS and SPOT Vegetation NDVI Data. International Journal of Remote Sensing 26(20): 4485-4498.

USGS United State Geological Survey [en línea]. [ref. de 05 de Mayo de 2011]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.usgs.gov/>

WMS-CHG *Web Map Service. Bases de datos para SIG, cuencas. Confederación Hidrográfica de Guadiana.* [en línea]. [ref. de 13 de Agosto de 2011]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.chguadiana.es/chgwmsserver/chgwms>

Invasoras en cultivos de regadío en la Cuenca del Guadiana: Estudio de *Sagittaria calycina* Engelm. (Alismataceae)

Invasive taxa in irrigated crops from Guadiana River Basin: the study of *Sagittaria calycina* Engelm. (Alismataceae)

M. GUTIÉRREZ ESTEBAN*, M. C. MARTÍNEZ BAUTISTA & M. J. GUERRA BARRENA

Grupo HÁBITAT. Secc. Producción Forestal y Biodiversidad, Centro Investigación La Orden, Gobierno de Extremadura, Ctra. A-V Km 372, 06187 Guadajira (Badajoz), España,Teléfono: +34924014000, E-mail: maria.gutierrez@juntaextremadura.net

Abstract
In irrigated crops there is a high percentage of alien plants that could turn into invasive. A review of invasive species located in "Vegas del Guadiana" (Guadiana River's Medium Valley in Iberian Peninsula) was carried out in this paper. Among them we focused on *Sagittaria calycina* Engelm.(Alismataceae). This aquatic invasive American plant has expanded its area of invasion within the Iberian Peninsula in recent years, associated to irrigated rice crops. The study of *Sagittaria calycina* Engelm. was carried out in rice crops from Extremadura by analyzing parameters such its current and potential area of distribution, adaptability to new environment and sexual reproductive capacity through germination tests under various concentrations of N-P-K.

Palabras clave: Alismataceae, cultivos de regadíos, especies invasoras, Extremadura, *Sagittaria*
Key words: Alismataceae, Extremadura, Invasive species, irrigated crops, *Sagittaria*

Desde antiguo el ser humano ha transformado el medio, favoreciendo el establecimiento y dispersión de especies alóctonas, teniendo graves consecuencias ecológicas y económicas, principalmente en los sectores agropecuarios (Drake *et al*. 1989, Sanz-Elorza *et al*. 2004). En estos sectores, destacan especialmente los cultivos de regadío, con un elevado porcentaje de plantas alóctonas o "malas hierbas", que compiten directamente con las plantas cultivadas (Stoatea *et al*. 2009). Su proliferación está asociada a factores ecológicos, y el uso del suelo, pero también a factores biológicos, por la rápida proliferación y sincronización de los ciclos reproductivos con los cultivos ocupados. De ellas, se considera que un 1% de la flora alóctona pueden llegar a convertirse en especies invasoras (Williamson 1996, Sanz-Elorza *et al*. 2004).

Debido a la alta influencia económica que tiene el sector agrícola en Extremadura y especialmente los cultivos de regadío, tratamos de conocer las especies potencialmente invasoras a través de diversas fuentes bibliográficas internacionales (Lambdon *et al*. 2008, GISD-UICN 2012); o peninsulares (Sanz-Elorza *et al*. 2004, Marchante *et al*. 2008, Bejarano *et al*. 2011, etc.) hallando la existencia de al menos 20 especies invasoras asociadas o dentro de los cultivos de regadío: *Amaranthus retroflexus* L., *Amarantus hybridus* L., *Amaranthus blitoides* S.Wats, *Amaranthus powellii* S. Watson, *Arundo donax* L., *Azolla* ssp. (destaca *Azolla filiculoides* L.) *Bidens leucantha* Willd., *Conyza boniarensis* L., *Cyperus rotundus* L., *Datura stramonium* L., *Diplachne fascicularis* (Lam.) Beauv., *Echinochloa* spp., (destaca *Echinochloa grus-galli* (L.) P.Beauv.), *Eragrostis* spp., *Lindernia dubia* (L.) Pennell, *Paspalum vaginatum* Sw., *Penisetum setaceum* L., *Sagittaria calycina* Engelm., o *Setaria* spp. (destaca *Settaria verticillata* L.), entre otros. De éstas, solamente tres, *A. donax, P. setaceum y S. calycina* Engelm. están incluidas en el catálogo español de especies exóticas invasoras (R.D.N. 1628/14 de Octubre de 2011). Nuestro estudio se centra en un caso particular: la invasión de *Saggittaria calycina* Engelm. (=*Sagittaria montevidensis* subsp. *calycina* (Engelm) C.Bogin) (Alismataceae) en los cultivos de arroz de las Vegas del Guadiana, recogida en el Real Decreto como Potencialmente Invasora. El objetivo es evaluar la capacidad de invasión y la eficacia reproductiva de este taxón, así como su adaptabilidad al nuevo medio.

Los cultivos de arroz, con una elevada transformación física y ecológica, permiten la invasión de especies acuáticas o asociadas a ambientes acuáticos, como *Azolla* spp., *C. rotundus*, *E. grus-galli*, *L. dubia, o S. calycina,* entre otros (Del Monte & Zaragoza 2004), cuyo origen suele estar asociado a la contaminación de las semillas de origen del cultivo (buscando incrementar la productividad del cultivo con genotipos más productivos). En nuestro caso, el origen de la invasión de *S. calycina*, procede de semillas originarias de

California (EEUU) (Talavera & Ortiz 2010). Este taxón tiene un área de distribución natural por Centro América y Sur de EEUU. Dentro de la Península Ibérica se han localizado en Badajoz, Huesca, Huelva y Sevilla (García *et al*. 2003; Talavera & Ortiz 2010). Para establecer el área potencial de invasión dentro de la Península, se realiza un modelo de distribución potencial (algoritmo de máxima entropía, MaxEnt ®) a través de parámetros climáticos, físicos, y biológicos. El análisis establece como parámetros ecológicos de mayor influencia para *S. calycina*, Tª media del mes más cálido, radiación solar máxima, horas de sol máximas y cobertura herbácea. Las áreas potenciales de invasión serían los valles del Guadiana y del Guadalquivir (mayor probabilidad de invasión), así

como cultivos de Huesca, Murcia y Alicante. Excepto las dos últimas provincias, ya se tiene constancia de su presencia en el área potencial modelizada (Figura 1).

Se realizan muestreos consecutivos (2007-2011) en poblaciones dispersas de las Vegas del Guadiana, y las muestras se conservan en el herbario HSS (Centro Investigación La Orden). El estudio del material recolectado confirmó la identificación del taxon. Los estudios de campo estimaron un área de invasión aproximadamente de 50 ha en 2007 y de 30 ha en 2011, con grupos dispersos en lindes o dentro de cultivos de arroz, generalmente de tamaño poblacional bajo (<100 individuos) (McIntyre & Newhham 1988). Acciones de control realizadas por los propietarios del cultivo, en coordinación con los técnicos de la Consejería de Agricultura, a través de extracción selectiva manual, permitieron controlar la invasión, reduciendo la extensión del área invadida.

Como otras especies acuáticas, *S. calycina* se considera un taxon invasor porque se reproduce rápidamente por propagación clonal y/o reproducción sexual, produciendo un elevado número de semillas que pueden invadir rápidamente el nuevo hábitat (Kaul 1985; Lacoul & Freedman 2006; McIntyre & Newham 1988). Se ha realizado un estudio reproductivo de las poblaciones localizadas en Extremadura, cuyos resultados han revelado un nº medio de 22,2 ± 6,37 inflorescencias/planta, con una media de 2496,60 ± 697,67 aquenios/ inflorescencias (n=25), que fueron contrastados con datos de Kaul (1985) resultando similares.

Entre los factores que más influyen en la producción de semillas dentro de los cultivos agrícolas, se encuentra la fertilización y la presencia de nutrientes como N-P-K (nitrógeno-fósforo-potasio), por ello, queremos evaluar como diversas concentraciones de estos nutrientes pueden influir en la adaptabilidad esta planta, considerando además que *S. calycina* tolera y asimila los altos niveles de nutrientes (McIntyre & Newham 1988), pudiendo desarrollar diversos ecotipos (Kaul 1985). Para ello se realizan varios tests de germinación en agar 1% con distintas concentraciones de N-P-K, cuyos resultados (Figura 2) se someten a análisis estadístico encontrando diferencias estadísticamente significativas en los tratamientos aplicados (SPSS 19.0®, Test de Tukey (n=2300), p<0,05). Los resultados revelan un porcentaje de germinación variable entre 40-100%, en diferentes concentraciones de nutrientes, siendo 92 ± 6.93% para el Control, confirmando la alta capacidad reproductora del taxon. Las fluctuaciones asociadas a las concentraciones de nutrientes, se resumen en la Tabla 1. Destaca en el *nitrógeno,* el 99 ± 2.00 % germinación para concentraciones de 100/150 mg/l; en el *fósforo* destaca el menor % germinación (50 ± 8.33 %) para 10 mg/l; y en el *potasio,* aprox. 90% de germinación máxima en 1-25 mg/l.

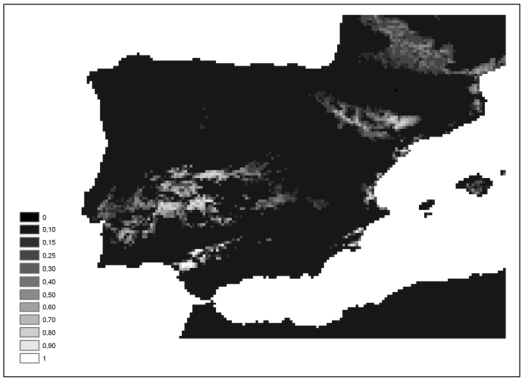


Figura 1. Representación gráfica del área potencial de invasión de *Sagittaria calycina* Engelm. en la Península Ibérica (MaxEnt ®)

Tabla 1. Variaciones en las curvas de germinación obtenidas a distintas concentraciones de nitrógeno, fosforo y potasio para de *Sagittaria calycina* Engelm. en los cultivos de las Vegas del Guadiana.

Nutriente	*Incremento*	*Descenso*	*Pico máximo*	*Pico mínimo*	*Rango óptimo*
$NaNO^2$	50 mg/l	-	100-150 mg/l	1 mg/l	50-150mg/l (>95%)
PO^4	1 mg/l	100 mg/l	1 mg/l (93%)	10 mg/l (50%)	1-25 mg/l (>90%)
KCl	2.5 mg/l	50 mg/l	10 mg/l (90%)	1 mg/l (63%)	5- 150 mg/l (>80%)

Las aguas de riego usadas en los cultivos de arroz tienen unos rangos de variación de nitrato de 3,0-6,8 mg/l, fosfatos de <0,05-0,30 (0,60) mg/l, y potasio de 2,84-6,52 mg/l (WMS-CHG, 2008-2102). Dentro de los ambientes

acuáticos, la bibliografía específica demuestra la influencia de varios factores en ambientes acuáticos como alcalinidad, pH, nutrientes o micronutrientes, etc., pero principalmente destaca la presencia de fosforo y nitrógeno, y ocasionalmente en aguas lenticas y menos fértiles la presencia de fosfato y nitrógeno inorgánico (Laucoul & Freedman 2006).

Nuestros resultados revelan que los nitratos son el principal nutriente que favorece la mayor dispersión de S. *calycina*, ya que la germinación de este taxón aumenta con la concentración de nitratos alcanzando el 99% de germinación. Mientras que el elemento más limitante dentro de los estudiados sería el fósforo, con menores % de germinación (Figura 2). Este elemento se asocia a la propagación vegetativa ya que favorece el crecimiento de rizomas y tubérculos (MacIntyre & Barret 1985). En conclusión, S. *calycina* puede encontrar su óptimo nutritivo, ecológico y reproductivo dentro de las Vegas del Guadiana y es probable una propagación, confirmando el riesgo de invasión.

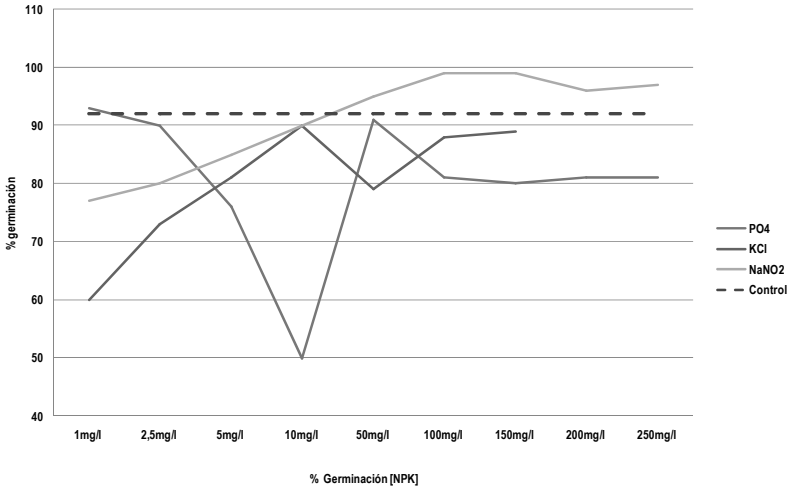


Figura 2. Porcentajes de germinación de *Sagittaria calycina* Engelm. en los cultivos de arroz de las Vegas del Guadiana durante 40 días, ciclo térmico día/noche de 25/15 ºC y fotoperiodo de 16L/8D con Tratamiento Control (C): agar 1%, y diversas concentraciones de NPK en agar 1% (fósforo 1/ 2,5/ 5/ 10/ 50/ 100/ 150/ 250 mg/l, nitrógeno 1/ 5/ 50/ 100/ 150/ 200/ 250 mg/l, potasio 0,5/ 1/ 2,5/ 5/ 10/ 25/ 50/ 100 mg/l) (Normativa ISTA 2009).

Como medidas de erradicación se ha demostrado la eficacia de la extracción selectiva manual, pero también una medida preventiva sería el abandono de estos cultivos en las parcelas agrícolas afectadas, ya que otros trabajos de germinación han demostrado la pérdida de viabilidad de poblaciones (50% en 7 años) (Kaul 1985).

Agradecimientos

Al Dr. F.M. Vázquez por la identificación taxonómica del material. Al Programa FEDER y Gobierno de Extremadura por su financiación, entre otros por la financiación a través de Beca para formación de Tecnólogos (TEC09049).

Referencias bibliográficas

Bejarano A Gutiérrez & M Vázquez FM (2011) Aproximación al conocimiento de la flora neófita en la cuenca del Guadiana internacional a su paso por Extremadura (España) y Alentejo (Portugal). Folia Botanica Extremadurensis, 5: 5-20

Del Monte JP & Zaragoza C (2004) La introducción de especies vegetales y la valoración del riesgo de que se conviertan en malas hierbas. Boletín Sanidad Vegetal Plagas, 30: 65-76.

Drake JA Mooney HA di Castri F Groves RH Kruger FJ Rejmánek M & Williamson M (Eds) (1989) Biological Invasions: A global perspective, John Wiley & Son, Chichester.

García Floria MC León M Aibar J del Monte JP Zaragoza P (2003) Presencia de Sagittaria como infestante en los Arrozales de Huesca. Revista Española de Malherbología, 43: 1-2.

Gilbert MA Edwards DG Shaw KA & Jones RK (1989) Effect of phosphorus supply on three perennial Stylosanthes species in tropical Australia. II. Phosphorus and nitrogen within the plant and implications for grazing animals. Australian Journal Agricultural Res. 40:1205

GISD-UICN Global Invasive Species Database [en línea]. [ref. de 17 de Mayo de 2012]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.issg.org/database/welcome/>.

Kaul RB (1985) Reproductive phenology and biology in annual and perennial Alismataceae. Aquatic Botany, 22: 153-164.

Lambdon PW, Pyšek P, Basnou C, Hejda M, Arianoutsou M & Essl F *et al.* (2008) Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. Preslia 80(2): 101–149.

Laucoul P & Freedman B (2006) Enviromntal influences on aquatic plants in freswater ecosystems. Environmental Reviews, 14: 89-135.

Marchante E, Freitas H & Marchanteb H (2008) Guia prático para a identificação de Plantas Invasoras de Portugal Continental. pp 183. Coimbra. Imprensa da Universidade de Coimbra.

McIntyre S & Barret CH (1985) A comparison of weed communitues of rice in Australia and California. Proceedings of the Ecological Society of Australia, 14: 237-250.

McIntyre S & Newhham MR (1988) Distribution and spread of the Alismataceae in the rice-growing region of New South Wales, Cunninghamia, 2(1): 25-38.

Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE nº 298, 12 de diciembre de 2011.

Sanz- Elorza M, Dana ED & Sobrino E (2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. pp: 384. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.

Stoatea C, Báldib A, Bejac P, Boatmane ND, Herzonf I, van Doorng, D Snoog GR, Rakosyi HL & Ramwelle C (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. Journal of Environmental Management, 91(1): 22–46. Review.

Talavera S & Ortiz MA (2010) *Sagittaria* L. En: Castroviejo S (Coord.) Flora Ibérica Vol. XVII. Butomaceae-Juncaceae. pp. 25-29. Madrid Real Jardín Botánico de Madrid. C.S.I.C

Williansom M (1996) Biological Invasions. pp: 244. Chapman and Hall. Londres.

WMS-CHG Web Map Service. Bases de datos para SIG, Cuencas. Confederación Hidrográfica de Guadiana. [en línea]. [ref. de 13 de Agosto de 2011]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.chguadiana.es/chgwmsserver/chgwms>

¿Está desplazando *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. F.) Asch. & Graebn. a *Erianthus ravennae* (L.) Beauv. en los humedales de la Comunidad Valenciana? Consideraciones sobre sus tasas de germinación

Is *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. F.) Asch. & Graebn. displacing *Erianthus ravennae* (L.) Beauv. in the wetlands of the Valencian Community? Considerations on their germination rates

O. MAYORAL[1, 2, *], M. P. DONAT-TORRES[1] & M. J. JIMÉNEZ[1]

[1]Departamento de Ecosistemas Agroforestales, Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras (IGIC), Escuela Politécnica Superior de Gandía (Universidad Politécnica de Valencia), Paraninf, nº 1, 46730; Grao de Gandia, Valencia, Espana, Telefono: (+34) 962849422 / 677329831, Fax: (+34) 962849309, E-mail: olga.mayoral@uv.es ■ [2]Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Valencia

Abstract
This work compares the germination rates of *Cortaderia selloana* and *Erianthus ravennae*, a species that seems to be displaced by the first one. Germination tests were conducted on *E. ravennae* with different temperatures and percentages of NaCl in order to determine the optimal ecological conditions at which germination occurs and the effect of salt on seed germination and viability, as well as on seedling development. These data were compared with those of *C. selloana*. *E. ravennae* responds with zero or low percentages of germination to salinity. In contrast, *C. selloana* shows greater ecological amplitude with salinity and lower temperatures.

Palabras clave: *Cortaderia selloana*, ecología de germinación, *Erianthus ravennae*, humedales, salinidad
Keywords: *Cortaderia selloana*, *Erianthus ravennae*, germination ecology, salinity, wetlands

Cortaderia selloana (Schult. & Schult. F.) Asch. & Graebn. (Poaceae) es una gramínea perenne introducida en Europa desde América del Sur, considerada invasora en todo el mundo (Domenech & Vila 2006). Fue exportada con fines ornamentales y, en zonas de clima mediterráneo, se establece principalmente en hábitats húmedos con el fin de compensar el déficit de agua de verano (Herrera & Campos 2006). Aunque en la Península Ibérica, su expansión resulta más preocupante en el norte, especialmente en Cantabria, su área de distribución en la Comunidad Valenciana ha aumentado de un modo alarmante, especialmente en el entorno de los humedales próximos a zonas costeras. *C. selloana* fue localizada por primera vez a finales de los años 90 en la provincia de Alicante (Pérez Badía 1997; Camuñas & Crespo 1998), indicándose como cultivada y en ocasiones subespontánea. Camuñas & Crespo (1998) consideraban que las condiciones de xericidad impuestas por un clima semiárido en gran parte de la provincia de Alicante resultaban desfavorables para su expansión. Sin embargo, la abundancia de humedales en las regiones litorales de la Comunidad Valenciana parecen haber propiciado la expansión de *C. selloana* en detrimento de especies autóctonas propias de humedales y depresiones interdunares.

En los últimos años hemos constatado un aumento de su área de distribución, especialmente alarmante en las zonas litorales del sur de la provincia de Valencia. En concreto en el marjal de Gandía, donde ocupa una superficie de 22.193,05 m^2 es, junto con *Arundo donax*, la especie más extendida (Silveyra *et al*. 2010). Sin embargo, la superficie ponderada (valor preciso del área que ocupa), se ve reducida en un 64,8 %, lo que sugiere que la especie se encuentra todavía en fase de expansión en ese territorio (Silveyra *et al*. 2010), datos que parecen coincidir con su reciente aparición y gran extensión en este territorio. En paralelo a esta expansión se ha visto que *Erianthus ravennae*, que era un taxon frecuente en las zonas de marjal, bordes de humedales y zonas peridunares, ha visto disminuida su área hasta convertirse en una especie extremadamente rara. Algunas poblaciones que a principios del milenio estaban dominadas por *E. ravennae*, se han visto invadidas por *C. selloana*, que ha llegado a ocupar grandes superficies y con elevadas densidades, apareciendo tan solo ejemplares aislados de *E. ravennae*.

Erianthus ravennae (L.) Beauv. es una gramínea cespitosa y amacollada que crece en terrenos húmedos en las ramblas, en los lechos pedregosos de los ríos, junto a los cursos de agua, en laderas rezumantes o en arenales y lugares deprimidos con capa freática alta junto a la costa, desde el nivel del mar hasta unos 600 m.

La primera fase de este estudio se basa en el análisis comparativo de la capacidad germinativa de *E. ravennae* y *C. selloana*. El estudio persigue dos objetivos: por un lado, comparar la capacidad germinativa de estas dos especies en diferentes condiciones ambientales. Una diferencia significativa en su capacidad germinativa podría explicar la rápida expansión de *C. selloana* en detrimento de *E. ravennae*. Por otro lado, unos resultados apropiados en el éxito germinativo del taxon autóctono pueden abrir la vía de su empleo como ornamental sustituyendo a la invasora, que sigue empleándose ampliamente en jardinería litoral.

Se desarrollaron tests de germinación de *E. ravennae* en los primeros meses de 2012. Los resultados fueron comparados con los obtenidos recientemente por Bacchetta *et al*. (2010) para *C. selloana* en ambientes similares de la isla de Cerdeña, perteneciente a la misma región biogeográfica. Para los tests de germinación se utilizaron cariópsides limpias y viables de *E. ravennae* separadas de las panículas recolectadas en otoño de 2011 en depresiones interdunares de Sagunto (provincia de Valencia). Siguiendo los protocolos internacionales de germinación (Bacchetta *et al*. 2008; Bacchetta *et al*. 2006; ISTA 2006), se desarrollaron pruebas a diferentes temperaturas y fotoperíodos. Tras un test preliminar, las semillas fueron sembradas en agar bajo 5 condiciones térmicas (15ºC, 20ºC, 25ºC, 30ºC y 15/25ºC). Para cada temperatura se prepararon dos condiciones lumínicas (luz/oscuridad y oscuridad). Por otro lado, se estudió la diferencia germinativa en función de la salinidad (0%, 1%, 2% y 3% de NaCl), siguiendo el procedimiento desarrollado por Bacchetta *et al*. (2010) para *C. selloana*. El conteo de las semillas germinadas fue efectuado diariamente, eliminando las germinadas. Se consideró semilla germinada toda aquella que tuviese emergencia de cotiledón. Las placas con tratamiento de oscuridad fueron envueltas en papel de aluminio, permaneciendo cerradas hasta que se dio por finalizado el experimento para las semillas expuestas a iluminación, momento en que se destaparon las placas para realizar el conteo.

Inicialmente se constató que las semillas de *E. ravennae* y *C. selloana* pesan menos de 0,1 mg, por lo que, según Grime *et al.* (1981) corresponden a especies con importantes requerimientos lumínicos, cuya germinación se ve inhibida por la oscuridad. Ninguna de las dos especies presenta período de latencia.

Los resultados demuestran que *E. ravennae*, al igual que *C. selloana* ve disminuido su éxito germinativo con descensos de temperatura. Sin embargo, mientras que para *C. selloana* germinó el 100% de las semillas a cualquier temperatura, en un máximo de 13 días, para *E. ravennae*, se observó que a 25ºC, 20ºC y 15/25ºC la germinación fue del 100%, a 30ºC del 96% y a 15ºC del 53% en un máximo de 29 días (Fig. 1). Comparando las dos especies, para el tratamiento de oscuridad se observó un mayor crecimiento por parte de *E. ravennae*. Por el contrario para las condiciones de luz-oscuridad el proceso es contrapuesto, *C. selloana* germinó mejor.

Respecto a la capacidad germinativa en diferentes condiciones de salinidad, se ha observó que el número de germinaciones ha sido menor y más lenta a mayor concentración de NaCl para ambas especies. Trabajos previos de germinación en presencia de NaCl han demostrado que la mayoría de las especies, incluidos los halófitos, ven disminuida su capacidad germinativa con aumentos de la salinidad (Khan & Gulzar 2006). Sin embargo, *C. selloana*, muestra una tolerancia remarcable a la salinidad, tanto en la germinación como en sus primeros estadíos de desarrollo, más elevada que algunos halófitos de la misma familia. En concreto, mientras que a 0% NaCl, no hay diferencia alguna entre ambas especies, la disminución en los porcentajes de germinación a 1% y 2% de NaCl en *E. ravennae* es notable, no produciéndose germinación alguna a 3% de NaCl (Tabla 1).

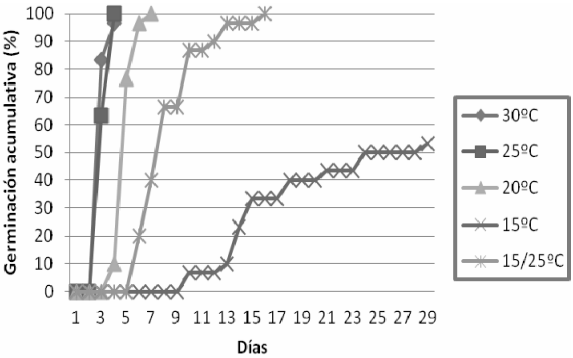


Figura 1. Porcentaje acumulativo de germinación de *E. ravennae* a diferentes temperaturas a 12h luz/12h oscuridad.

Tabla 1. Comparación de porcentajes de germinación entre *E. ravennae* y *C. selloana* en la cámara de 25ºC.

Germinación % a 25ºC	0% NaCl	1% NaCl	2% NaCl	3% NaCl
Erianthus	100	29,99	3,33	0
Cortaderia	100	98,96	52,08	12,35

Estos resultados comparativos apuntan que en condiciones extremas *C. selloana* resulta más eficaz en términos germinativos. Concretamente resulta mucho más eficiente a bajas temperaturas (15ºC), así como en condiciones

de mayor salinidad, lo que explicaría la gran expansión que está experimentando en áreas costeras e incluso dunares valencianas, donde acaba desplazando a *E. ravennae*. La reciente expansión de *C. selloana* en la Comunidad Valenciana permite establecer aquellas áreas donde con cierta probabilidad pueda desarrollarse en el futuro. En concreto, las poblaciones interiores de *E. ravennae*, normalmente ligadas a valles fluviales, y que hasta la fecha no se han visto desplazadas por *C. selloana*, son muy vulnerables frente a su expansión, pudiéndose repetir el patrón que estamos observando en humedales de las áreas costeras.

Por otro lado, aunque *C. selloana* muestra una mayor plasticidad ecológica en relación con su germinación, *E. ravennae* ofrece unos buenos resultados de germinación en condiciones estándar, por lo que puede ser empleada en jardinería litoral como alternativa frente a *C. selloana*.

Referencias bibliográficas

Bacchetta G, Bueno Sánchez A, Fenu G, Jiménez-Alfaro B, Mattana E, Piotto B, *et al*. (eds) (2008) Conservación *ex situ* de plantas silvestres. Principado de Asturias, La Caixa. pp. 378.

Bacchetta G, Fenu G, Mattana E, Piotto B & Virevaire M (eds) (2006) Manuale per la raccolta, studio, conservazione e gestione *ex situ* del germoplasma. Manuali e Linee guida APAT 37/2006, Italia. pp. 244.

Bacchetta G, Dettori CA, Mascia F, Meloni F & Podda L (2010) Assessing the potential invasiveness of Cortaderia selloana in Sardinian wetlands through seed germination study, Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, 144: 3, 518-527

Camuñas E & Crespo MB (1998) Neófitos nuevos o interesantes para la flora alicantina. Acta Botanica Malacitana 23: 210-214.

Domènech R & Vilà M (2006) The role of successional stage, vegetation type and soil disturbance in the invasion of the alien grass Cortaderia selloana. Journal of Vegetation Science 17: 591-598.

Grime JP, Mason G, Curtis A, Rodman J & Band SR (1981) A comparative study of germination characteristics in a local flora. J Ecol 69: 1017–1059.

Herrera M & Campos JA (2006) El carrizo de la Pampa (Cortaderia *selloana*) en Bizkaia. Guía práctica para su control. Laboratorio de Botánica Dpto. Biología Vegetal y Ecologia, Bilbao. pp. 43.

ISTA (2006) International rules for seed testing. Edition 2006. Bassersdorf: The International Seed Testing Association (ISTA).

Khan MA & Gulzar B (2006) Halophyte seed germination. In: Khan MA, Weber DJ, editors. Ecophysiology of high salinity tolerant plants. Amsterdam: Springer. pp. 11–30.

Pérez Badía R (1997) Flora vascular y vegetación de la comarca de la Marina Alta. Instituto de Cultura Gil-Albert. Alicante. pp. 566.

Silveyra R, Chamarro I, Mayoral O & Donat Torres MP (2010) Estudio de la flora vascular exótica de La Marjal de Gandía (Comunidad Valenciana). In: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2010). Invasiones biológicas: avances 2009. Actas del 3er Congreso Nacional Sobre Invasiones Biológicas "EEI 2009". Serie Técnica Nº 4: 45-56. León.

Datos preliminares sobre la expansión de *Periploca graeca* L. en el río Tajo (Madrid, España)

First data about the spread of *Periploca graeca* L. in the Tajo River in Madrid, Spain

A. GARCÍA COLLADO*, R. RUBIO MAROTO, R. GARCÍA GARCÍA, F. MARTÍNEZ GARCÍA & C. MORLA JUARISTA

Unidad Docente de Botánica, Dpto. Silvopascicultura, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, 28040 Madrid, España, E-mail: antonio.garcia.collado@alumnos.upm.es

Abstract
In October 2010, the botanic division of the Technical School of Madrid was informed of the spread of the invasive plant *Periploca graeca* L. along the shore of the Tajo River (Spain). We started a research to follow the spread of the plant. The research was based on the study of fixed areas near the river. The first main conclusion of our work was the surprising fact the plant was able to grow in a colder area than usually and very far from others populations. Moreover it was also spreading and invading crops.

Palabras clave: *Periploca graeca*, planta invasora, río Tajo
Keywords: invasive plant, *Periploca graeca*, Tajo River

Periploca graeca L. originaria del centro-este del mediterráneo (Tutin *et al*. 1972), forma parte desde hace tiempo de la flora alóctona de la península Ibérica (Sanz Elorza *et al.* 2004), siendo conocida hasta ahora sólo de la periferia peninsular (Pedrol *et al*. 2010; www.anthos.es). En el centro peninsular fue detectada por primera vez en 2003 en las riberas del río Tajo a la altura de Aranjuez, por agentes forestales, sin que se notificara su presencia ni se iniciara un estudio de seguimiento. Hacia octubre de 2010 la Unidad de Botánica de la ETS de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid comenzó un plan de estudio tras haber recibido la noticia de la expansión descontrolada de esta planta por las riberas del río.

La primera información que se disponía era el testimonio de los agentes forestales, quienes decían que la planta había invadido casi completamente la margen derecha (sentido aguas abajo) entre la ciudad de Aranjuez y la conjunción del río Tajo con su afluente el río Jarama. Por el contrario, en la margen izquierda solo conocían una pequeña población. También advertían que la planta solo se encontraba presente en lugares muy cercanos al agua, donde el suelo era muy húmedo y fresco durante todo el año, preferentemente limoso, no alejándose nunca de las riberas ni adentrándose en los suelos secos, arenosos o en los cultivos cercanos.

Los objetivos de este trabajo fueron conocer su área real de distribución en este territorio y poder cuantificar la expansión de las poblaciones y su crecimiento, así como su capacidad expansiva y colonizadora.

Para delimitar su área se realizó un recorrido de reconocimiento por la margen izquierda del río Tajo aguas abajo de Aranjuez hasta la confluencia con el Jarama para comprobar la existencia o no de otros núcleos de la planta. En este tramo se localizaron más de 12 nuevos núcleos, muchos de ellos en estados muy avanzados de desarrollo, tapizando grandes superficies y presentando características de buena adaptación (presencia de flores y frutos jóvenes), pero sin duda la novedad más importante fue descubrir muchos de estos núcleos bastante más lejos del agua de lo establecido anteriormente para la planta, en terrenos secos y duros, e incluso algunos comenzando a penetrar y colonizar cultivos cercanos.

Para cuantificar su capacidad expansiva y colonizadora instalamos sobre el terreno tres parcelas de seguimiento, una en la margen izquierda y dos en la margen derecha. En ellas realizamos de manera periódica la toma de datos de cobertura y crecimiento de los individuos.

Al tratarse de una planta trepadora, las variables a medir dentro de las parcelas fueron por un lado la altura alcanzada por *P. graeca* en los árboles afectados y por otro la estimación de la superficie de la parcela que la planta cubría en proyección ortogonal. Las estimaciones de superficie cubierta son necesarias ya que en muchos casos las ramas de la planta se extienden de manera horizontal (invadiendo la vegetación arbustiva o las copas de árboles vecinos) o bien son ramas que después de trepar tienden a colgar y continúan su crecimiento en dirección de nuevo al suelo. Las mediciones en altura se realizaron con un hipsómetro, mientras que las estimaciones de superficie se realizaron en campo y en estudio a partir de los croquis, dibujos y fotografías tomadas de las parcelas.

Asimismo se anotaron otras características cualitativas como la presencia de plántulas, de rebrotes de raíz u otros indicios de reproducción vegetativa, y la presencia de frutos o restos de los mismos.

Los resultados comparativos de las parcelas después de dos temporadas de medición (Octubre de 2010 y Diciembre de 2011) se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Resultados de la evolución de *P. graeca* en las parcelas de seguimiento.

Parcela	Segmento	Cobertura (%)		Árbol	Altura en árbol (m)		Incremento de altura	Incremento de cobertura	Observaciones
		Año 1	Año 2		Año 1	Año 2			
1	A	45	50	1	5,2	5,4	+0,2	5%	Presencia de reprod. veg.
				2	6,2	7,4	+1,2		
	B	20	60	1	4,7	4,9	+0,2	40%	Presencia de reprod. veg.
				2	7,2	7,3	+0,1		
				3	6,0	7,1	+1,1		
				4	6,8	7,7	+0,9		
				5	2,6	2,6	0		
				6	0	4,9	+4,9		
2	A	6	20	1	3,25	4,80	+1,55	14%	Sin presencia de reprod. veg. pero si plántulas.
				2	3,75	4,95	+1,20		
				3	3,75	5,05	+1,30		
				4	0	3,50	+3,50		
3	A	85	95	-	-	-	-	10%	Presencia de reprod. veg
	B	10	11	1	8,2	9	+0,8	1%	Sin presencia de reprod. veg
	C	0.1	1	1	3,7	3,7	0	0,9%	Presencia de reprod. veg

El tercer objetivo de este estudio fue estimar la capacidad reproductiva. La vía sexual fue evaluada mediante experimentos de germinación de las semillas tanto en las condiciones naturales de las poblaciones como en laboratorio. Para ello se recogieron frutos plenamente desarrollados no solo de las parcelas sometidas a seguimiento, sino también de otros núcleos distribuidos a lo largo del río.

En laboratorio se sembraron 25 semillas, 15 completamente enterradas y otras 10 sobre la tierra. Solo 7 semillas germinaron, todas ellas pertenecientes a las sembradas enterradas. En campo se situaron 3 parcelas con 4 mallas metálicas de 17,5x17,5 cm, con 25 recuadros de 2,5x2,5 cm cada uno; en cada recuadro se colocó una semilla, en total 300 semillas. Dos parcelas se situaron en lugares donde ya había presencia de la planta, mientras que una tercera se situó en un lugar no colonizado. Los resultados del ensayo se muestran a continuación en la Tabla 2.

La vía asexual fue evaluada mediante la observación directa de la emisión de estolones, tanto en las parcelas estudiadas (Tabla 1) como fuera, para conocer si la expansión de *P. graeca* en la zona se debe principalmente a la reproducción vegetativa o sexual.

Tabla 2. Resultado de los ensayos de germinación sobre el terreno

Parcela	Malla	Nº semillas germinadas	Observaciones
1	1	4	Se observan plántulas de P. graeca no solo en las mallas sino también en el entorno, producto de dispersión natural.
	2	3	
	3	5	
	4	6	
2	1	0	La zona fue inundada durante las crecidas de primavera, y una gran capa de ramas y hojas arrastradas por la corriente fue depositada encima de las mallas, impidiendo la germinación.
	2	0	
	3	0	
	4	0	
3	1	0	Durante la primavera esta zona no resultó ser tan húmeda como se había pensado en un principio, las semillas no pudieron germinar debido a la falta de humedad del suelo.
	2	0	
	3	0	
	4	0	

Un primer análisis de los resultados obtenidos muestra que la población de *P. graeca* en las riberas del Tajo está experimentando una evolución expansiva tal y como muestran los datos de incremento de cobertura y talla detectados en las parcelas de seguimiento (Tabla 1). Asimismo se puede considerar que la planta tiene capacidad de reproducción

sexual (Tabla 2) y dispersión siempre y cuando las condiciones de humedad del suelo y temperatura sean adecuadas para la germinación, también se ha observado que parte de la colonización se ha producido por vía vegetativa.

Referencias bibliográficas

Pedrol J, Conesa JA, Mercadal D & Solé XO (2010) *Periploca graeca* o la paradoja de una especie protegida en el área de origen e invasora en el área introducida. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2010) Invasiones Biológicas: avances 2009. pp: 85-93. Actas del 3er Congreso Nacional sobre Invasiones Biológicas "EEI 2009". GEIB, Serie técnica N.4. 320 pp. León, España.

Sanz Elorza M, Dana Sánchez ED & Sobrino Vesperinas E (2004) Atlas de las Plantas Invasoras en España. Dirección General de Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Tutin TG, Heywood VH, Burges NA, Moore DM, Valentine DH, Walters SM & Webb DA (1972) Flora Europea Vol.III, Diapensiaceae to Myoporaceae. Cambridge, University Press. 370 pp.

Sistema de Información sobre las plantas de España. Accesible a través de la World Wide Web: <www.anthos.es>

Efecto de la invasión de *Spartina densiflora* sobre la selección de hábitats de nidificación de aves acuáticas

Effect of the invasion of *Spartina densiflora* on waterfowl nesting habitat selection

A. PÉREZ VÁZQUEZ[1], A. GARCÍA-ÁLVAREZ[1,*], A. VÉLEZ MARTÍN[1], C. J. LUQUE[1, 2], A. J. GREEN[3] & E. M. CASTELLANOS[1, 2]

[1]Área de Ecología/RNM 311 Ecología y Medio Ambiente, Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad de Huelva, Campus de El Carmen, 21071 Huelva, España, Teléfono: (+34) 959219887, Fax: (+34) 959219467, E-mail: alberto.garcia@dbasp.uhu.es, verdugo@uhu.es ■ [2]Centro Internacional de Estudios y Convenciones Ecológicas y Medioambientales (CIECEM), Parque Dunar s/n, Matalascañas, Almonte, 21760 Huelva, España ■ [3]Wetland Ecology Department, Doñana Biological Station-CSIC, Américo Vespucio s/n, 41092 Sevilla, España

Abstract
A field study was developed to analyze the effect of the invasion of *Spartina densiflora* on waterfowl nesting habitat selection. The study was carried out in Veta la Palma, a large fish farm next to Doñana National Park where waterfowl nest on dykes and islands in the fish ponds. Our results showed that waterfowl prefer to nest inside or close to *S. densiflora* clumps, probably because the alien plant, higher and denser than others, offers better protection. *S. densiflora* is highly selected by coot (*Fulica atra*), moorhens (*Gallinula chloropus*) and mallards (*Anas platyrhynchos*) while gadwall (*Anas strepera*) use it less.

Palabras clave: waterfowl, Doñana, nesting habitat selection, *Spartina*
Keywords: aves acuáticas, Doñana, selección de hábitats de nidificación, *Spartina*

Los muros perimetrales e islotes interiores de balsas de salinas y de piscifactorías son utilizados por algunas especies de aves acuáticas para construir sus nidos. Este tipo de instalaciones, con una gestión activa del agua, son propicias para dispersar a todo tipo de organismos, locales o exóticos, a través de sus canales. En el Golfo de Cádiz es cada vez más frecuente encontrar los muros y orillas de estas balsas cubiertos por *Spartina densiflora*, una especie clonal muy competitiva (Figueroa & Castellanos 1988) que está invadiendo las marismas del SW de la Península Ibérica, afectando a numerosos procesos ecológicos (Castellanos *et al*. 2008). Este estudio pretende determinar si las aves acuáticas seleccionan su hábitat de nidificación en relación con la vegetación existente en los muros y, en particular, si la presencia de *S. densiflora* interfiere o no en la elección.

El trabajo se ha desarrollado en Veta la Palma, una finca con 3200 ha dedicadas a acuicultura extensiva que está dentro del Espacio Natural de Doñana y limítrofe con el Parque Nacional. Para ello, se seleccionaron 9 balsas y se recorrieron a pie 29200 m^2 de sus muros e islotes, procediéndose a la búsqueda de nidos. Cuando se encontraron, se registró su localización con GPS, y se anotó, para una exacta identificación, el número y color de los huevos, la forma del nido y el tipo de plumón.

Se caracterizó la vegetación alrededor de cada nido encontrado y la de un número equivalente de puntos aleatorios en el mismo recorrido, para testar la selección de hábitat por las aves. Además de la especie invasora, el resto de la vegetación presente fue englobada en anuales, quenopodiáceas, carrizo y juncáceas. Para determinar el peso de la estructura de la comunidad vegetal en caso de selección, se registró la vegetación del emplazamiento exacto del nido, la vegetación del acceso al nido desde la lámina de agua próxima y la vegetación de la pantalla vegetal en contacto con el agua. En los tres casos se realizaron transectos lineales anotando el porcentaje de cobertura de cada tipo de vegetación y su altura máxima. En la pantalla estos transectos fueron de 2 m, 1m a derecha y otro a izquierda del nido; en el emplazamiento exacto fueron circulares, a su alrededor. Sobre el nido, se estimó también la cobertura del dosel vegetal que lo cubría, según la escala de Braun-Blanquet.

Se han analizado los resultados tanto para el conjunto de nidos encontrados como para cada una de las especies.

En total se registraron 55 nidos, de los que 17 corresponden a ánade real (*Anas platyrrinchos*), 9 a ánade friso (*Anas strepera*), 4 a pato colorado (*Netta Rufina*), 4 a porrón (*Aythya ferina*), 9 a pato colorado parasitados por porrón común, especie que también parasita un nido de ánade real, 5 a cigüeñela (*Himanthopus himanthopus*) y 6 a rálidos (3 a focha común -*Fulica atra*- y 3 a polla de agua - *Gallinula chloropus*).

Para el total de nidos, ninguna de las medidas realizadas distinguió entre la vegetación de estos y la de los puntos aleatorios.

Sin embargo, al observarse diferencias aparentes entre las comunidades vegetales de muros perimetrales, con predominio de *S. densiflora*, y de islotes interiores, con mayor heterogeneidad vegetal, se procedió a analizar cada uno de estos sectores por separado.

Entre los 24 nidos y los puntos de control de muros perimetrales, donde existe una mayor homogeneidad en la

composición vegetal, no se encontraron diferencias en ninguna aproximación ni para ningún tipo de medida.
En cambio, sí las hubo entre los 31 nidos y puntos aleatorios de los islotes interiores.
En estos islotes, en el emplazamiento exacto del nido, en transectos, *S. densiflora* ocupó el 25.8 (± 7,9)% frente a un 6.4 (± 4.4)% en los puntos aleatorios, medidas similares a las registradas mediante Braun-Blanquet (22.5 ± 6.9% para *Spartina*; 5.6 ± 3.9% para puntos control). En ambos casos, la media de cobertura de la especie invasora fue superior en nidos y las diferencias resultaron significativas. La presencia de *S. densiflora* es la que determinó también diferencias significativas en la altura máxima de la vegetación, con una media de 107.9 (± 8.4) cm en nidos y de 88.9 (± 4.3) cm en puntos aleatorios.
En la vegetación de acceso al nido desde la lámina de agua próxima, la cobertura lineal de carrizo fue significativamente mayor en nidos (17.6 ± 7.7%) que en los puntos de control (2.1 ± 2.1%). Esta especie dio mayor altura máxima a los nidos (119.6 ± 9.7 cm) que a los puntos aleatorios (93.7 ± 7.3 cm) en los islotes.
Ninguna de las medidas registradas indicó preferencias por parte de las aves para la vegetación de pantalla en el borde del agua.
Para detectar diferencias en el uso de vegetación por las diferentes especies de aves acuáticas, se trabajó sólo sobre los 49 nidos de anátidas y rálidos, y no se realizaron divisiones entre nidos de muros perimetrales de las balsas y nidos de islotes interiores. Sólo se encontraron diferencias significativas entre especies en el análisis de la vegetación del emplazamiento exacto del nido.
Los nidos de rálidos y de ánade real, en transectos, presentaron las mayores coberturas de *S. densiflora* (66.6 ± 21.0% y 58.8 ± 12.3%, respectivamente), y los de ánade friso la menor (22.2 ± 14.7%), aunque las diferencias no fueron significativas. Los valores se invirtieron con la vegetación anual, que alcanzó el 77.7 (± 14.7)% de cobertura en nidos de ánade friso, mientras que en los nidos de ánade real fue del 30.7 (± 14.7)%, y no hubo en nidos de rálidos. Este resultado fue similar con los valores de Braun-Blanquet y, al igual que en transectos, las diferencias fueron significativas. Las medidas de cobertura de Braun-Blanquet también mostraron diferencias significativas entre nidos de ánade friso, con mayor cobertura de anuales, y de ánade real, con más preferencia de su uso por la especie exótica.
La mayor abundancia de *S. densiflora* en los nidos de rálidos supuso mayores alturas máximas de la vegetación en ellos (148.3 ± 13.7 cm) que en los de otras especies de aves. Las diferencias fueron significativas con la altura de la vegetación de nidos de ánade friso (*Anas strepera*), que prefiere lugares con vegetación anual, de menor altura (97.2 ± 6.5 cm).
Para el resto de los tipos de vegetación no se encontró ninguna preferencia clara por ninguna de las especies de aves.
En definitiva, el estudio muestra que las aves acuáticas estudiadas eligen *S. densiflora* para nidificar en su interior o en su inmediata proximidad, tanto en espacios ampliamente invadidos por la especie exótica (muros perimetrales) como en ambientes con menor grado de invasión (islotes interiores). Es probable que la protección que ofrece la estructura de *S. densiflora*, por su altura (superior al metro) y su amplia cobertura, sea el motivo de la elección, pues otras especies de gran porte (carrizo) también son seleccionadas. Son las fochas y pollas (rálidos) y el ánade real las especies que usan preferentemente *S. densiflora* para nidificar y el ánade friso la que menos.

Agradecimientos
Este trabajo ha sido financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales (ref. OAPN 042/2007) y el Ministerio de Educación (beca FPU ref. AP2008-02542, convocatoria 2008).

Referencias bibliográficas

Castellanos EM, Luque CJ, Mateos E., Redondo S., Luque T., Álverez L.A. & Figueroa ME (2008) Ecological implications of the invasion of the alien cordgrass *Spartina densiflora* in the tidal marshes of the Gulf of Cadiz. In: Rabitsch, W., F. Essl & F. Klingenstein (eds): Biological Invasions – from Ecology to Conservation. NEOBIOTA 7: 191-199.

Figueroa ME & Castellanos EM (1988) Vertical structure of *Spartina maritima* and *Spartina densiflora* in Mediterranean marshes. In: Werger MJA, Van der Aart PJM, During HJ & Verhoeven JTA (eds) Plant form and vegetation structure. pp 105-108. SPB Academic Publishing, La Haya, Holanda.

Distribución, ecología e impacto del arbusto invasor *Baccharis halimifolia* en ecosistemas litorales del Norte de España

Distribution, ecology and impact of the invasive shrub *Baccharis halimifolia* in coastal ecosystems in Northern Spain

L. CAÑO[1,*], J. A.CAMPOS[2], D. GARCÍA-MAGRO[2] & M. HERRERA[2]

[1]Department of Evolution & Ecology, University of California Davis, Storer Hall, One Shields Ave., Davis, CA 95616, USA,Teléfono: (+1) 530-752-8416, E-mail: lidia.cano.perez@gmail.com ■ [2]Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad del País Vasco/EHU

Abstract
Baccharis halimifolia L. (Asteraceae) is a shrub native to North America which is invading coastal communities in Southern Europe. We describe the distribution and the invasion pattern of *B. halimifolia* in Northern Spain. 15 estuaries have been invaded in *ca.* 100 years and the ongoing invasion to the west is currently threatening well conserved estuarine communities in Galicia. Salt marsh communities, and specifically subhalophilous communities in the upper-intermediate marsh, are the most affected by invasion. We think that the invasion pattern and ecological limitations reported in this study can contribute to the development of adequate management programs.

Palabras clave: *Baccharis halimifolia*, comunidades litorales, comunidades subhalófilas, invasión, norte de España
Keywords: *Baccharis halimifolia*, coastal communities, invasion, Northern Spain, subhalophilous communities

Baccharis halimifolia L. (Asteraceae) es un arbusto originario de la costa Atlántica de Norte América (Tarver et al. 1979). Las primeras citas documentadas en la Europa Continental datan de 1783 (A.J. Cavanilles, pliego MA-238998), por lo que se estima que fue introducida como ornamental en el siglo XVIII. Es una especie invasora que produce un gran impacto en la costa Atlántica del sur de Europa, donde está amenazando y en ocasiones remplazando hábitats litorales de gran interés para la conservación (Campos *et al*. 2004). En el Golfo de Bizkaia está presente en la costa occidental de Francia y el norte de España (Campos *et al*. 2004; Muller 2004) (Fig. 1) pero también está naturalizada en otros países europeos como Inglaterra (Clement and Foster 1994), Bélgica (Verloove 2006) e Italia (C. Villani com. pers.). *B. halimifolia* también fue introducida en Australia en el siglo XIX donde actualmente ocupa miles de hectáreas (Parsons and Cuthbertson 1992). Tanto en el área original como en el área invadida, *B. halimifolia* coloniza comunidades litorales con niveles de salinidad intermedio por encima del límite de inundación (Young *et al.* 1994; Campos *et al*. 2004), aunque también puede expandirse hacia el interior en hábitats perturbados por la actividad humana (Jovet 1941; Parsons and Cuthbertson 1992; Ervin 2009).

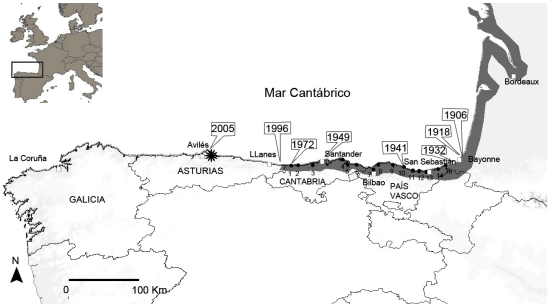


Figura 1. Distribución de *Baccharis halimifolia* en el Norte de España. La cronología de expansión se ha reconstruido según (de E a O) Coste (1906), Ancibure & Presta (1918), Jovet (1941), Allorge (1941), Guinea (1953), E. Loriente (MA 684866-1), Campos & Herrera observación personal y A. García (FCO 28147). Los números (1-15) representan las localidades donde se realizaron los inventarios fitosociólogicos.

B. halimifolia es un arbusto dioico que puede alcanzar los 3(4) m de altura y vivir unos 15 años (Hobbs and Mooney 1987). Tiene una gran capacidad de dispersión ya que un individuo puede producir más de 1,5 millones de semillas de pequeño tamaño (Westman *et al*. 1975) que pueden ser fácilmente dispersadas por el viento. Su gran capacidad de dispersión junto con otras características como su tolerancia a la salinidad, la capacidad de resistir inundaciones periódicas o la capacidad de rebrote tras la corta confieren a *B. halimifolia* su gran potencial invasor (Westman *et al*. 1975). *B. halimifolia* está considerada una de las 20 especies exóticas más dañinas de España (GEIB 2006) y Herrera & Campos (2010) la han incluido en la categoría de especie *transformadora* (*sensu* Richardson *et al*. 2000). El área más afectada de España es el litoral Cantábrico donde *B. halimifolia* ha invadido

ya prácticamente todos los estuarios del este y sigue avanzando hacia el oeste. En este estudio presentamos el mapa de distribución de *B. halimifolia* en la costa Norte de España y la cronología de su expansión, elaborada a partir de datos bibliográficos, pliegos de herbario y consulta a expertos (Fig. 1). Fue citada por primera vez como naturalizada en 1906 en el sur de Francia (Coste 1906). En España su naturalización se documenta por primera vez en el País Vasco en 1941 (Allorgue 1941) desde donde ha continuado expandiéndose hasta la provincia de Asturias. Hasta la fecha la localidad más occidental se encuentra en el estuario de Avilés (43° 33'N 5° 54' W) (Fig. 1). También tenemos constancia de que *B. halimifolia* crece en setos y jardines públicos cerca de este límite de distribución (González Costales 2007) y de que se ha vendido con fines ornamentales recientemente en el Sur de Francia y en las provincias de la costa vasca. Tras más de 100 años de naturalización se constata por tanto que *B. halimifolia* ha invadido la mayoría de los estuarios del Golfo de Vizcaya por lo que esperamos que continuará expandiéndose más allá del actual límite de distribución.

Para determinar la capacidad de invasión de *B. halimifolia* en los diferentes hábitats costeros, analizamos su frecuencia en 925 inventarios fitosociológicos realizados en 8 tipos de comunidades del litoral cantábrico. Los inventarios fueron extraídos de la base de datos BioVeg (Universidad del País Vasco) que recopila unos 19.000 inventarios realizados en el Norte de España en el período 1981-2008. Los resultados indican que *B. halimifolia* invade dunas, comunidades de marisma y en menor grado acantilados. Los hábitats más afectados por la invasión se encuentran en la zona intermedia de las marismas y son las comunidades subhalófilas dominadas por *Juncus maritimus, Elytrigia atherica* y *Phragmites australis* (Fig. 2). En estas comunidades el éxito de colonización es variable dependiendo del nivel de salinidad y de inundación. En los juncales más halófilos la cobertura de *B. halimifolia* es menor que en los juncales menos halófilos (Tabla 1). Además, estudios previos demuestran que tanto el crecimiento como la reproducción de *B. halimifolia* disminuyen al aumentar el nivel de salinidad en los juncales (Caño *et al*. 2010). En la zona baja de las marismas *B. halimifolia* también puede colonizar de manera dispersa comunidades dominadas por *Sarcocornia fruticosa*. Sin embargo, en las comunidades de *Salicornia spp*., *Spartina maritima* y *Zostera noltii* los altos niveles de salinidad y las inundaciones mareales diarias impiden su establecimiento (Fig. 2). En la zona alta de la marisma algunos hábitats como las alisedas también presentan cierta resistencia frente a la invasión, ya que probablemente la competencia con otras leñosas (*Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*) dificulta su establecimiento. En las dunas fijas (hábitat prioritario de la Directiva Habitat, 2130), puede desarrollarse si hay suficiente humedad

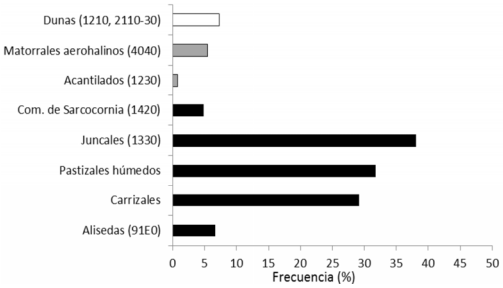


Figura 2. Frecuencia de B. halimifolia en las diferentes comunidades litorales del Norte de España: dunas (blanco), acantilados (gris) y marismas (negro). Entre paréntesis se indica el código correspondiente al hábitat prioritario según la Directiva de Hábitats 92/43/EEC. Las barras indican el porcentaje de inventarios en los que *B. halimifolia* estaba presente de un total de 925 inventarios.

Tabla 1. Composición específica de las comunidades más afectadas por la invasión (juncales dominados por *Juncus maritimus*) y cobertura de *B. halimifolia*. La tabla muestra los valores de cobertura media (±error estándar) en 2 tipos de juncales que se diferencian en su grado de salinidad e inundación: *Agrostio stoloniferae-Juncetum maritime* (menos halófilo) y *Junco maritimi-Caricetum extensae* (más halófilo). Las especies alóctonas se indican mediante asterisco (*).

Juncal menos halófilo		
Especies	Cobertura media	ES
Juncus maritimus	75	(± 3,77)
*Baccharis halimifolia**	38,79	(± 5,32)
*Paspalum vaginatum**	12,54	(± 5,32)
Galium palustre	4,92	(± 3,21)
Phragmites australis	3,75	(± 3,08)
Agrostis stolonifera	3,08	(± 1,64)
Lythrum salicaria	1,83	(± 1,24)
Samolus valerandi	1,54	(± 1,25)
Pulicaria dysenterica	1,54	(± 1,25)
Juncus conglomeratus	1,5	(± 1,25)
Calystegia sepium	1,29	(± 1,25)
*Cotula coronopifolia**	1,29	(± 1,25)
Salix atrocinerea	1,29	(± 1,25)
Elytrigia atherica	1,25	(± 1,25)
Dactylis glomerata	1,25	(± 1,25)
Riqueza	15	
% *Baccharis halimifolia*	25,7	
% nativas	65,1	
% otras alóctonas	9,2	

Juncal más halófilo		
Especies	Cobertura media	ES
Juncus maritimus	67,8	(±4,09)
*Baccharis halimifolia**	17,3	(±3,99)
Elytrigia atherica	11,0	(±4,41)
Atriplex prostrata	4,9	(±2,20)
Aster tripolium	2,2	(±1,97)
Festuca pruinosa	5,7	(±3,33)
Halimione portulacoides	5,1	(±3,37)
Inula crithmoides	2,0	(±1,08)
Sarcocornia fruticosa	2,4	(±1,29)
*Stenotaphrum secundatum**	2,5	(±1,28)
*Spartina patens**	2,8	(±2,08)
Riqueza	11	
% *Baccharis halimifolia*	14,0	
% nativas	83,8	
% otras alóctonas	2,2	

edáfica. En acantilados sin embargo, es menos frecuente encontrar *B. halimifolia* (Fig. 2). A pesar de las limitaciones ecológicas, se han descrito comunidades monospecíficas de *B. halimifolia* que constan de un solo estrato arbustivo y que resultan de un remplazamiento total de las comunidades nativas (principalmente juncales o carrizales) (Campos 2010). Ello sugiere que *B. halimifolia* puede modificar drásticamente las comunidades pudiendo llegar a alterar los niveles de productividad, el ciclo del nitrógeno o la dinámica de sedimentación de los estuarios, aunque es necesario realizar estudios que lo confirmen. Uno de los principales resultados de este estudio es que la mayoría de los hábitats más afectados por la invasión de *B. halimifolia* corresponden a comunidades subhalófilas y de dunas que están incluidas en la Directiva de Hábitats 92/43/EEC como hábitats de interés prioritario en la categoría de "Pastizales salinos atlánticos" (código 1330). Las comunidades subhalófilas están muy bien representadas en los estuarios no invadidos del litoral cantábrico occidental (rías asturianas y gallegas) y los pastizales salinos atlánticos concretamente representan en Galicia el 79.32 % del total de la superficie ocupada por este hábitats en España (Espinar 2009). Por consiguiente a través de esta contribución queremos alertar sobre el hecho de que estos hábitats están seriamente amenazados por la invasión de *B. halimifolia* en Galicia y por tanto en España y sugerimos que los gestores tomen medidas preventivas en estas regiones. Asimismo destacamos la necesidad de evitar el uso de esta especie con fines ornamentales, especialmente en las áreas adyacentes a los estuarios.

Referencias bibliográficas

Allorge P (1941) Essai de synthèse phytogéographique du Pays Basque. Bull Soc Bot France 88:291–356

Ancibure E & Prestat E (1918) Catalogue des plantes de la région bayonnaise. Société Bayonnaise d'Études Régionales, Bayonne.

Campos JA (2010) Flora alóctona del País Vasco y su influencia en la vegetación. Dissertation, University of the Basque Country

Campos JA, Herrera M, Biurrun I & Loidi J (2004) The role of alien plants in the natural coastal vegetation in central-northern Spain. Biodivers Conserv 13 (12):2275-2293

Caño L, García-Magro D, Campos JA, Prieto A, Rozas M, Alvarez F & Herrera M (2010) La invasión de *Baccharis halimifolia* en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai: bases para la gestión en humedales. In GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed). EEI 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2009". GEIB Serie Técnica.

Clement E, Foster M (1994) Alien plants of the British Isles. Botanical Society of the British Isles, London.

Coste HJ (1906) Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et de contrées limitrophes. Tome troisième. Paris.

Ervin GN (2009) Distribution, habitat characteristics, and new county-level records of *Baccharis halimifolia* L. on a portion of its present US range boundary. Southeast nat 8 (2):293-304

Espinar JL (2009) 1330 Pastizales salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*). V.V.A.A., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

GEIB (2006) TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N.2. León.

González Costales JA (2007) Plantas alóctonas invasoras en el Principado de Asturias. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras y Obra Social "la Caixa". Oviedo.

Guinea E (1953) Geografía botánica de Santander. Santander.

Herrera M & Campos JA (2010) Flora alóctona invasora en Bizkaia. Facultad de Ciencia y Tecnología de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU), Leioa.

Hobbs R & Mooney H (1987) Leaf and shoot demography in *Baccharis* shrubs of different ages. Am J Bot 74 (7):1111-1115

Jovet P (1941) La végétation antropophile du Pays Basque Français. Bull Soc Bot France:254-269

Muller S (2004) Plantes invasives en France: état des connaissances et propositions d'actions. vol 62. Publications Scientifiques du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris

Parsons WT & Cuthbertson EG (1992) Noxious weeds of Australia. Inkata Press, Melbourne.

Richardson DM, Pysek P, Rejmanek M, Barbour MG, Panetta FD & West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. Diversity and Distributions 6 (2):93-107

Tarver D, Rodgers J & Mahler M, Lazor L (1979) Aquatic and wetland plants of Florida Department of Natural Resources, Florida, Tallahassee.

Verloove F (2006) Catalogue of the Neophytes in Belgium. Scripta Botanica Belgica 39:3-89

Westman WE, Panetta FD & Stanley TD (1975) Ecological studies on reproduction and establishment of woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L - Asteraceae). Aust J Agr Res 26 (5):855-870

Young DR, Erickson DL & Semones SW (1994) Salinity and the small-scale distribution for 3 barrier-island shrubs. Can J Bot 72 (9):1365-1372

Distribución y dinámica del género *Acacia* en Galicia: un análisis a partir del Tercer y Cuarto Inventario Forestal Nacional

Distribution and dynamics of *Acacia* spp. in Galicia: an analysis from the Third and Fourth Spanish National Forest Inventory

J. MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ*, A. VÁZQUEZ DE LA CUEVA, L. HERNÁNDEZ MATEO & I. CAÑELLAS

INIA, Centro de Investigación Forestal (CIFOR), Ctra. de A Coruña Km 7, 28040 Madrid, España, Teléfono: (+34) 913476859, E-mail: martinez.jesus@inia.es

Abstract
National Forest Inventories (NFI), along with other cartographical sources, can provide valuable information for the study of the distribution and evolution of invasive tree species in a given territory. The comparison of the information derived from the Third (1998) and Fourth NFI (2008) showed an increase of the occurrence of the species of genus *Acacia* in the forests ecosystems of Galicia (NW Spain). Furthermore, the analysis of other dasometric stand variables also suggests an increase of the dominance of these species in the last decade, more important in the case of *Acacia dealbata*.

Palabras clave: *Acacia dealbata, Acacia melanoxylon,* Inventario Forestal Nacional
Keywords: *Acacia dealbata, Acacia melanoxylon,* National Forest Inventories

El género *Acacia* se encuentra ampliamente naturalizado en Galicia, llegando a convertirse en la especie arbórea dominante en algunas áreas por su comportamiento invasivo y su capacidad de rebrotar, especialmente después de incendios y roturaciones. Para estudiar su actual distribución y expansión hemos acudido a todas las fuentes disponibles con georeferenciación, como el Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras de España (cuadrículas UTM de 10km^2), las citas del proyecto Anthos (2011) (cuadriculas de 10 km^2 y de 1km^2), el Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3) realizado en Galicia entre septiembre de 1997 y julio de 1998 y el Cuarto Inventario (IFN4) realizado entre noviembre de 2008 y septiembre de 2009. Ambos inventarios muestrean parcelas repartidas cada 1km^2. Además se ha tenido en cuenta las cartografías digitales forestales más actuales, tanto el MFE50 (MMA, 1997-2007) como el MFE200 (Ruiz de la Torre 1986-1998). Las especies más frecuentes en Galicia son *Acacia dealbata* Link (mimosa o acacia de hoja azul), *Acacia melanoxylon* R.Br. in W.T. Aiton (acacia negra), y en menor medida, *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. (acacia blanca) presente solo en algunas zonas costeras y playas de las Rías Bajas. También se ha registrado la localización muy puntual de *A. mearnsii* De Wild., *A.decurrens* (J.C. Wendl.) Willd. y *A. retinodes* Schltdl. (ver citas de Anthos a 1km^2 en la Figura 1A). En la Figura 1B se representa el mapa de distribución integrado de este género en Galicia, que se ha elaborado tomando como base las teselas de los mapas forestales donde se localiza presencia de acacias pero completándolo con otros polígonos que engloban información puntual adicional sobre presencia de Acacias (tanto parcelas de los IFNs como citas de Anthos) y que no coincidían o faltaban en los mapas forestales. Finalmente este mapa resultante se ha cruzado con los modelos digitales de elevación del terreno (MDT) y clima a 1 km^2 (Gonzalo 2008) para caracterizar geográfica y climáticamente el hábitat de distribución.
Se observa así que la *A. dealbata* tiene una distribución geográfica más extensa con un mayor rango altitudinal (máximo 1085 m, y media de 284 m) que *A. melanoxylon* (max. 705 m.; media 247 m.), que tiende a estar más próxima al mar (media de distancia al mar: 11 km) que *A. dealbata (*41 km). Los núcleos más importantes de *A. dealbata* se encuentran en la cuenca media del río Miño en Orense, pero también en la cuenca del Sil y en la comarca de Verín (sur de Orense) y zonas medias y bajas de las Rías Bajas. Por otro lado, *A. melanoxylon* es especialmente frecuente en la ribera oriental lucense y en las Rías Bajas. Debido a esta distribución podemos decir que *A. dealbata* se encuentra en lugares con precipitaciones medias más bajas (media anual de precipitaciones 1334 mm, media verano: 116 mm; 1,4 meses de sequia al año) y rangos de temperaturas más extremas (existe posibilidad de heladas, con un máximo de periodo de heladas de 2,8 meses, media de las máximas del mes más cálido 27,2º y de las mínimas del mes más frio de 3,7º) que *A. melanoxylon,* con valores más altos en precipitación (media anual de precipitaciones1554 mm; 0,7 meses de sequía al año; media verano: 140 mm) y mas suaves en temperaturas (sin riesgo de heladas, media de las máximas del mes más cálido 24,9º y de la mínimas del mes más frio 4,1º). Estos resultados reflejan la mejor adaptación a la continentalidad de *A.dealbata,* especie presente en zonas del interior de Galicia, que *A. melanoxylon,* especie que requiere ambientes con mayor influencia oceánica.

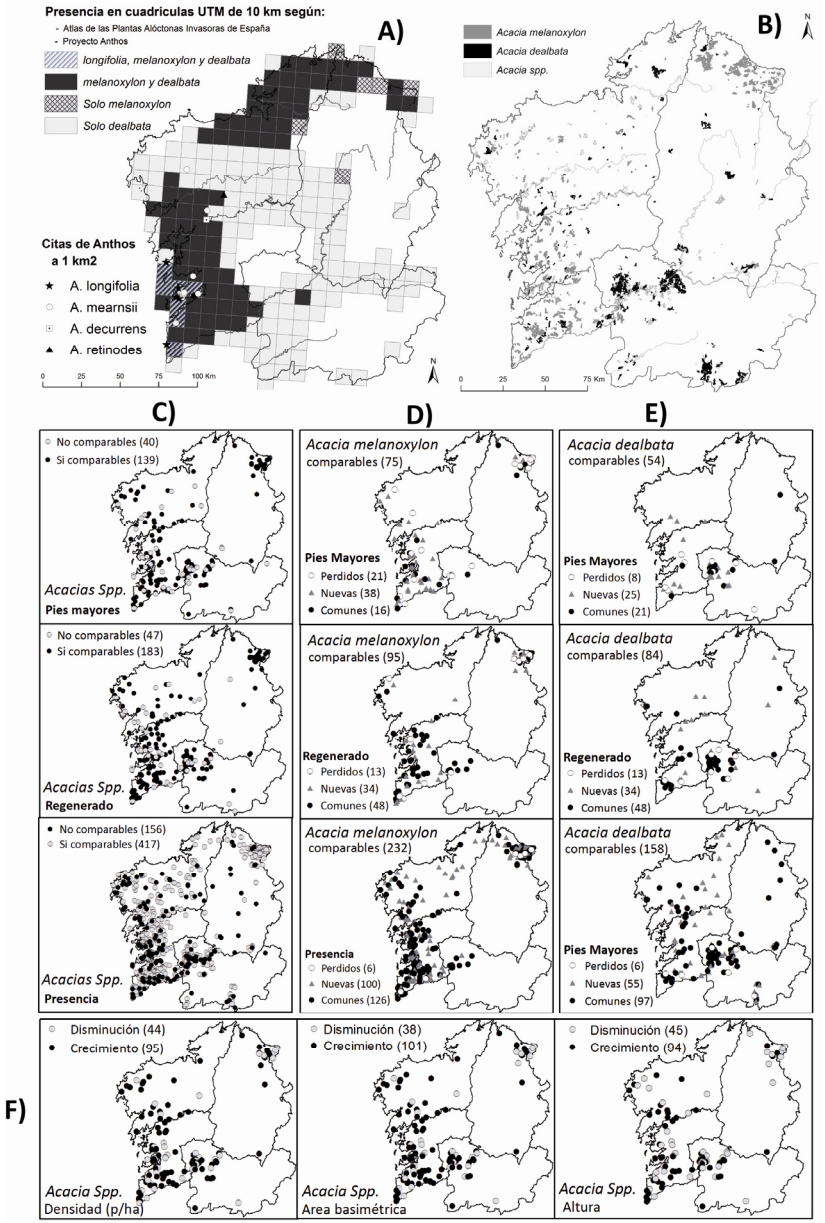


Figura 1A) Distribución de especies de acacia según el Atlas de Plantas Invasoras de España y ANTHOS**. 1B)** Distribución de especies de acacia según IFN3, IFN4, MFE50, MFE200 y Proyecto ANTHOS (polígonos)**. 1C)** Parcelas comparables y no comparables entre IFN3 e IFN4 para el género *Acacia Spp.* **1D y 1E)** Parcelas comparables entre IFN3 e IFN4 por especie, tipo de cambio y estado de desarrollo. **1F)** Parcelas comparables con pies mayores según el tipo de crecimiento en las medidas dasométricas y dendrométricas.

En la Tabla 1 se presentan desglosadas el número de parcelas muestreadas con presencia de especies de acacia en el IFN3 e INF4. Para analizar la dinámica del género, este indicador se ha clasificado según la presencia en las parcelas de diferentes estados de desarrollo: regeneración y pies menores (pies con diámetro menor a 74 mm en parcela de R=5) y presencia de pies mayores (pies con diámetros mayores a 75 mm en parcelas de radio variable). Para el correcto análisis de la evolución del género en base a la comparación de la información registrada entre inventarios (IFN3 y IFN4) se elegieron las parcelas que son estrictamente comparables entre ambos inventarios (5.819), de las cuales tan solo 417 tienen presencia de acacias (7,16%), y en las que la mayoría (55%) presentan *A. melanoxylon* y el 38% *A. dealbata.* El indicador de número de parcelas también se ha clasificado en función del tipo de cambio entre el IFN3 y el IFN4 (comunes, nuevas y perdidas). En la Figura 1C se representa la distribución de las parcelas comparables y no comparables por tipo de estado de desarrollo. La expansión de la acacia entre 1997 y 2009 se aprecia en cualquiera de los indicadores de número de parcelas en las que se ha identificado acacia. Si contabilizamos todas y no solo las comparables, el incremento en parcelas con acacias en el IFN4 es de casi el 70% respecto al IFN3. Por especies, el mayor incremento ha sido para *A. dealbata* (95%) que es especialmente llamativo en cuanto a pies mayores (103%). También esta especie se diferencia por tener un mayor porcentaje de parcelas con regenerado (84 parcelas, el 53%) que *A. melanoxylon* (95 parcelas, el 40%).

Tabla 1. Numero de parcelas muestreadas en Galicia en el Tercer y Cuarto Inventario por especie de acacia, estado de desarrollo y tipos de cambio entre IFN3 e IFN4. Δ = Incremento en el IFN4 respecto al IFN3 en %

		IFN 3	IFN 4	Δ sobre IFN3 %	Unión IFN3-4	Comparables[5] IFN3-4			
Total de Parcelas Galicia		7.701	8.759	13,74	9.951	**Total**	**Tipos de cambio**		
Parcelas seleccionadas según tipos o criterios		6.757[2]	8.759[3]		9.006[4]	5.819[5]	**nuevas** no IFN3, si IFN4	**comunes** si IFN3, si IFN4	**perdidas** si IFN3, no IFN4
ACA spp.	Con presencia	294	499	69,7	573	**417**	182	220	15
	Solo presencia[1]	151	268	77,5	306	210	146	64	0
	Regenerado	132	196	48,5	230	183	61	98	24
	Pies Mayores[2]	81	146	80,2	179	**139**	65	48	26
ACA mel.	Con presencia	149	256	71,8	302	**232**	100	126	6
	Solo presencia[1]	81	144	77,8	171	125	85	40	0
	Regenerado	59	92	55,9	112	95	34	48	13
	Pies Mayores[2]	41	67	63,4	90	**75**	38	16	21
ACA dea.	Con presencia	98	191	94,9	215	**158**	55	97	6
	Solo presencia[1]	43	93	116,3	107	67	42	25	0
	Regenerado	56	91	62,5	100	84	23	52	9
	Pies Mayores[2]	31	63	103,2	70	**54**	25	21	8

ACA spp.: Todos las especies de *Acacia* identificadas o no; ACA mel.: *Acacia melanoxylon*; ACA dea.: *Acacia dealbata*. (1) Sin pies mayores ni regenerado; (2) En el IFN3 se seleccionaron solo las de tipo 1, 2E, 3E y 4.; (3) En el IFN4 se seleccionaron todas los tipos de parcela presentes que son 1, 4, 4C, 6C y N; (4) Quitando del IFN3 los tipo 4C, 5 y 6C. Utilizando todas las parcelas del IFN 4; (5) Son estrictamente comparables las coincidentes entre IFN3 e IFN4, pero quitando las parcelas 4C, 5 y 6C del IFN3. Las de tipo N del IFN4 (2203 parcelas que se levantan por primera vez) tampoco se consideran.

A pesar de que la información extraída de la comparación de los IFNs nos indican una expansión en cuanto a presencia, no parece estar tan claro en términos dasométricos (número de pies, área basimétrica y altura total)

que se haya producido un incremento de estas especies cuando se comparan parcelas con pies mayores. Para analizar esté hecho con mayor detalle nos hemos centrado en las parcelas comparables entre ambos inventarios (Tabla 2) diferenciando dentro de ellas las que son nuevas (no tenían pies mayores en el IFN3 y si en el IFN4), perdidas (si tenían pies mayores en el IFN3 y no en el IFN4) y comunes (se tomaron mediciones de pies mayores en ambos Inventarios). En la Figura 1D y 1E se representan estas parcelas por tipo de cambio y estado de desarrollo para las dos especies de acacia. En cuanto a presencia y regenerado es mayor el número de parcelas "comunes" que de nuevas y perdidas, pero en pies mayores es bastante mayor el número de "nuevas", así como en las que solo registran presencia sin regenerado ni pies mayores.

Tabla 2. Mediciones dasométricas y dendrométricas en pies mayores en las parcelas comparables entre el IFN3 e IFN4 por especie y tipos de cambio (mediana)

	Nuevas (1)		Comunes (2)		Perdidas (3)		IFN 3	IFN 4
	IFN3	IFN4	IFN3	IFN4	IFN3	IFN4	(2) + (3)	(2) + (1)
Todas las Acacias		n = 65	n = 48		n = 26		n = 74	n = 113
Densidad (pies/ha)	0	77,81	348,37	458,01	127,32	0	254,65	159,15
Área basimétrica (m^2/ha)	0	1,42	3,62	6,88	2,48	0	3,45	2,39
Altura (m)	0	12,63	11,32	11,78	11,00	0	8,465	12
Acacia melanoxylon		n = 38	n = 16		n = 21		n = 37	n = 54
Densidad (pies/ha)	0	63,66	205,14	195,87	211,78	0	211,78	88,985
Área basimétrica (m^2/ha)	0	2,03	2,44	5,47	4,14	0	3,12	2,24
Altura (m)	0	15,84	15,38	13,88	12,37	0	13,66	15,075
Acacia dealbata		n = 25	n = 21		n = 8		n = 29	n = 46
Densidad (pies/ha)	0	159,15	477,46	604,79	275,87	0	413,8	419,105
Área basimétrica (m^2/ha)	0	1,80	3,57	5,73	3,53	0	3,57	4,155
Altura (m)	0	10,20	10,50	9,13	8,89	0	10,25	9,665

En la Figura 1F se muestran las parcelas que presentan cambios de pies mayores de estas especies para los tres indicadores dasométricos y en la Tabla 2 se recoge su valor mediano. Si calculamos la diferencia entre ambos inventarios para todas las parcelas de acacia independientemente de su especie, se observa una disminución en la densidad y área basimétrica, y un aumento en la altura. Esta disminución es achacable en mayor medida a la especie *A. melanoxylon,* ya que *A. dealbata* permanece prácticamente estable o se incrementa muy ligeramente. Sin embargo, si comparamos las parcelas que han sido clasificadas como "comunes" entre ambos inventarios (48), se observa que en realidad hay un importante crecimiento en densidad (de 348 a 458 pies/ha, el 31%) y área basimétrica (de 3,6 a 6,8 m^2/ha, el 89%). Para *A. dealbata* este crecimiento sigue siendo igual de importante, excepto para la altura. En cambio para *A. melanoxylon* en las parcelas comunes, y a diferencia de lo que ocurría al comparar con todo el conjunto, se registra un considerable aumento del área basimétrica (de 2,4 a 5,5 m^2/ha, el 124%) pero no en densidad (de 205 a 196 pies/ha). Sin duda en ello influye el alto porcentaje de parcelas de pies mayores que se "pierden" del IFN3 al IFN4 (28%, 21 parcelas) por razones que desconocemos (incendios, cortas, clareos, actuaciones de control de invasoras, etc.). Por otra parte, si consideramos los valores dasométricos de las parcelas nuevas como representativas de una posible expansión desde una etapa evolutiva inicial de "presencia" o "regenerado" a un estado más maduro, podemos intuir que el crecimiento de *A. melanoxylon* se manifiesta de manera más intensa en área basimétrica y altura que *A. dealbata,* que en cambio tendría un mayor crecimiento en densidad o número de individuos, lo que se puede poner en relación con lo mencionado previamente sobre el mayor porcentaje de parcelas con regenerado en esta especie. Todas estas hipótesis habría que comprobarlas en condiciones experimentales.

Podemos concluir que los Inventarios Forestales nos proporcionan información de gran valor para el estudio de la presencia y evolución de la flora arbórea invasora en los ecosistemas forestales de un territorio. En el caso de Galicia, y en concordancia con resultados previos (Richardson and Rejmánek 2011), comprobamos como la presencia del género *Acacia* ha aumentado en Galicia en el último decenio. Además también se observa un incremento en el valor de variables dasómetricas como densidad y área basimétrica en las masas donde aparece el género, reflejando un aumento de la dominancia de las especies de este género en los ecosistemas forestales gallegos y que parece tener una mayor intensidad en el caso de la especie *Acacia dealbata*.

Agradecimientos
Este trabajo ha sido financiado por la Encomienda de Gestión AEG09-007 entre el INIA y el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Referencias bibliográficas

Anthos (2011) Sistema de información de las plantas de España. Real Jardín Botánico, CSIC-Fundación Biodiversidad. [ref. de mayo de 2012]. Accesible a través de la World Wide Web: <http://www.anthos.es>

MMA – Ministerio de Medio Ambiente (1997-2007) MFE50-MAPA FORESTAL DE ESPAÑA. MARM.

Gonzalo J (2001) Diagnosis fitoclimática de la España peninsular. Hacia un modelo de clasificación funcional de la vegetación y de los ecosistemas peninsulares españoles. MARM – OAPN. Madrid. 441 pp.

Ruiz de la Torre J (1986-1998) Mapa Forestal de España a Escala 1:200.000. Versión Digital. ICONA y Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

OAPN - Organismo Autónomo Parques Nacionales (2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Sanz M, Dana E.D y Sobrino E. (Eds). Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 384 pp.

Richardson DM & Rejmánek M (2011) Trees and shrubs as invasive alien species: a global review. Diversity and Distribution 17: 788–809.

Efectos de dos especies exóticas invasoras (*Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia*) sobre el ciclo de nutrientes y la biomasa fúngica de un ecosistema fluvial

Effects of two exotic invasive species (*Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia*) on nutrient cycle and fungi biomass in a fluvial ecosystem

S. MEDINA-VILLAR[1,*], A. ALONSO[1], B. R. VÁZQUEZ DE ALDANA[2], E. PÉREZ-CORONA[3] & P. CASTRO-DÍEZ[1]

[1]Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Alcalá, Carretera Madrid-Barcelona, Km 33.6, 28871, Alcalá de Henares, Madrid, España, Teléfono: (+34) 918856407, E-mail: medina_villar@hotmail.com ■[2]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Salamanca. España ■ [3]Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España

Abstract
The exotic tree species, *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia*, invade riparian zones of Iberian Peninsula. Exotic leaves contain different physico-chemical characteristics to native leaves, so decomposition process may be different. We designed a decomposition experiment in order to assess the impact of exotic leaf litter on stream nutrient cycle and fungi biomass. Our results suggest that *Populus alba* (native tree), replacement by *A. altissima* can accelerate the nutrient cycle and overtake the fungi colonization. In contrast, *Fraxinus angustifolia* (native tree), replacement by *R. pseudoacacia* can decelerate the nutrient cycle.

Palabras clave: biomasa fúngica, descomposición de hojas, fósforo, nitrógeno
Key words: fungi biomass, leaf decomposition, nitrogen, phosphorus

Las especies exóticas, *Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia*, invaden amplias zonas de la Península Ibérica, especialmente zonas antropizadas, bordes de carretera y zonas de ribera. El impacto de la invasión del bosque de ribera puede ser mayor en los ríos de cabecera, donde la producción primaria es escasa y la principal fuente de energía proviene de los aportes de materia orgánica. En climas templados, el otoño supone la entrada de gran cantidad de materia orgánica en el ecosistema fluvial. La tasa de descomposición de las hojas y la colonización por hongos dependen en gran medida de las características físico-químicas de las hojas, como pueden ser la dureza y el contenido en N, P, lignina y compuestos fenólicos (Canotho & Graça 1996; Ostrofsky 1997). La invasión del bosque de ribera por especies exóticas implica la entrada en el río de hojas de características físico químicas diferentes. El objetivo de este trabajo es determinar el efecto potencial de la invasión de *A. altissima* y *R. pseudoacacia* sobre el ciclo de nutrientes y la biomasa fúngica en un río de cabecera. Para ello, se diseñó un experimento en el que se comparó la tasa de descomposición, dinámica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y biomasa fúngica en hojarasca procedente de cuatro especies de árboles (dos exóticas, *A. altissima* y *R. pseudoacacia,* y dos nativas, *Fraxinus angustifolia* y *Populus alba*) en un tramo de cabecera del Río Henares. El estudio se inició en otoño para simular las condiciones reales de entrada de las hojas en el río. La vegetación de la zona de estudio está dominada por la especie *Populus x canadensis* y no están presentes ninguna de las especies de estudio, lo que evita la posible pre-adaptación de los organismos del río a estas especies. Se construyeron bolsas de descomposición con 0.5mm de luz de malla. Cada bolsa se llenó con un peso conocido (≈2 gramos) de hojas senescentes. Se depositaron en el río 80 bolsas para seguir el proceso de descomposición (4 especies x 5 colectas x 4 réplicas) y 36 bolsas para medir la biomasa fúngica (4 especies x 3 colectas x 3 réplicas). En cada colecta las hojas fueron lavadas con agua del grifo, secadas en estufa a 60ºC durante al menos 48h y pesadas. Posteriormente las hojas se molieron para medir la concentración de la concentración de N (Fig.1.A) y P (método kjeldahl). La biomasa fúngica se determinó analizando la molécula de ergosterol siguiendo el método de Gessner (2005). Se determinaron además las concentraciones iniciales de N, P, lignina, fibra ácido detergente (*Acid detergent Fiber - ADF*) y compuestos fenólicos totales en las hojas de las especies de estudio (Tabla 1). Las especies con mayor contenido en lignina y ADF, *P. alba* y *R. pseudoacacia*, presentaron una descomposición más lenta (Tabla 1). A los 20 días se alcanza el máximo de biomasa fúngica en todas las especies excepto en *P .alba*. (Fig.1.B). La concentración de nitrógeno a lo largo del experimento sigue un patrón similar a la biomasa fúngica (Fig.1), ya que la inmovilización de nitrógeno se atribuye a la acumulación de proteínas microbianas (de la Cruz & Gabriel 1974).

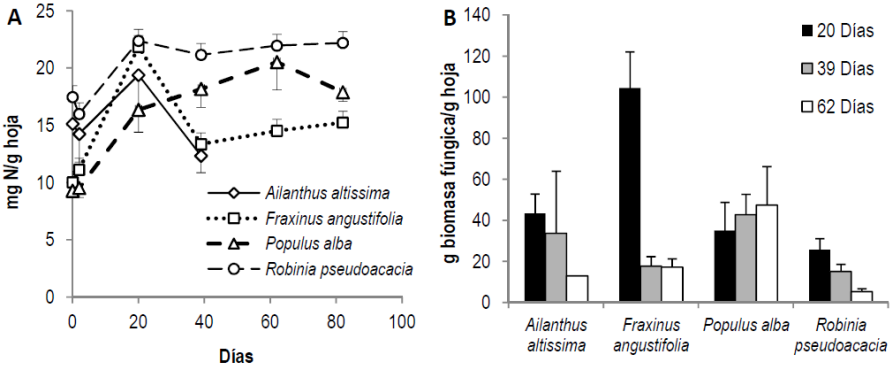


Figura 1. A. Media (±DE) de la concentración de nitrógeno total (mg/g) para cada especie de árbol después de 2, 20, 39, 62 y 82 días en el río. B. Media (±DE) de la biomasa fúngica de cada una de las especies después de 20, 39 y 62 días en el río.

Tabla 1. Intervalo de confianza del 95% para los valores de la constante de descomposición (k) de cada una de las especies de árboles. Valores medios (±DE) del porcentaje de lignina, ADF y fenoles y de los mg de N y P por gramo de hoja para cada especie.

	A. altissima	*F. angustifolia*	*P. alba*	*R. pseudoacacia*
k	0.055-0.077	0.052-0.080	0.032-0.045	0.018-0.031
% Lignina	18.1 ± 1.2 ^{c}	22.2 ± 0.9 ^{b}	32.6 ± 3.1 ^{a}	29.5 ± 2.5 ^{a}
% ADF	23.1 ± 2.2 ^{d}	26.0 ± 1.0 ^{c}	36.1 ± 1.9 ^{a}	31.7 ± 0.5 ^{b}
% Fenoles	22.7 ± 6.5 ^{a}	10.9 ± 0.7 ^{b}	22.1 ± 1.5 ^{a}	26.8 ± 1 ^{a}
mg N/g hoja	15.1 ± 0.25 ^{b}	10.0 ± 0.1 ^{c}	9.3 ± 0.3 ^{d}	17.5 ± 0.1 ^{a}
mg P/g hoja	1.04 ± 0.17 ^{b}	1.52 ± 0.34 ^{a}	0.71 ± 0.05 $^{b, c}$	0.67 ± 0.04 ^{c}

Diferentes letras dentro de una fila indican diferencias significativas entre especies para cada parámetro (test ANOVA con test DMS, $p<0.05$). Se considera que existen diferencias significativas entre las ks de las especies cuando los intervalos de confianza del 95% no solapan.

En base a los resultados obtenidos podemos concluir que la sustitución de *P. alba* por *A. altissima* y *R. pseudoacacia* produciría una colonización fúngica más rápida. Además, *A. altissima* se descompone más rápido que *P. alba*, lo que produciría un reciclaje de nutrientes más rápido. Esto implicaría un periodo más corto de disponibilidad de nutrientes para los organismos del río. De forma contraria, la lenta descomposición de las hojas de *R. pseudoacacia* produciría una lenta liberación de nutrientes en el río al reemplazar bosquetes de *F. angustifolia*. El reemplazamiento de *F. angustifolia* por *A. altissima* no tendría un efecto tan claro en el ecosistema fluvial en base a los parámetros de medidos en este estudio.

Agradecimientos

Quiero agradecer al Ministerio de Economía su apoyo económico a través de la beca FPI 2011. Este estudio ha sido financiado gracias a las ayudas CGL2010-16388/BOS del Ministerio de Ciencia e Innovación y POII10-0179-4700 de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y de la red REMEDINAL S2009/AMB-1783 (Comunidad de Madrid).

Referencias bibliográficas

Canhoto C & Graça MAS (1996) Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. Hydrobiologia 333: 79–85.

De la Cruz AA & Gabriel BC (1974) Caloric, elemental, and nutritive changes in decomposing *Juncus roemerianus* leaves. Ecology 55: 882-86.

Gessner MO (2005) Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO (eds) 'Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide'. pp. 189-196. Springer, The Netherlands.

Hladyz S, Gessner MO, Guiller PS, Pozo J & Woodward G (2009) Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. Freshwater Biology 54: 957-970.

Ostrofsky ML (1997) Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. Journal of the North American Bentholo gical Society 16 (4): 750-759.

Efecto de árboles exóticos de un bosque de ribera en el crecimiento y competencia de especies del sotobosque herbáceo

Effects of invasive tree species on growth and competitive ability of herbaceous understory species of a riverine forest

P. DE LAS HERAS[1, *], A. CRESPO MAZAGATOS[1], G. YOLDI SALINAS[1], B. R. VÁZQUEZ DE ALDANA[2] & M. E. PÉREZ CORONA[1]

[1]Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid, 28040. Madrid, Teléfono: (+34) 913944802, Fax: (+34) 913945081, E-mail: pheras@bio.ucm.es ■ [2]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca. IRNASA-CSIC, 37008 Salamanca, España

Abstract

The aim of this study was to determine how leaf litter of three invasive tree species affects growth and intrasespecífic competitive ability of two common species in the herbaceous understory of a riverine forest located at Henares river (Madrid): *Trifolium repens* and *Dactylis glomerata*. We performed a greenhouse experiment with the two species growing with leaf litter of invasive and native tree species, at three levels of competition. For both species, the germination rate depends on the type of leaf litter, but plant competition is the determining factor in the further successful development of individuals. *Dactylis glomerata* showed lower growth as competition increases, while *T. repens* growth differs at the different levels of competition depending on the type of leaf litter. The results show a reduction in the plant growth between some leaf litter treatments only at the lowest levels of competition, but at high densities there is no evidence of a specific effect of the exotic leaf litter different from the native one.

Palabras clave: biomasa, competencia, hojarasca, invasoras, sotobosque
Key words: biomass, invasive, leaf litter, plant competition, understory

La presencia de especies exóticas y sus consecuencias sobre los ecosistemas invadidos es uno de los temas que más preocupan últimamente desde una perspectiva ecológica, puesto que constituyen una de las principales amenazas para la conservación de las especies autóctonas y de los ecosistemas en general. Entre los mecanismos que desarrollan algunas plantas exóticas, y que contribuyen a su éxito competitivo frente a las especies nativas coexistentes del mismo hábitat, se encuentra la producción de metabolitos alelopáticos que pueden inhibir la germinación, el crecimiento y la reproducción de otras especies nativas e incluso pueden llegar a eliminarlas (Callaway & Aschehoug 2000; Bais *et al*. 2003; Hierro & Callaway 2003; Inderjit *et al*. 2008). Especialmente en el sotobosque, puede modificarse la riqueza específica, la diversidad, el espectro de formas de crecimiento de la comunidad y la producción de los distintos estratos (Mack 2003; Moragues & Rita 2006; Gaertner *et al*. 2009; Vilà *et al*. 2011); como consecuencia, las especies exóticas pueden causar profundos cambios en la estructura y función de los ecosistemas nativos.

Los ecosistemas de ribera son particularmente sensibles a la invasión de especies vegetales exóticas por sus favorables condiciones ambientales para las plantas y para la dispersión de propágulos por el cauce (Chytrý *et al*. 2008). Estudios previos de este equipo de trabajo (Pérez Corona *et al*. 2011) sugieren que las sustancias alelopáticas liberadas por la hojarasca *Ulmus pumila*, *Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia* pueden inhibir la germinación y el crecimiento de *T. repens* y *D. glomerata* en ensayos de invernadero, aunque todavía se desconoce su efecto en el sotobosque herbáceo de los bosques de ribera. La descomposición de la hojarasca es considerada como la fuente más importante de aleloquímicos por las plantas (Reigosa *et al*. 1999) aunque su efecto puede ser diferente dependiendo del ecosistema. Por otra parte, las especies invasoras pueden actuar modificando algunos procesos o aspectos funcionales de las comunidades, como la habilidad competitiva de las especies, con las consecuencias que ello puede tener sobre su mantenimiento en el sistema (Feng Li *et al*. 2011).

El objetivo de este trabajo es estudiar las variaciones en el crecimiento de dos especies herbáceas del sotobosque por efecto de la competencia intraespecífica y por la influencia de la hojarasca de especies arbóreas de ribera invasoras. Se pretende determinar también si el efecto de la hojarasca altera también los mecanismos de competencia de esas especies del sotobosque herbáceo. Nuestra hipótesis es que las especies invasoras podrían utilizar la producción de aleloquímicos de una manera eficiente para impedir la germinación y disminuir el crecimiento de las dos herbáceas. Se espera también que la competencia intraespecífica (distintas densidades de individuos de la misma especie) afecte negativamente al crecimiento de ambas especies. Pero, tal vez el efecto del tipo de hojarasca (nativa o invasora) sea diferente a diferentes niveles de competencia, pudiendo así conocer hasta que punto las especies invasoras son capaces de alterar no sólo el crecimiento sino también la habilidad competitiva de las especies del sotobosque y, en último caso, sus posibilidades de mantenerse en el sistema. Por otro lado, quizás el supuesto efecto negativo de la hojarasca pueda verse disminuido o contrarrestado por la

capacidad competitiva de las herbáceas, optimizando el grado de desarrollo vegetativo por parte de las especies del sotobosque.

La zona de estudio se sitúa en el Soto de El Encín y en la finca La Canaleja, junto al río Henares, en el término municipal de Alcalá de Henares (Comunidad de Madrid, España). El clima es mediterráneo continental, mitigado por las condiciones propias de una zona ribereña. El suelo es un fluvisol sobre materiales cuaternarios indiferenciados (Mauri Ablanque *et al*. 2000). En ese lugar, se conservan todavía bosques de ribera maduros de *Populus alba*, acompañado de sauces (Salix spp.), *P. nigra* y *Ulmus minor* o bien que, correspondiendo a situaciones de degradación, todavía constituyen bosquetes abiertos que conservan cierta naturalidad. En las riberas del Henares se ha detectado también la presencia de especies exóticas como *Ulmus pumila*, *Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia* (Catalán *et al* 2012). En otoño de 2010 se recogió hojarasca recién caída (aproximadamente 1kg por especie) de tres especies arbóreas exóticas (*Ailanthus altissima, Ulmus pumila* y *Robinia pseudoacacia*) y de tres especies nativas (*Ulmus minor, Populus alba* y *Populus nigra*) existentes en un bosquete y se llevó al laboratorio donde se secó a temperatura ambiente durante dos semanas.

Se seleccionaron como especies herbáceas receptoras, *Trifolium repens* L. y *Dactilys glomerata* L., comunes en el sotobosque en la zona de estudio (Martínez & Elorrieta 2000) y utilizadas en estudios previos por este equipo de trabajo. En el invernadero se dispusieron 72 macetas de 6 cm de diámetro (113 cm^2) en las que se aplicaron los 18 tratamientos resultantes de la combinación factorial de 6 tipos de hojarasca (3 exóticas y 3 nativas) x 3 niveles de competencia (10, 20 y 30 semillas). Se realizaron 4 réplicas de cada tratamiento, más 12 réplicas de plantas control. En cada maceta se puso una mezcla de arena y perlita (2:1) a la que se añadió una cantidad de hojarasca de cada especie, calculada a partir de datos de González Muñoz & Castro Díez, (2012) y Nasir *et al*. (2005). Las semillas de *T. repens y D. glomerata* se dejaron crecer en invernadero a temperatura y humedad constante durante seis semanas. Se midió la tasa de germinación, longitudes de raíces, tallos y el número de hojas o foliolos. Posteriormente, se separaron las partes aéreas y subterráneas y se secaron en estufa a 60ºC hasta peso constante. Por último, se obtuvieron los pesos medios de las plantas en cada tratamiento. Se analizó el efecto de la especie arbórea y de la competencia mediante ANOVA de dos vías, y análisis post-hoc deTukey (Statistica 6.0).

Los resultados muestran que la competencia afecta negativamente ambas especies, ya que en ambas disminuye la tasa de germinación y el número de hojas por planta y provoca un aumento en el número de plantas que una vez germinadas mueren en pocas semanas.

En el caso de *D. glomerata*, la longitud y el peso de la raíz, así como la longitud de los tallos difieren también con la competencia (son mayores cuanto menor es la competencia) y también difieren por efecto de la hojarasca (mayores en plantas control o que crecen en presencia de *R. pseudoacacia* o *U. minor*). Pero la biomasa aérea depende del efecto conjunto de ambos factores: en las plantas control, o las que crecen con *U. minor* y *U. pumila* disminuye el peso de raíz con la competencia. En las plantas que crecen con el resto de tipos de hojarasca no se observan diferencias en el peso de raíces. Por otra parte, a bajos niveles de competencia el peso de la parte aérea es más alto, pero en las plantas control es significativamente mayor que el de las plantas que se encuentran bajo la influencia de cualquier tipo de hojarasca. Es decir, a bajas densidades, la presencia de cualquier tipo de hojarasca afecta negativamente al incremento de biomasa. Mientras que a altos niveles de competencia el peso de los tallos es menor y no difiere significativamente entre tratamientos de hojarasca. La influencia de la hojarasca no es tan determinante sobre la biomasa aérea cuando es mayor la competencia intraespecífica por los recursos.

En el caso de *T. repens*, la variación del crecimiento de tallos y raíces depende de la interacción entre tipos de hojarasca y competencia. En general la longitud de tallos y raíces disminuye con la competencia, excepto en el caso del tratamiento con hojarasca de *P. alba* donde a mayor competencia, los tallos y raíces son más largos. Las diferencias en el crecimiento producidas por la competencia dependen del tipo de hojarasca presente en el suelo. Así, a bajos niveles de competencia (10 semillas por maceta) las plantas control y las que crecen bajo hojarasca de *Ulmus minor* y *R. pseudoacacia* muestran mayor longitud y peso de tallos y raíces que las plantas que crecen bajo la influencia del resto de hojarascas, excepto en presencia de *P. alba*, que presentan el menor crecimiento de tallos y raíces. Por el contrario, a altos niveles de competencia (30 semillas) las que crecen con hojarasca de *P. alba*, presentan mayor tamaño y peso, mientras que las plantas control y las que crecen con hojarasca de *U. minor* son las que tienen menor crecimiento, no habiendo diferencias bajo el resto de hojarascas. A medida que aumenta la competencia en general disminuye el tamaño de las plantas de *T. repens* bajo cualquier tipo de hojarasca; sin embargo el crecimiento bajo hojarasca de *Populus alba* aumenta con la competencia.

Existen diferencias significativas en el crecimiento de ambas herbáceas que dependen más de sus propios mecanismos de competencia intraespecífica que del tipo de hojarasca de los árboles del bosque de ribera, y no ha podido demostrarse que las especies exóticas produzcan efectos diferentes que las especies nativas.

Referencias bibliográficas

Bais HP, Vepachedu R, Gilroy S, Callaway RM & Vivanco JM (2003) Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules and genes to species interactions. Science 301: 1377-1380.

Callaway RM & Aschehoug ET (2000) Invasive plants versus their new and old neighbours: a mechanism for exotic invasion. Science 290: 521-523.

Catalán P, Vázquez-de-Aldana BR, de las Heras P, Fernández-Seral A & Pérez-Corona ME (2012) Comparing the allelopathic effects of exotic and native plant species on understory plants: are exotic plants better armed? Plant Growth Regulation (in press).

Chytry M, Maskell LC, Pino, J, Pysek P, Vilá, M, Font X & Smart MS (2008) Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison between Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. Journal of Applied Ecology, 45: 448-458.

Dana ED, Sobrino E & Sanz-Elorza M (2004) Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. In: Bañares A *et al*. (eds) Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Taxones prioritarios. pp. 1010-1029. DGCONA, Madrid,.

Feng Li X, Wang J, Huang D, Xue Wang L, & Wang K (2011) Allelopathic potential of Artemisia frigida and successional changes of plant communities in the northern China steppe. Plant and Soil, 341:383-398.

Gaertner M, den Breeyen A, Hui C & Richardson DM (2009) Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. Progress in Physical Geography 33(3):319-338.

GEIB (2006) TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N2. 116 pp.

González-Muñoz M, Castro-Díez P & Parker IM (2012) Differences in nitrogen use strategies between native and exotic tree species: predicting impacts on invaded ecosystems. Plant and Soil (In press)

Hierro JL & Callaway RM (2003) Allelopathy and exotic plant invasion. Plant and Soil 256: 29-39

Inderjit, Seastedt TR, Callaway RM, Pollock JL & Kaur J (2008) Allelopathy and plant invasions: Traditional, congeneric, and bio-geographical approaches. Biological Invasions 10: 875-890

Mack R N (2003) Global plant dispersal, naturalization and invasion: pathways, modes and circumstances. In: Ruiz GM & Carlton JT (eds) Invasive species. Vectors and management strategies. Washington: Island press. pp. 3-30.

Martínez T & Elorrieta I (2000) El Soto de El Encín. Dirección General de Agricultura y Alimentación, Comunidad de Madrid. 115 pp.

Mauri Ablanque PV, Bienes Allas R & Fernández Quintanilla, C (2000) El Encín: clima, suelo y vegetación. IMIDRA, Dirección General del Medio Ambiente Comunidad de Madrid. 188 pp.

Moragues E & Rita J (2006) Exotic plant species in the Balearic Islands, Spain. In: Invasive plants in Mediterranean Type Regions of the World (Ed. by S Brunel). Council of Europe publishing. Strasbourg. pp. 349.

Nasir H, Iqbal Z, Hiratade S & Fujii Y (2005) Allelopathic potential of Robinia pseudo-acacia L. Journal of Chemical Ecology 31 (9): 2179-2192

Pérez-Corona ME, Crespo E, Rodrigo J, Santos JA, De las Heras P, Castro Díez P & Vázquez de Aldana BR (2011) Efecto alelopático de especies invasoras de ribera sobre la germinación de especies del sotobosque. En: López Carrasco C. *et al*. (eds.) Pastos y paisajes culturales: entre tradicion y nuevos paradigmas del siglo XXI. pp. 189-194. Toledo, España: SEEP.

Reigosa MJ, Sánchez-Moreiras A & Gónzález L (1999) Ecophysiological approach in allelopathy. Critical Reviews in Plant Sciences 18: 577-608.

Vilá M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarosik V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y & Pysek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. Ecology Letters 14: 702-708.

Efecto de las mezclas de hojarasca de especies arbóreas invasoras en las especies del sotobosque de ribera

Effect of litter mixtures of invader species on herbaceous understory in riverine areas

M. E. PÉREZ-CORONA[1,*], N. LÓPEZ[1], A. PLAZA[1], M. CUEVAS[1], B. R. VÁZQUEZ DE ALDANA[2] & P. DE LAS HERAS[1]

[1]Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid, C/José Antonio Novais 2, 28040 Madrid, España, Teléfono: (+34) 913945079, Fax: (+34) 913945087; E-mail epcorona@bio.ucm.es ■ [2]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca. – CSIC, 37008. Salamanca, España

Abstract
The objective of this study was to determine the effect of riverine invasive tree species in the presence and growth of herbaceous understory species. The experiment simulated scenarios in which seeds of grasses, legumes and forbs species were germinated and grown in the presence of leaf litter of tree species, both exotic and native. The effect of one species litter or various species litter mixtures that more closely represent ecosystem natural conditions were considered. The results indicate a negative effect of both native and exotic tree species litter in the growth of herbaceous species. These effects are different depending on the target species. The combination of litter modifies the responses of the target species to the presence of litter.

Palabras clave: crecimiento, especies exóticas, especies nativas, germinación
Keywords: exotic species, germination, growth, native species

Las invasiones biológicas son uno de los principales problemas que amenazan a la biodiversidad del planeta (Weber 2003). Las especies exóticas utilizan diferentes estrategias vitales para competir eficientemente en los nuevos hábitats. Entre ellas, resulta un mecanismo de interés la liberación de compuestos que actúan como aleloquímicos (Callaway *et al*. 2005) y son capaces de inhibir el crecimiento y la reproducción de otras especies nativas en el área de introducción (Hierro & Callaway 2003).

En las zonas de ambiente mediterráneo, los bosques de ribera son ecosistemas particularmente sensibles a la invasión de especies vegetales ya que en ellos las especies exóticas se ven favorecidas por unas condiciones ambientales más favorables que las existentes en los ecosistemas de su entorno, que sufren fuertes estreses térmicos e hídricos. Además pueden actuar de dispersadores efectivos de propágulos por el cauce (Chytrý *et al*. 2008). En las riberas del centro de España se han detectado especies arbóreas invasoras como el olmo de Siberia (*Ulmus pumila*) o el ailanto (*Ailanthus altissima*) (Dana *et al*. 2004). Otras especies ornamentales, como la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*), que se asilvestra en las riberas, ha sido incluida entre las 20 especies invasoras principales en España (GEIB 2006).

El objetivo del trabajo fue conocer el efecto de la hojarasca de especies arbóreas invasoras de las riberas de los ríos en la presencia y crecimiento de especies herbáceas del sotobosque. Para ello se planteó un experimento en el que se simulaban escenarios en los que semillas de las herbáceas eran germinadas y cultivadas en presencia de hojarasca de las especies arbóreas, tanto exóticas como nativas, solas o en diferentes mezclas que representan más fielmente las condiciones naturales que las especies solas.

Se seleccionaron cuatro especies arbóreas, tres de ellas exóticas (*Ailanthus altissima* (AA), *Robinia pseudoacacia* (RP), *Ulmus pumila* (UP)) y una nativa (*Populus alba* (PA)), y tres especies de herbáceas del sotobosque (*Dactylis glomerata*, *Trifolium repens*, *Chenopodium album*). Las especies herbáceas indicadas han sido objeto de estudio en estudios previos de este equipo de trabajo (Catalán *et al*. 2012; Pérez-Corona *et al*. 2011) ya que representan diferentes grupos funcionales y se prestan a los ensayos por su facilidad para germinar y crecer en condiciones controladas. Todas las especies citadas son comunes y se encuentran presentes en bosquetes abiertos relativamente bien conservados de *Populus* spp. y *Ulmus minor* acompañados de sauces (*Salix* spp.), *Phragmites australis* y *Typha* spp) en la ribera del río Henares a su paso por Alcalá de Henares (Comunidad de Madrid) (Martínez & Elorrieta 2000).

Se prepararon macetas con una mezcla de perlita y arena (3/1) y una cantidad de hojarasca de cada especie arbórea (AA, RP, UP, PA) y de sus mezclas de dos en dos (AA-RP; AA-UP; AA-PA; RP-UP; RP-PA; UP-PA) que simulaban los valores reales de entradas de hojarasca al suelo de la zona de estudio. Se semillaron las especies herbáceas individualmente controlando la germinación diariamente. Después de 2 semanas se realizaron entresacas que redujeron la cantidad de plantas por maceta a 5. Se realizaron cuatro réplicas por tratamiento. Se realizó un tratamiento control sin hojarasca. El experimento se realizó en el invernadero del Real Jardín Botánico Alfonso XIII de la Universidad Complutense de Madrid (UCM) a temperatura, humedad y luz controladas, y se

mantuvo durante 6 semanas. Al final del experimento se analizaron el número de germinaciones y los siguientes parámetros de crecimiento: Peso raíz, Peso parte aérea, Peso total, Área foliar, Perímetro, Numero de hojas, LAR (razón de área foliar), SLA (área foliar específica), IL (índice de lobulación), LWR (proporción del peso de las hojas), SWR (proporción del peso del tallo) y RWR (proporción del peso de la raíz) , de cada especie en cada tratamiento. Se realizaron análisis de la varianza y análisis de Tukey para determinar las diferencias estadísticas entre los tratamientos para cada especie receptora (*Trifolium repens, Dactylis glomerata y Chenopodium album*).

Entre los resultados obtenidos destaca que la especie receptora más afectada por la presencia de la hojarasca de las especies invasoras o nativas tanto solas como mezcladas es *Trifolium repens* y la menos afectada es *Chenopodium album*.

Los resultados mostraron que cuando se compara el crecimiento de *C. album* en los controles y en las diferentes mezclas, aquellas en las que está presente la hojarasca de olmo tiene valores más altos de peso aéreo y subterráneo y no distintos del control que en las que está presente el *P. alba* (especie nativa), a excepción de la mezcla PU en la que la presencia del olmo contrarresta los efectos del chopo. Llamativamente la en las diferentes mezclas aumenta el índice de lobulación con respecto al control.

En cuanto a la especie *Dactylis glomerata* de modo similar al anterior, la hojarasca de *P. alba* es la que reduce más notablemente el peso de las plantas con respecto al control y la *Robinia* la que menos efectos negativos tiene sobre el peso. Cuando se utilizan tratamientos con mezclas de hojarasca los efectos negativos del chopo se ven mitigados. En todo caso las plantas sometidas a hojarascas sin combinar poseen más peso que las hojarascas combinadas, sean cuales sean dichas mezclas. Las mezclas de hojarascas provocan sinergias que afectan aumentando la relación perímetro/área, es decir, que tenderán a ser más largas y menos anchas, manteniendo un área constante. Los valores de IL de las hojarascas por separado poseen valores menores.

En el caso del trébol las plantas sometidas a los tratamientos con mezclas de hojarasca presentan menos peso que las plantas que se han desarrollado bajo un solo tipo de hojarasca. La hojarasca en todos los casos, es decir, tanto en las combinaciones como en las simples, va a producir una disminución del peso aéreo en contraposición con un aumento del peso de la raíz.

Los resultados indican que el desarrollo de estas tres herbáceas está muy condicionado tanto por la presencia de los árboles exóticos introducidos como por la especie autóctona arbórea considerada. Es posible que distintos compuestos alelopáticos procedentes de distintas especies (autóctonas y/o alóctonas) reduzcan este crecimiento. El efecto de la hojarasca está condicionado por la presencia de hojarasca de otras especies, aunque este efecto también depende de la especie receptora. Es de destacar el efecto negativo de la especie autóctona, el chopo, sobre todo para *Dactylis glomerata*. Las especies exóticas que parecen tener más efectos negativos sobre el crecimiento son el olmo de Siberia y el ailanto. Se encontraron respuestas específicas en las especies receptoras e influencia en las mismas tanto de los árboles nativos como exóticos.

Referencias bibliográficas

Callaway RM, Ridenour WM, Laboski T, Weir T & Vivanco JM (2005) Natural selection for resistance to the allelopathic effects of invasive plants. Journal of Ecology 93: 576-583.

Catalán P, Vázquez-de-Aldana BR, de las Heras P, Fernández-Seral A & Pérez-Corona ME (2012) Comparing the allelopathic effects of exotic and native plant species on understory plants: are exotic plants better armed? Plant Growth Regulation (in press).

Chytrý M, Maskell LC, Pino J, Pyšek, P Vilà M, Font X & Smart MS (2008) Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison between Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. Journal of Applied Ecology 45: 448-458.

Dana ED, Sobrino E & Sanz-Elorza M (2004) Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. In: Bañares A. & al. (eds) Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Taxones prioritarios. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. pp. 1010-1029.

GEIB (2006) TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N2. 116 pp

Hierro JL & Callaway RM (2003) Allelopathy and exotic plant invasion. Plant and Soil 256: 29-39.

Martínez T & Elorrieta I (2000) El Soto de El Encín. Dirección General de Agricultura y Alimentación, Comunidad de Madrid. 45pp

Pérez -Corona ME, Crespo E, Rodrigo J, Santos JA, De las Heras P, Castro Díez P & Vázquez de Aldana BR (2011) Efecto alelopático de especies invasoras de ribera sobre la germinación de especies del sotobosque. En: López Carrasco C *et al.* (eds.) Pastos y paisajes culturales: entre tradicion y nuevos paradigmas del siglo XXI. Toledo, España: SEEP. pp. 189-194.

Weber E (2003) Invasive Plant Species of the World. A Reference Guide to Environmental Weeds. CABI Publishing. Wallingford. 548 pp.

El mejillón cebra (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771) en La Rioja: situación actual y evolución potencial

The zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771) in La Rioja: present situation and potential evolution

B. GALLARDO

Aquatic Ecology Group, Department of Zoology, University of Cambridge, Downing St. CB2 3EJ Cambridge, UK, Teléfono: (+44) 01223336617, Fax: (+44) 01223336676, Email: galla82@hotmail.com / bg306@cam.ac.uk

Abstract
This study aims to evaluate the present distribution of the invasive zebra mussel (*D. polymorpha*) in La Rioja and to use species distribution models based on climatic conditions to evaluate its potential expansion in the short-term and under four scenarios: 2020A, 2020B, 2050A and 2050B. Models showed a higher risk of invasion along the Ebro corridor, particularly around Haro at the northwest, and between Calahorra and Alfaro at the south-east. In contrast, future scenarios show a decrease in the climate suitability of the Ebro corridor and an increase at higher altitudes, which might be related to the general increase in temperatures.

Palabras clave: Biomod, escenarios climáticos, hipótesis de liberación del enemigo, modelos de distribución de especies, río Ebro
Keywords: Biomod, climatic scenarios, Ebro River, enemy release hypothesis, species distribution models

La falta de estudios explícitos que tengan en cuenta la interacción entre dos grandes motores de cambio medioambiental: el calentamiento global y las invasiones biológicas, dificulta el desarrollo de una base científica sólida sobre la que trazar planes de gestión y conservación de especies que sean eficaces y sostenibles a largo plazo (Bradley 2010). El mejillón cebra es un bivalvo propio de aguas dulces y salobres procedente de los mares Negro y Caspio y presente en unos 25 países en Europa, tendiendo a extenderse hacia el sur de Europa. El mejillón cebra es considerado como una de las especies de mayor impacto ecológico y económico en todo el mundo, e indudablemente la de mayor impacto en ecosistemas acuáticos (Karatayev *et al.*2003). El mejillón cebra apareció en España relativamente tarde, gracias a la barrera geográfica que impone los Pirineos (Rajagopal *et al.* 2009). En 2001 fue localizado en el Bajo Ebro (desde Xerta hasta el embalse de Ribarroja) y desde entonces ha invadido rápidamente gran parte de la cuenca fluvial (Ruiz-Altaba 2001). También ha sido detectado en otras cuencas fluviales como la del Júcar en 2005, si bien de forma localizada. Ante un escenario de cambio climático, los estudios experimentales realizados hasta el momento sugieren un aumento en la abundancia del mejillón cebra y prolongamiento de los periodos de reproducción en primavera y otoño (Griebeler & Seitz 2007), además de un mayor crecimiento en otoño (Thorp *et al.* 1998); lo que podría suponer un mayor riesgo de expansión de la especie en la cuenca del Ebro. Comprender los cambios en la idoneidad climática de la cuenca del Ebro para el establecimiento del mejillón cebra puede ser por tanto un apoyo fundamental para el efectivo control y erradicación de esta especie.

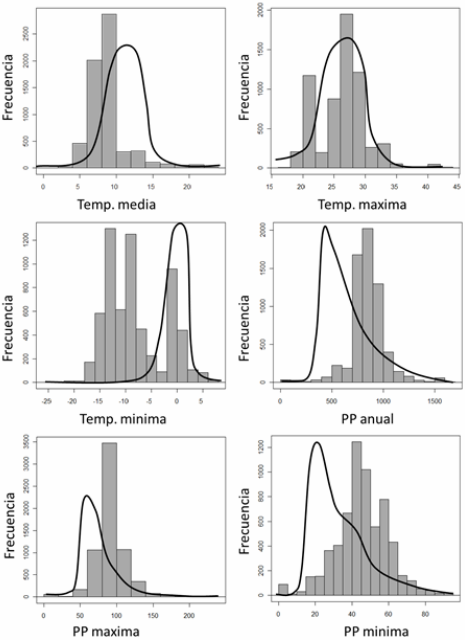


Figura 1. Relación entre las condiciones climáticas donde habita el mejillón cebra en todo el mundo (barras grises) y las condiciones climáticas de la cuenca del Ebro (línea continua negra).

El presente estudio tiene como objeto presentar una revisión del estado del mejillón cebra en la cuenca del Ebro y desarrollar modelos predictivos para ver su evolución potencial en el futuro, con especial atención a la Comunidad Autónoma de La Rioja. Para ello, se utilizará el nicho ecológico de la especie, entendido en este caso como el conjunto de condiciones climáticas en las que la especie es capaz de sobrevivir. Una vez definido dicho nicho ecológico, se utilizarán modelos de distribución de especies para calcular la idoneidad climática de la cuenca del Ebro en la actualidad, y en diversos escenarios futuros (2020 y 2050, suponiendo un mayor –A- o menor –B- incremento de emisiones futuras). Los datos de presencia de la especie en Europa y Estados Unidos se obtuvieron en los portales de la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (www.gbif.org) y el Servicio Geológico de los Estados Unidos (www.usgs.com) respectivamente (N=6314). La información relativa a 6 variables bioclimáticas se obtuvo del portal de datos climáticos del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (www.worldclim.org) y del Centro Internacional de Agricultura Tropical (www.ctia.org). Para realizar los modelos de distribución de especies se utilizó la extensión Biomod (Thuiller *et al.* 2009) del programa estadístico R.

El rango de condiciones climáticas en las que habita el mejillón cebra y las condiciones de la cuenca del Ebro son notablemente diferentes (Fig. 1). Por ejemplo, la temperatura media anual de los lugares donde está presente esta especie es de unos 9-10˚C, mientras que la de la cuenca del Ebro ronda los 13-14˚C. La cuenca del Ebro se encuentra, por tanto, en los límites del rango de distribución global de la especie.

El mejillón cebra se encuentra en la actualidad en dos localizaciones en La Rioja. Sin embargo, los modelos bioclimáticos realizados sugieren que el corredor del Ebro en la Comunidad cuenta con unas condiciones tanto climáticas como antrópicas adecuadas para el establecimiento de esta especie (Fig. 2). Sin embargo los escenarios de futuro analizados sugieren un panorama bien distinto. La idoneidad climática de La Rioja para el mejillón cebra disminuye notablemente, sobre todo en los escenarios de tipo A, mientras que en los de tipo B se aprecia todavía un riesgo de invasión moderado en las cuencas altas (Fig. 2). Los escenarios de futuro predicen un aumento generalizado de las temperaturas media, máxima y mínima, siendo de destacar el aumento de las temperaturas máximas, de hasta 3˚C en 2020 y 5˚C de aquí a 2050. Por el contrario la precipitación anual disminuye notablemente, hasta 50mm anuales, y podría alcanzar un mínimo de 12mm mensuales. Sin embargo la precipitación máxima mensual aumenta, por lo que es de esperar una mayor incidencia de periodos extremos tanto de fuertes lluvias como sequias. Dichos cambios son siempre más acusados en los escenarios de tipo A que en los de tipo B. El rango de temperaturas medias de la cuenca del Ebro es superior al rango de aquellos lugares en los que el mejillón está presente en el resto del mundo (Fig. 2). Asimismo, los niveles de precipitación media, mínima y máxima en la cuenca del Ebro son inferiores a los rangos de distribución globales del mejillón cebra (Fig. 2). Esto quiere decir que el mejillón cebra se encuentra en la cuenca del Ebro en el límite de su distribución potencial, bajo condiciones climáticas que no son las idóneas. Pequeños cambios de temperatura y precipitación podrían tener por tanto un efecto significativo en la supervivencia de la especie. De hecho, en otros de nuestros estudios hemos encontrado también una migración de la especie hacia el norte de Europa como consecuencia del cambio climático, aumentando su distribución potencial en países como Noruega, Suecia o Dinamarca, y disminuyendo en España, Grecia o Italia (Gallardo 2010; Gallardo *et al.* 2012 en revisión). No obstante, serían necesarios más estudios de tolerancia en laboratorio para soportar esta afirmación. Además del efecto puramente fisiológico que un aumento de la temperatura puede tener en la especie, es de esperar que sean cambios en la disponibilidad de hábitat y alimento los que más perjudiquen al establecimiento del mejillón cebra en La Rioja.

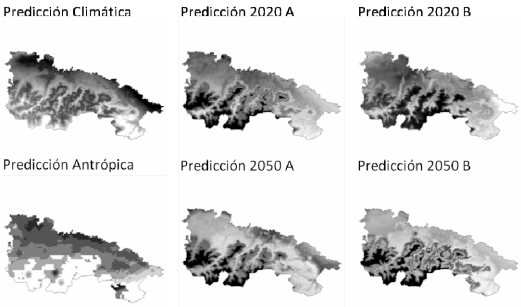


Figura 2. Predicción de los modelos antrópico y climático en la Comunidad Autónoma de La Rioja en condiciones actuales. Predicciones del modelo climático en cuatro escenarios de futuro. Tonos de gris más oscuro indican una mayor idoneidad antrópica o climática para el establecimiento del mejillón cebra.

Referencias bibliográficas

Bradley BA (2010) Assessing ecosystem threats from global and regional change: hierarchical modeling of risk to sagebrush ecosystems from climate change, land use and invasive species in Nevada, USA. Ecography 33: 198-208. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05684.x

Gallardo B (2010) Using GARP to investigate the present and future distribution of zebra mussel in Europe. In: 17th International Conference on aquatic invasive species, p. 177, San Diego (EEUU).

Griebeler EM & Seitz A (2007) Effects of increasing temperatures on population dynamics of the zebra mussel, Dreissena polymorpha: implications from an individual-based model. Oecologia 151: 530-543

Karatayev AY, Burlakova LE & Padilla DK (2003) Patterns of spread of the zebra mussel, Dreissena polymorpha (Pallas): The continuing invasion of Belarussian Lakes. Biological Invasions 5: 213-221

Rajagopal S, Pollux BJA, Peters JL, Cremers G, Moon-van der Staay SY, van Alen T, Eygensteyn J, van Hoek A, Palau A, de Vaate AB & van der Velde G (2009) Origin of Spanish invasion by the zebra mussel, Dreissena polymorpha (Pallas, 1771) revealed by amplified fragment length polymorphism (AFLP) fingerprinting. Biological Invasions 11: 2147-2159

Ruiz-Altaba C, Jiménez CJ & López MA (2001) El temido mejillón cebra empieza a invadir los ríos españoles desde el curso bajo del río Ebro. Quercus 188: 150-151

Thorp JH, Alexander JE, Bukaveckas BL, Cobbs GA & Bresko KL (1998) Responses of Ohio River and Lake Erie dreissenid molluscs to changes in temperature and turbidity. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 220-229

Thuiller W, Lafourcade B, Engler R & Araujo MB (2009) BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography 32: 369-373

La avispa asiática *Vespa velutina* Lepeletier en el País Vasco: historia reciente de una invasión

The invasive Asian hornet *Vespa velutina* Lepeletier in the Basque Country (Northern Spain): the history of a recent invasion

A. GOLDARAZENA* & S. LÓPEZ

Neiker, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Departamento de Ecología y Medio Ambiente, Apdo 46. E-01080, España. E-mail: agoldarazena@neiker.net

Abstract
The Asian hornet *Vespa velutina* sub. *nigrithorax* du Buysson, 1805 (Hymenoptera: Vespidae), a specialized predator of honeybee foragers, is first reported for the Iberian Peninsula. Since its first report in Europe, where it was firstly detected in Nérac (Lot-et-Garonne, France) in 2005, the insect spread rapidly throughout the southwest of France and reached the Navarre (northern Spain) and Guipuzcoa province (the Basque Country, northern Spain) in 2010. Since then, 67 nests have been retired along Guipuzcoa province to date. Additional data about its biology and life cycle are provided, according to *V. velutina nigrithorax* populations in France.

Palabras clave: biología, distribución, especie invasora, País Vasco, *Vespa velutina*
Keywords: Basque Country, biology, distribution, first report, invasive species, *Vespa velutina*

La avispa asiática *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Vespidae) es un depredador especializado en abejas de la miel ampliamente distribuido en Asia: China (Provincias del Sur y Central, Hong Kong), India (noroeste), Indonesia (Java, Sumatra, Sur de Sulawesi e Islas Sunda menores), Malasia (Península) y Taiwan (Archer 1989). Su aparición en el continente europeo tuvo lugar en el año 2005, tras observar un ejemplar en la localidad de Nérac (Lot-et-Garonne, Francia). Concretamente se trataba de un ejemplar de la subespecie *V. velutina nigrithorax* Desde entonces, su expansión se produjo progresivamente a lo largo de todo el sudoeste de Francia y hoy en día su presencia está bien asentada en toda la región (Villemant *et al*. 2008). La primera cita del insecto en la Península Ibérica se produjo en agosto de 2010 en la localidad de Amaiur (Navarra), a partir de una hembra obrera encontrada. Paralelamente se detectó su presencia en varias localidades de la provincia de Guipuzcoa (País Vasco, España) (Fig. 1), retirándose desde ese momento hasta un total de 69 nidos (López *et al*. 2011).

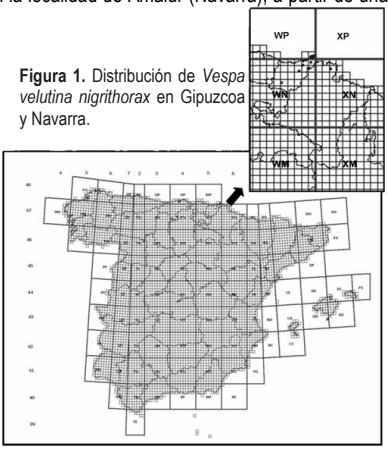


Figura 1. Distribución de *Vespa velutina nigrithorax* en Gipuzcoa y Navarra.

Recientemente ha sido encontrada en Oñati, localidad cercana a la provincia de Vizcaya, lo que indica claramente que el insecto está aumentando su distribución en el País Vasco y refuerza la hipótesis de que la especie expandirá su distribución en un futuro cercano. Esta especie es frecuentemente confundida con la avispa europea *V. crabro germana* Christ, 1791, muy habitual en la Península Ibérica. Sin embargo, a diferencia de ésta, la cabeza de *V. velutina nigrithorax* es negra y su frente es naranja. Adicionalmente, presenta un tórax completamente negro y los terguitos II y III del abdomen tienen una banda amarilla fina y el IV tiene una banda ancha de color naranja. La biología del insecto en Europa no es muy conocida. En Francia el ciclo biológico parece comenzar en febrero-marzo, cuando las futuras reinas finalizan la invernación e inician la construcción de un nido embrionario. Las primeras obreras emergen en mayo y los individuos maduros en otoño, y tras el apareamiento, la colonia muere a finales de año. Por otro lado, los nidos se han observado tanto en lo alto de árboles como en edificios, lo que denota una adaptación a entornos urbanos. En cuanto a su alimentación, *V. velutina* es un depredador generalista. Su dieta consiste principalmente en otros himenópteros y dípteros, pero también incluye otros órdenes de insectos (hemípteros y ortópteros), arañas, frutas e incluso carne de vertebrados. Por último, en lo que se refiere a los problemas que conlleva para la salud pública, hasta la fecha no se han registrado casos importantes de ataques en Francia, a pesar de que en su zona de origen es considerada como una de las especies de avispas más agresivas (Barthelemy 2008).

Referencias bibliográficas

Archer ME (1989) A key to the world species of the vespinae (Hymenoptera) Part 1 Keys, checklist and distribution. Research Monograph of the University College of Ripon & York St John 2: 1–41.

Barthelemy C (2008) A Provisional Identification Guide to the Social Vespids of Hong Kong, (Hymenoptera: Vespidae)[en línea]. 132 pp. [ref. de 23 mayo 2011]. Accesible a través de la World Wide Web: <http://insectahk.com>

Castro L & Pagola Carte S (2010) *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Vespidae) recolectada en la Península Ibérica. Heteropterus Revista de Entomología 10: 193-196

López S, Gonzalez M & Goldarazena A (2011) *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Vespidae): first records in Iberian Peninsula. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 41: 439-441

Villemant C, Perrard A, Rome Q, Gargominy O, Haxaire J, Darrouzet E & Rortais A (2008) A new enemy of honeybees in Europe: the invasive Asian hornet *Vespa velutina*. Abstracts from XX International Congress of Zoology, pp 93– Paris, 26– 29 August 2008. The official journal of the International Society of Zoological Sciences.

Distribución y grado de invasión de la hormiga argentina (*Linepithema humile* Mayr) en el Parque Natural de s'Albufera des Grau (Menorca)

Distribution and degree of invasion of the Argentine ant (*Linepithema humile* Mayr) in the Natural Reserve of s'Albufera des Grau (Minorca)

S. ABRIL* & C. GÓMEZ

Área de Biología Animal de la Universidad de Girona (Grupo de Investigación Pecat), Campus Montilivi s/n, 17007 Girona, España, Teléfono: (+34) 972418268, Fax: (+34) 972418150. E-mail: silvia.abril@udg.edu

Abstract
The Argentine ant is a widespread invader. In 2004, it was documented its invasion in the Natural Reserve of s'Albufera des Grau in Minorca. The present study attempts to determine the current distribution and degree of invasion of the Argentine ant into the Reserve. Results indicate that this species has difficulties to invade natural ecosystems, probably limited by low soil moisture levels. Despite this, we find four different focus of the invasion across the Reserve. The invasion in such protected areas may cause severe damage to populations of nesting insectivorous birds or other protected insectivorous vertebrates present in the reserve.

Palabras clave: hormiga argentina, invasión zonas naturales, Linepithema humile, Menorca, Parque Natural de s'Albufera des Grau
Keywords: Argentine ant, invasion in natural areas, Linepithema humile, Minorca, Natural Reserve of s'Albufera des Grau

El Parque Natural de s'Albufera des Grau se encuentra situado en la parte nororiental de la isla de Menorca. En 1995 fue declarado parque natural y en 2003 se añadió la reserva marina y se amplió la superficie terrestre, abarcando una totalidad actual de 5.067 hectáreas. Su importancia natural se halla vinculada especialmente a las zonas de gran interés botánico que alberga y también a su importancia como refugio de una gran diversidad de aves.

En 2004 se detectó la presencia de hormiga argentina (*Linepithema humile* Mayr) en el Parque, sobretodo alrededor del centro de interpretación de la reserva y en una zona de pinares y dunas (Gómez & Espadaler 2005). Desde entonces hasta ahora no hay constancia de ningún tipo de estudio relacionado con la afectación de la invasión en el Parque, a pesar de los múltiples efectos negativos que puede estar ocasionando en la biodiversidad de sus ecosistemas. Cualquier acción que se quiera llevar a cabo en ese sentido dependerá de la ubicación y grado de invasión de la hormiga en el Parque. Ese es el primer paso que debe realizarse para poder gestionar adecuadamente la invasión, y es el principal objetivo del presente estudio. Así pues, los objetivos de este trabajo son, en primer lugar, determinar la distribución de la hormiga argentina en el Parque de s'Albufera des Grau, y en segundo, determinar el grado de invasión de las áreas afectadas. Esta información puede ser de utilidad a la hora de diseñar nuevos estudios que permitan controlar o prevenir la invasión o determinar el grado de afectación de la plaga en la biodiversidad de la zona.

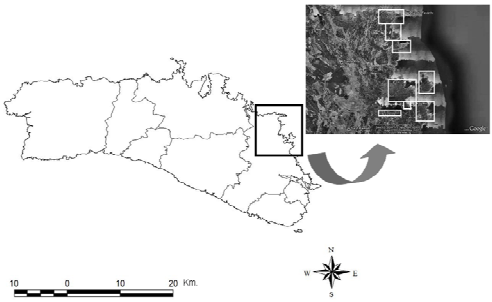


Figura 1. Localización del área de estudio y de las parcelas muestreadas a lo largo del Parque Natural de s'Albufera des Grau.

Se muestrearon un total de 8 zonas distintas a lo largo del Parque (Figura 1). Las zonas fueron seleccionadas teniendo en cuenta las categorías de zonificación descritas en el PRUG (Plan Rector de Uso y Gestión) del Parque Natural de s'Albufera des Grau y de las reservas naturales de las Illes des Porros, s'Estany, la Bassa de Morella, es Prat y la Illa de Colom. De ese modo, las zonas escogidas estaban dentro de las tres principales áreas de protección definidas por el PORN (Plan de ordenación de los recursos naturales) del Parque Natural de s'Albufera des Grau: área de protección estricta, área de conservación predominante y área de conservación.

Se parceló cada zona mediante cuadrículas de 1 ha aproximadamente, sumando un total para todas las zonas de 100 parcelas. Entre Julio y Agosto de 2011 se visitó cada una de las parcelas a fin de determinar la presencia o ausencia de hormiga argentina. El muestreo consistió en muestreos observacionales de 15 minutos de duración a lo largo de la parcela.

El grado de invasión en las parcelas en las que se detectó presencia de la especie invasora se evaluó mediante dos transectos al azar de 30 metros de longitud dentro de la parcela invadida, distribuyéndose cebos alimenticios para atraer a obreras forrajeadoras cada dos metros. Esto implicaba un total de 30 estaciones de monitoreo a lo largo de un total de 60 metros en cada parcela invadida. Dichos cebos consistían en una mezcla a partes iguales de mermelada y aceite de girasol. Se visitaron los transectos una hora después de ser montados, anotándose el número de forrajeadoras en cada cebo. Cuando el número superaba el centenar de obreras, simplemente se anotaba que la abundancia superaba las 100 obreras debido a la imposibilidad de contar el número exacto de individuos. Los datos se categorizaron aplicando un valor de 1 a 6 (1 menor grado de invasión; 6 mayor grado de invasión) dependiendo del número de obreras hallado en cada cebo (Figura 2). Una vez categorizados los datos para cada cebo del transecto, se realizaba la media obtenida para los dos transectos, valor que constituía la estima del grado de invasión de cada parcela invadida.

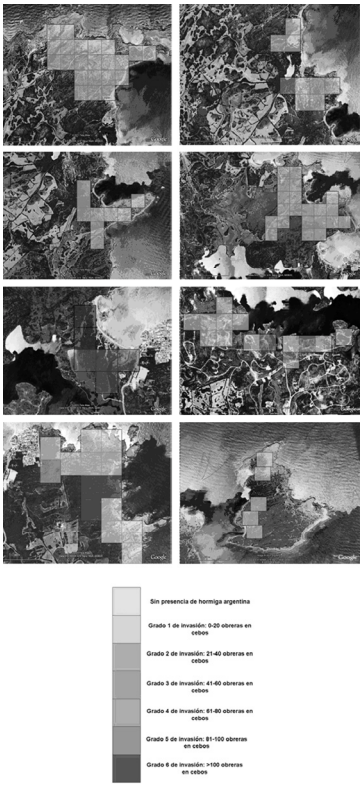


Figura 2. Grado de invasión de la hormiga argentina en las 8 zonas muestreadas del Parque Natural de s'Albufera des Grau. Las parcelas en verde corresponden a zonas inaccesibles.

Los resultados presentados en este estudio indican que, si bien la hormiga argentina se presenta en gran abundancia en determinadas zonas del Parque, en realidad su presencia en él es inesperadamente escasa. Así, de 97 parcelas visitadas, tan sólo se detectó presencia de hormiga argentina en 15 de ellas (Figura 2), lo que sugiere que la hormiga argentina tiene gran dificultad a la hora de invadir zonas naturales vírgenes o poco alteradas. Un patrón similar de invasión se ha observado en otras zonas invadidas por esta especie. Concretamente, en el Parque Nacional de Doñana, donde la invasión se ve claramente asociada a las casas y fincas de la reserva y su expansión en zonas naturales se ve limitada fundamentalmente por el carácter xerofítico de la zona (Carpintero 2001). De igual modo, también se ha detectado su incapacidad para sobrevivir fuera de hábitats modificados por el ser humano en Arizona, probablemente debido a su intolerancia por las zonas áridas (Suarez *et al*. 2001). Ello sugiere, por tanto, que el caso concreto de la invasión en Menorca sigue los mismos patrones que estas dos zonas invadidas y que su limitación para penetrar en zonas naturales es fundamentalmente la baja disponibilidad hídrica del suelo. La falta de cobertura arbórea en esta zona no permite que el suelo mantenga unas condiciones de humedad aceptables para la supervivencia de las colonias, lo que dificultaría su invasión limitándola a zonas con elevada humedad como son las próximas a la laguna de s'Albufera o a la Bassa de Morella.

Así pues, los factores clave que propiciarían la presencia y expansión de la plaga en el Parque serían cuatro: 1) grado de cobertura arbórea, 2) proximidad a desarrollos urbanísticos 3) grado de frecuentación antrópica y 4) proximidad a zonas húmedas. El grado de invasión, por tanto, dependerá básicamente de la combinación de estos cuatro. De ese modo, el grado de invasión máximo hallado en este estudio (el del pinar situado tras la playa des Grau), presentaría los cuatro factores, lo que explicaría la elevada afectación de la invasión en esta zona.

La afectación de la invasión en las zonas invadidas del Parque de S'Albufera des Grau puede llegar a ser muy grave por diversos motivos. En primer lugar, las zonas más vulnerables de ser invadidas son las que presentan unas características de humedad del suelo favorables para la instalación y expansión de la plaga. Estas zonas son precisamente las más importantes a nivel natural. La laguna de s'Albufera, y la Bassa de Morella son dos de estas

zonas, catalogadas como áreas de protección estricta o predominante según el PORN porque actúan como reservorio natural de aves nidificantes. En este estudio se han hallado parcialmente invadidas por la hormiga argentina. El efecto de la invasión en estas zonas protegidas de Menorca podría estar causando un impacto negativo en aves nidificantes protegidas, sobretodo en aquellas que en época reproductora hagan una aportación de insectos a los polluelos (Roca 2004).

Por otra parte, su efecto en la comunidad de artrópodos podría también repercutir negativamente en otros vertebrados endémicos protegidos de las islas con alimentación básicamente insectívora, como la lagartija balear (*Podarcis lifordi balearica*; *Podarcis lifordi addaiae* y *Podarcis lifordi carbonerae*) o la lagartija italiana (*Podarcis sicula*). Estos efectos se han descrito para el caso de la hormiga argentina y las poblaciones de lagarto cornudo de California (Suarez *et al*. 2000; Suarez & Case 2002).

En general, el carácter insular y la fragilidad de sus ecosistemas hacen que las consecuencias de la presencia y expansión de la hormiga argentina podrían ser peores que las descritas para zonas continentales invadidas. Por todo ello, se hace imprescindible la realización de estudios que evalúen el impacto real de la invasión sobre el ecosistema. Los resultados del presente estudio aportan información de base para la realización de dichos trabajos gracias a la detección de diversos frentes de invasión y ubicación de las zonas invadidas.

Agradecimientos

Queremos agradecer a la Secció de Protecció d'Espècies y a els Espais de Natura Balear de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears su predisposición y autorización para llevar a cabo este estudio en el Parque de s'Albufera des Grau de Menorca (referencia: CAP 02/2011). También queremos agradecer a K. Gómez su mediación ante los miembros responsables de la Conselleria de Medi Ambient de les Illes Balears. Y a A. Rodríguez por su inestimable colaboración en la planificación y ayuda de los muestreos, sobretodo para los de la Illa de Colom. Este estudio ha sido financiado por el MICINN y UE-FEDER (referencia CGL2010-16451).

Referencias bibliográficas

Carpintero S (2001) Repercusión de la hormiga argentina (Linepithema humile) en el Parque Nacional de Doñana. Tesis doctoral, Universidad de Córdoba, 186 pp.

Gómez K. & Espadaler X (2005) La Hormiga Argentina (Linepithema humile) en las Islas Baleares. Listado preliminar de las hormigas de las Islas Baleares. Documentos Técnicos de Conservación, II época, 13. Conselleria de Medi Ambient. 68 pp.

Roca J (2004) Efectes de la formiga argentina (Linepithema humile) en la reproducció i condició física de la mallerenga blava (*Parus caeruleus*). Treball de recerca del DEA, Universitat de Girona, 23pp.

Suarez AV, Richmond JQ & Case TJ (2000) Prey selection in horned lizards following the invasion of the Argentine ants in southern California. Ecological Applications, 10: 711-725.

Suarez AV, Holway DA & Case TJ (2001) Patterns of spread in biological invasions dominated by long-distance jump dispersal: insights from Argentine ants. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 98: 1095-1100.

Suarez AV & Case TJ (2002) Bottom-up effects on persistence of a specialist predator: ant invasions and horned lizards. Ecological Applications 12:291-298.

Distribución de *Trichocorixa verticalis verticalis* (Fieber, 1851) (Heteroptera: Corixidae) a nivel mundial y su expansión en la Península Ibérica

Worldwide distribution of *Trichocorixa verticalis verticalis* (Fieber, 1851) (Heteroptera: Corixidae) and its expansion in the Iberian Peninsula

J.A. CARBONELL[1, *], S. GUARESCHI[1], C. COCCIA[2], D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ[1], J. VELASCO[1], L. BOYERO[2], A.J. GREEN[2] & A. MILLÁN[1]

[1]Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo, 30100 Murcia, España, Teléfono: (+34) 868884977, Fax: (+34) 868883963, E-mail: joseantonio.carbonell@um.es ■ [2]Estación Biológica de Doñana-CSIC, Avda. Américo Vespucio s/n, 41092 Sevilla, España

Abstract

Trichocorixa verticalis verticalis (Fieber, 1851) is a corixid originally distributed in North America and the Caribbean. However, it has been cited as an exotic species worldwide. The aim of this study is to update its worldwide distribution data, especially in the Iberian Peninsula. We compiled information from the literature, the GBIF database and field. The dataset gathered contains 156 records. New records for the Iberian peninsula seem to indicate that the species has not experienced great expansion since it was discovered. Monitoring the presence of the species in its invaded areas is important to know its potential as an invader.

Palabras clave: Especie exótica, distribución actual, expansión
Key words: Exotic species, present distribution, expansion

Trichocorixa verticalis verticalis (Fieber, 1851) es un pequeño corícido (Order: Heteroptera) originario de Norteamérica y las islas del mar Caribe. En los últimos años esta especie ha sido citada como invasora en diferentes países de África, Europa, Asia y Oceanía. Estudios recientes parecen confirmar el establecimiento de la especie en Europa y su continua expansión (Sala & Boix 2005; Rodríguez-Pérez *et al*. 2009), aunque al parecer restringida a áreas costeras de la Península Ibérica. Aunque habitualmente habita cuerpos de agua de naturaleza salina, se trata de una especie eurihalina capaz de colonizar un amplio rango de salinidades (Sailer 1948), característica que podría estar detrás de su alta capacidad de adaptación y colonización de nuevas zonas fuera de su área de distribución nativa. El objetivo de este trabajo es actualizar el conocimiento sobre la distribución de *T. v. verticalis*, tanto en su área de distribución nativa como en la invadida, con especial énfasis en el origen y evolución de su presencia en la Península Ibérica.

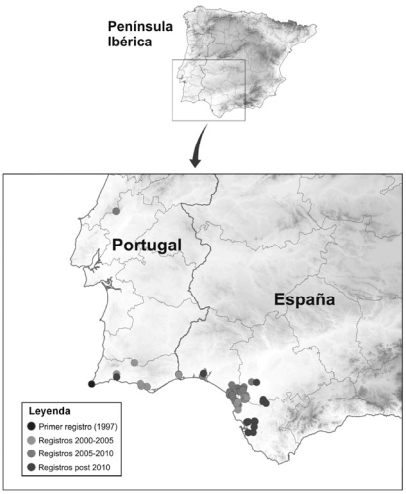


Figura 1. Distribución mundial de *Trichocorixa verticalis verticalis*.

El presente estudio se basa en una compilación de citas sobre la especie a nivel mundial procedentes de la bibliografía, de la base de datos GBIF y de datos propios. En total se recoge un periodo de 100 años. La mayoría de los registros de la especie en la Península Ibérica posteriores a 2008 suponen información inédita, procediendo casi todos los posteriores a 2010 de una campaña de muestreo llevada a cabo durante 2011 en 38 humedales ibéricos RAMSAR. Con el total de registros compilados se han realizado los mapas de distribución actual de la especie, uno a nivel mundial (Figura 1) y otro Ibérico (Figura 2).

Se han compilado un total de 156 registros (Tabla 1) a nivel mundial, de los cuales 117 corresponden a la Península Ibérica. La distribución nativa de la especie se encuentra repartida entre EEUU, Canadá, Cuba, Bermudas y Méjico, mientras que la especie ha sido detectada como invasora en Europa (España y Portugal), África (Marruecos y Sudáfrica), Asia (Irán) y Oceanía (Nueva Caledonia). Aunque la primera cita ibérica es de

Cádiz (Günther 2004), el registro más antiguo se sitúa en El Algarve y data de 1997 (Sala & Boix 2005). Por tanto, la especie parece haberse introducido por el suroeste ibérico, llegando hasta las provincias de Santarém (Portugal) y Huelva, Sevilla y Cádiz (España). Todas las citas peninsulares están asociadas a humedales costeros atlánticos. Los 17 nuevos registros (posteriores a 2008), parecen apuntar que la especie se mantiene restringida al suroeste peninsular. Sin embargo, estudios más detallados sobre la presencia de la especie en Portugal se deben realizar para confirmar este punto.

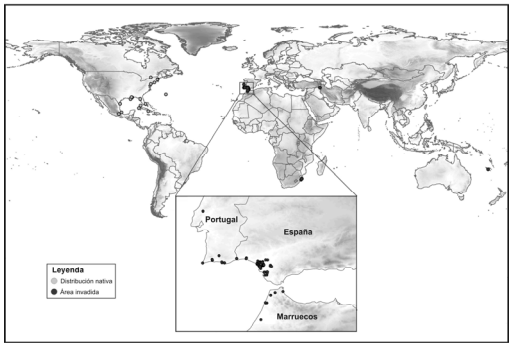


Figura 2. Evolución de los registros de *Trichocorixa verticalis verticalis* en la Península Ibérica.

Trichocorixa v. verticalis parece presentar un elevado potencial para colonizar extensas áreas a nivel mundial, generalmente de clima templado (Guareschi *et al*. datos inéditos). Esto puede ser debido a su amplia tolerancia térmica y salina (Kelts 1979; Van de Meutter *et al*. 2010) y la probable capacidad de resistencia de sus huevos (Tones, 1977). Pese a que el transporte pasivo por medio de corrientes de aire (Sailer 1948) y, especialmente, la zoocoria a través de las aves (Figuerola & Green 2002) podría estar detrás de su dispersión a pequeña escala, estos factores no parecen ser los principales responsables de su dispersión a nivel mundial. Tampoco parece ser la causa de introducción más importante, la que la relaciona con la introducción de especies de peces exóticas como *Gambusia affinis*, como han apuntado otros autores para Sudáfrica y Nueva Caledonia (Jansson 1982; Jansson & Reavell 1999), o *Fundulus heteroclitus* para la Península Ibérica (Sala & Boix 2005). Independientemente de la convivencia de estas especies con *T.v. verticalis*, en algunas localidades, la ausencia de ésta en humedales costeros mediterráneos a pesar de la amplia presencia de gambusia y fúndulo no parece apoyar dicha hipótesis. Sin embargo, su actual área de distribución a nivel mundial parece estar relacionada con las principales rutas marítimas y puertos comerciales, especialmente entre América y Europa, y Europa con el sur de África y Oceanía. Su transporte en el agua de lastre de los barcos aportaría una explicación plausible, además de a su distribución fragmentada en el mundo, a las numerosas capturas de la especie registradas en el suroeste de la Península Ibérica y el noroeste de Marruecos, sobre todo teniendo en cuenta su cercanía al Estrecho de Gibraltar, principal entrada marítima hacia Europa.

Debido a la elevada adaptabilidad de esta especie exótica, así como a los efectos negativos que la presencia de la misma en nuevos ecosistemas pudiera ocasionar, parece apropiado el monitoreo de la dispersión de la especie mediante muestreos de campo, especialmente en las costas portuguesas y mediterránea. Además, el estudio de sus principales rasgos biológicos, su impacto sobre la fauna autóctona, así como la detección de potenciales áreas de ocupación mediante el desarrollo de modelos de distribución parecen tareas imprescindibles para un mejor conocimiento del impacto que puede provocar la especie.

Tabla 1. Registros compilados de *Trichocorixa verticalis verticalis* a nivel mundial.

País	Fuente	Localidad	Fecha registro
Marruecos	L´Mohdi *et al.* 2010	CMS 1 Complexe marécageux de Smir (Tétouan)	10/05/2005
		CMS 1 Complexe marécageux de Smir (Tétouan)	21/10/2005
		CMS 2 Complexe marécageux de Smir (Tétouan)	13/09/2005
		CMS 2 Complexe marécageux de Smir (Tétouan)	21/10/2005
		CMS 2 Complexe marécageux de Smir (Tétouan)	15/03/2006
		O, El Khoy Oulad Fares. Bassin versant de Tahaddart (Tanger)	26/04/2007
		O Sghir Melloussa. Bassin versant de Tahaddart (Tanger)	26/04/2007
		Daya côté plage. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	03/04/2004

		Vasière. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	03/04/2004
		Chenal côté Lixus. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	03/04/2004
		Sansouire côté droit route. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	03/04/2004
		Fossé côté Salines actives. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	03/04/2004
		Salines actives. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	30/03/2002
		Salines actives. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	03/04/2004
		Sansouire côté quartier industriel. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	04/04/2004
		Fossé côté Salines inactives. Zones humides du Bas Loukkos (Larache)	04/04/2004
		Canal d'irrigation aux environs de Kénitra	04/04/2002
Portugal	Sala & Boix 2005	Lagoa do Pinhal de Sagres	11/12/1997
		Campus of the Universidade do Algarve, Gambelas	19/09/2002
		Lagoa do Pinhal de Gambelas, Gambelas	08/11/2002
		Lagoa G of the Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo Antonio	07/11/2002
		Lagoa J of the Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo Antonio	07/11/2002
		Lagoa N of the Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo Antonio	07/11/2002
	Kment *et al*. 2006	Odelouca (Algarve)	05/11/2004
		Porto de Lagos (Algarve)	10/11/2004
		Quarteira (Algarve)	02/03/2004
		Trafal (Algarve) 1	10/11/2004
		Trafal (Algarve) 2	10/11/2004
		Vilamoura (Algarve)	01/11/2004
		Monsanto (Santarém)	19/06/2005
	A.J. Green & C. Coccia. CP	Charca Portimao	23/09/2011
España	Muestreos RAMSAR	Ramsar 68: Reserva Natural Complejo Endorreico Lebrija-Las Cabezas 1	28/04/2011
		Ramsar 68: Reserva Natural Complejo Endorreico Lebrija-Las Cabezas 2	28/04/2011
		Ramsar 68: Reserva Natural Complejo Endorreico Lebrija-Las Cabezas 3	28/04/2011
		Ramsar 63. Paraje Natural Brazo Este	28/04/2011
		Ramsar 6: Marismas Odiel	25/04/2011
		Ramsar 54: Reserva Natural Complejo End. De Espera	26/04/2011
		Ramsar 45: Bahía de Cádiz 1	27/04/2011
		Ramsar 45: Bahía de Cádiz 2	27/04/2011
		Ramsar 45: Bahía de Cádiz 3	27/04/2011
		Ramsar 64: Reserva Natural Complejo Endorreico Chiclana	27/04/2011
		Ramsar 4: Lagunas de Cadiz: Laguna Medina	28/04/2011
		Ramsar 4: Lagunas de Cadiz: Laguna Medina. Arroyo.	28/04/2011
		Ramsar 65: Complejo Endorreico Puerto Real	28/04/2011

	A.J. Green & F. Van de Meutter. CP	Ramsar 4: Lagunas de Cadiz: Laguna Medina	30/09/2008
		Ramsar 54: Bahía de Cadiz	2008
		Ramsar 6: Marismas de Odiel	2008
	Van de Meutter *et al*. 2010	20 registros en Doñana	Nov-Dic 2008
	Rodríguez-Pérez *et al*. 2009	66 registros en Doñana	2001-2007
	Günther 2004	Sanlúcar de Barrameda (Cádiz)	14/01/2004
Canadá	Roback 1958	St. Lawrence River	25/07/1952
EEUU	Rochlin *et al*. 2011	Wertheim Wildlife Refugia (Nueva York)	Mayo-Sept 2009
	Bilger *et al*. 2005	Delaware river basin (Nueva Jersey)	1990-2000
	Herring 1951	Cedar Key (Florida)	31/12/1943
	MacKenzie 2005	Ponds Little river (Maine)	Jun-Oct 2001
	Kelts 1979	Adam's Point, Durham (nueva Hampshire)	1972-1975
	Gunter 1959	Dog Keys Pass (Mississippi)	25/03/1958
	Wilson 1958	Bay St.Louis (Mississippi)	1958
	Gunter 1959	Grand Isle (Louisiana)	03/12/1958
	GBIF	Brownsville (Texas)	24/06/1908
	Barber 1954	South Bimini (Bahamas)	05/06/1951
		North Bimini (Bahamas)	24/11/1950
	Pearse 1932	Dry tortugas island (Florida)	1932
Cuba	Naranjo *et al*. 2010	Sector Oeste	2010
		Sector Este	2010
Nueva Caledonia	Jansson 1982	Col d'Amieu	15/10/1978
Sudáfrica	Jansson & Reavell 1999	Nzimane River	1999
		Umhlatuze	1999
		Charter's Creek	1999
Mexico	GBIF	Izucar de Matamoros	20/11/1910
	GBIF	Palma sola (Veracruz)	06/05/1973
Irán	Ahmadi *et al*. 2011	Urmia Lake wetlands	Nov 2008-Feb 2009

Agradecimientos

Queremos agradecer a todos los componentes del grupo de investigación "Ecología Acuática" del Departamento de Ecología e Hidrología su participación en la elaboración de este trabajo, especialmente por la campaña de muestreos llevada a cabo durante 2011. Este estudio ha sido financiado por el proyecto "Altas y libro rojo de los coleópteros acuáticos de España peninsular" del MIMAN y por el proyecto "Estructura y dinámica de meta-comunidades de macroinvertebrados en humedales temporales y el papel de la especie invasora *Trichocorixa verticalis* (P10- RNM-6262)" de la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa, Junta de Andalucía.

Referencias bibliográficas

Ahmadi R, Mohebbi F, Hagigi P, Esmailly L & Salamanzadeh R (2011) Macro-invertebrates in the Wetlands of the Zarrineh estuary at the south of Urmia Lake (Iran). International Journal of Environment, 5: 1047-1052.

Barber HG (1954) A report on the Hemiptera Heteroptera from the Bimini Islands, Bahamas, British West Indies. American Museum Novitates 1682: 1-20.

Bilger MD, Riva-Murray K & Wall GL (2005) A checklist of the Aquatic Invertebrates of the Delaware River Basin, 1990-2000. U.S. Geological Survey Data Series 116. 29pp.

Figuerola J. & Green AJ.(2002) Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. Freshwater Biology 47: 483-494.

Gunter G & Christmas JY (1959) Corixid insects as part of the offshore fauna of the sea. Ecology 40: 724-725.

Günther H (2004) *Trichocorixa verticalis verticalis* (Fieber), eine nearktische Ruderwanze in Europa (Heteroptera: Corixidae). Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Verereins 29(1/2): 45-49.

Herring JL (1951) The Aquatic and Semiaquatic Hemiptera of Nothern Florida. Part 3: Nepidae, Belostomatidae, Notonectidae, Pleidae and Corixidae. The Florida Entomologist 34: 17-29.

Jansson A (1982) Notes on some Corixidae (Heteroptera) from New Guinea and New Caledonia. *Pacific Insects*, 24(1): 95-103.

Jansson A & Reavell PE (1999) North American species of *Trichocorixa* (Heteroptera: Corixidae) introduced into Africa. African Entomology, 7(2): 295-297.

Kelts L (1979) Ecology of a tidal marsh corixid, Trichocorixa verticalis (Insecta, Hemiptera). Hydrobiologia, 64: 37-57.

Kment P (2006) A contribution to the faunistic of aquatic and semiaquatic bugs (Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha) in Portugal, with the review of biology of the Nearctic corixid *Trichocorixa verticalis* (Fieber, 1851). Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa 38: 359-361.

L'mohdi, O, Bennas N, Himmi O, Hajji K, El Haissoufi M, Hernando C, Carbonell JA & Millán A (2010) *Trichocorixa verticalis verticalis* Fieber 1851 (Hémiptera, Corixidae): une nouvelle espèce exotique au Maroc. Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa 46: 395-400.

MacKenzie RA (2005) Spatial and Temporal Patterns in Insect Emergence from a Southern Maine Salt Marsh. American Midland Naturalist, 153: 257-269.

Naranja C, Muñoz S, Moreira FFF & Correa R (2010) Taxonomy and distribution of aquatic and semiaquatic Heteroptera (Insecta) from Cuba. Revista de Biología Tropical 58: 897-907.

Pearse A S (1932) Animals in brackish water ponds and pool at Dry Tortugas. Pubblication, Carnegie Institution of Washington 435: 125-142.

Roback SS (1958) New Records of Aquatic Heteroptera from the United States and Canada. Transactions of the American Entomological Society (1890) 84: 1-11.

Rochlin I, Dempsey ME, Iwanejko T, Ninivaggi DV (2011) Aquatic insects of New York salt marsh associated with mosquito larval habitat and their potential utility as bioindicators. Journal of Insect Science 11:172.

Rodríguez-Pérez H, Florencio M, Gómez-Rodríguez C, Green AJ, Díaz-Paniagua C & Serrano L (2009) Monitoring the invasion of the aquatic bug *Trichocorixa verticalis verticalis* (Fieber, 1851) in Doñana (SW Spain). Hydrobiologia 634: 209–217.

Sailer RI (1948). The genus *Trichocorixa* (Corixidae, Hemiptera). pp 289-407. En: Hungerford, H.B. The Corixidae of the Western Hemisphere (Hemiptera). The University of Kansas Science Bulletin, 32: 1-827.

Sala J & Boix D (2005) Presence of the nearctic water boatman *Trichocorixa verticalis verticalis* (Fieber, 1851) (Heteroptera: Corixidae) in the Algarve region (S Portugal). Graellsia, 61(1): 31-36.

Tones PI (1977) Life-cycle of *Trichocorixa verticalis interiores* Sailer (Hemiptera: Corixidae) with special reference to diapause. Freshwater Biology, 7: 31-36.

Van de Meutter F, Trekels H, Green AJ & Stoks R (2010) Is salinity tolerance the key to success for the invasive water bug *Trichocorixa verticalis*? Hydrobiologia, 649: 231-238.

Wilson C A (1958) Aquatic and semiaquatic Hemip-tera of Mississippi. Tulane Studies in Zoology and Botany6: 115- 170.

Pérdida de biodiversidad acuática asociada a la introducción de especies ícticas exóticas en el lago de Banyoles

Aquatic biodiversity loss associated with the introduction of exotic fish species in Lake Banyoles

Q. POU-ROVIRA[1,*], M. CAMPOS[1], C. FEO[1] & R. ARAUJO[2]

[1]Consorci de l'Estany, Pl. dels Estudis 2, 17820 Banyoles, España, Teléfono: (+34) 972576495, E-mail: qpou@consorcidelestany.org ■ [2]Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Calle de José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid, España

Abstract
At present more than 99 % of the fish biomass in Lake Banyoles (Spain) corresponds to exotic species, being *Micropterus salmoides* and *Lepomis gibbosus* the most abundant. The proliferation of predatory exotic fishes explains the disappearance or dramatic reduction of other aquatic species, such as several amphibians. It also explains indirectly the critical state of conservation of native unionids, a situation mainly due to the disappearance of native host fishes of their parasitical larval stages. Moreover, cascading effects have been observed in the ecosystem, such as a large increase of submerged plants.

Palabras clave: lago de Banyoles, peces autóctonos, peces exóticos, perdida de biodiversidad, uniónidos
Keywords: biodiversity loss, exotic fishes, Lake Banyoles, native fish, unionids

El lago de Banyoles, de origen kárstico, es el segundo lago natural en extensión de la Península Ibérica. Antiguamente, la comunidad de peces del lago estaba compuesta solamente por cinco especies: anguila (*Anguilla anguilla*), barbo de montaña (*Barbus merdionalis*), bagre (*Squalius laietanus*), fraile (*Salaria fluviatilis*) y espinoso (*Gasterosteus aculeatus*).

Desde principios del siglo XX hasta la actualidad se han introducido numerosas especies exóticas de peces en el lago, de las cuales 13 se establecieron: carpa (*Cyprinus carpio*), carpín (*Carassius carassius*), pez rojo (*Carassius auratus*), gardí (*Scardinius erythropthalmus*), pez gato (*Ameiurus melas*), perca sol (*Lepomis gibbosus*), lucio (*Esox lucius*), perca americana (*Micropterus salmoides*), gambusia (*Gambusia holbrooki*), perca (*Perca fluviatilis*), lucioperca (*Sander lucioperca*), colmilleja italiana (*Cobitis bilinieata*) y rutilo (*Rutilus rutilus*), (García-Berthou & Moreno-Amich 2000; Zamora & Pou-Rovira 2003). A finales del siglo XX la comunidad de peces del lago se encuentra en una situación de extrema degradación, con mas del 99% de la biomasa íctica correspondiente a especies exóticas (Moreno-Amich *et al*. 2006).

El efecto sobre todas estas introducciones sobre la ictiofauna nativa ha sido drástico. El espinoso se ha extinguido de la cuenca lacustre, mientras que los dos ciprínidos (barbo de montaña y bagre) solo mantienen pequeñas poblaciones en arroyos tributarios del lago. La única especie autóctona que mantiene una población reproductora en el lago es el fraile, a pesar de encontrarse amenazada por la presión de los depredadores exóticos, como evidencia su estructura de tallas en comparación a la de una población fluvial de la misma cuenca (Pou-Rovira *et al.* 2007) (Figura 1).

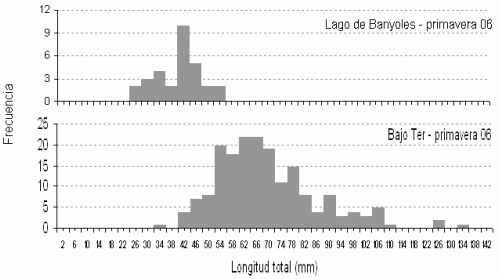


Figura 1.- Estructuras de tallas comparadas del fraile (Salaria fluviatilis) de las poblaciones del lago de Banyoles y el curso bajo de río Ter.

Dado que tanto la calidad del agua como el estado de los hábitats se mantienen en unos niveles muy altos en el lago de Banyoles, todo indica que la proliferación de especies ícticas exóticas, y en concreto de grandes depredadores como la perca americana, se perfila también como el principal factor de regresión de otras especies autóctonas de fauna acuática. Así, la ausencia de reproducción de zampullín (*Tachybaptus ruficollis*) y de otras aves acuáticas en el lago, a pesar de darse en lagunas circundantes, se puede atribuir a la presencia de grandes peces depredadores como la perca americana. Esta especie puede haber contribuido también a la reciente desaparición del lago de otros vertebrados como la rata de agua (*Arvicola sapidus*) o la culebra viperina (*Natrix maura*), y probablemente a una desaparición mas remota del galápago

europeo (*Emys orbicularis*). Mas evidente parece el efecto de estos depredadores exóticos ante la completa desaparición de todas las especies de anfibios del lago, donde se habían citado hasta 5 especies. Al menos dos anuros (*Bufo bufo* y *Pelophylax perezi*) eran abundantes hasta mediados del siglo XX. Actualmente algunos anfibios han experimentado un cierto aumento de sus poblaciones en zonas húmedas del entorno del lago, donde no han penetrado peces depredadores exòticos, pero no consiguen colonizar de nuevo el lago.

Sin embargo, el elemento faunístico para el que se tienen mayores evidencias del efecto negativo de los peces exóticos, a parte de los peces autóctonos, lo constituyen las 4 especies de náyades citadas en Banyoles (*Anodonta anatina*, *Potomida littoralis*, *Unio mancus* y *Unio ravoisieri*) (Araujo *et al.* 2009). Todas estas especies continúan presentes en el lago, si bien se encuentran al borde de su extinción, dado que sus poblaciones son exiguas y con un evidente envejecimiento por falta de reclutamiento. Esta situación es atribuible a la regresión de los peces autóctonos con un papel como hospedadores de sus larvas parasíticas (gloquidios). Así, la náyade actualmente más abundante en el lago, *U. ravoisieri*, habría dejado de reproducirse hace unos 20 años, coincidiendo con la definitiva desaparición de los ciprínidos autóctonos (Figura 2).

Por otra parte, recientemente se han observado notables cambios en el poblamiento de hidrófitos del algo. Las formaciones de carofíceas, casi ausentes antes del año 2000, han aumentado extraordinariamente su extensión a partir del año 2003, ocupando ya buena parte de los fondos fotófilos. Esta situación ha coincidido con la desaparición del gardí en el lago. Este pez exótico, con una dieta rica en vegetales, había llegado a ser la especie mas abundante del lago antes de la introducción de la perca americana. Así pues, todo indica que se ha producido un efecto en cascada en el ecosistema de tipo *top-down*, cuando finalmente este depredador ha provocado la desaparición de ciertos consumidores intermedios de la cadena trófica del lago.

Actualmente, se está ejecutando el "Projecte Estany" (LIFE+ 08/NAT/E/000072), un proyecto LIFE Naturaleza, cuyo principal objetivo es el de frenar y revertir el declive de especies y hábitats de interés comunitario, mediante el diseño y la ejecución de campañas a gran escala de descaste poblacional de especies exóticas invasoras de peces, galápagos y flora.

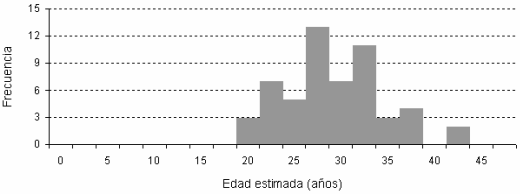


Figura 2. Estructura demográfica de la náyade *Unio raovisieri* en el lago de Banyoles en 2006. Estimación de la edad efectuada a partir de la curva de longitud-edad, obtenida a partir de recuento de anillos anuales de crecimiento en cortes transversales de conchas de ejemplares muertos.

Referencias bibliográficas

Araujo R, Reis J, Machordom A, Toledo C, Madeira MJ, Gómez I, Velasco JC, Morales J, Barea JM, Ondina P & Ayala I (2009) Las náyades de la península Ibérica. Iberus 27(2): 7-72.

García-Berthou E & Moreno-Amich R (2000) Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. Arch. Hydrobiol. 149: 271-284.

Moreno-Amich R, Pou-Rovira Q, Vila-Gispert A, Zamora L. & García-Berthou E (2006) Fish ecology in Lake Banyoles (NE Spain): a tribute to Ramon Margalef. Limnetica 25(1-2): 321-334.

Pou-Rovira Q, Clavero M & Zamora L (2007) Estat de conservació de l'espinós (*Gasterosteus aculeatus*) y de la bavosa de riu (*Salaria fluviatilis*) a la plana del Baix Ter. Papers del Montgrí 28:55-91.

Zamora L & Pou-Rovira Q (2003) Noves introduccions i poblament actual de peixos a l'Estany de Banyoles. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural 71: 135-139.

25 años de estudios de la introducción de peces en el embalse de Torrejón (río Tajo, Cáceres, España)

25-year monitoring of fish introductions in Torrejón reservoir (Tagus River, Cáceres province, Spain)

F. GARCÍA NOVO*, C. GRANADO, L. ENCINA & A. RODRÍGUEZ

Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes s/n, 41080 Sevilla, España, Teléfono: (+34)954510930, E-mail: fgnovo@us.es

Abstract
Fish introductions in Torrejon reservoir (188 hm^3, Tagus river) have been monitored during 1986-2011. Only four native species survive in the reservoir: *Barbus bocagei, B. comiza, B. steindachneri* and *Pseudochondrostoma polylepis*. Introduced species belong to six families: cyprinids (*Cyprinus carpio, Carassius carassius, Alburnus alburnus*), centrarchids (*Micropterus salmoides, Lepomis gibbosus*), ictalurids (*Ameiurus melas),* silurids *(Silurus glanis*), percids (*Sander lucioperca*) and poeciliids (*Gambusia holbrooki*). Over the last 25 years the number of exotic species has doubled. Catches per unit effort (CPUE) of exotic species exhibited a fluctuating start (1986-88) later stabilizing at an average value of 1.57 CPUE. The percentage of exotic species in the annual catch of individuals fluctuated from 11.45% (1999) to 89.87% (2001) with an annual average of 29.48%. Sunfish was first captured in 1987, catfish in 1997, pikeperch in 2000 and bleak in 2009.

Palabras clave: embalses, España, índice de integridad zoogeográfica, peces exóticos
Keywords: exotic fishes, reservoir, Spain, zoogeographic integrity index

Se ha llevado a cabo el estudio continuado de la asociación íctica del embalse de Torrejón (río Tajo, Cáceres) durante 1986-2011. Se emplearon artes de pesca de tipo trasmallo, calados en superficie y fondo, en los mismos puntos de muestreo, repartidos a lo largo de todo el embalse. Se efectuaron 4 muestreos anuales: primavera, verano, otoño e invierno. Se analizan los cambios de la asociación íctica en estos 25 años y las implicaciones de la introducción de especies exóticas.

El embalse de Torrejón, en el tramo medio del río Tajo, tiene una capacidad de 188 hm^3 y 1041 ha de superficie presentando morfología encajada larga (40 km) y estrecha, con profundidad máxima de 50 m en la presa de Torrejón-Tajo, alcanzando la cola la presa de Valdecañas, aguas arriba. Aunque sería esperable un ciclo monomíctico templado, presenta una hidrología compleja recibiendo caudales de aguas más frías por desembalses de Valdecañas y bombeos de aguas poco mineralizadas desde el embalse del Tiétar, aguas abajo. Torrejón presenta importantes tributarios que conservan una fauna diversa con un total de 7 especies de peces endémicas. Sin embargo, en el cuerpo del embalse propiamente dicho sólo 4 de estas especies autóctonas han sobrevivido: 3 barbos (*Barbus bocagei*, *B. comiza* y *B. steindachneri*) y la boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*). El barbo común ha sido la especie dominante en todo el periodo de estudio. La pobreza de especies nativas se contrapone a la riqueza de especies exóticas introducidas, 10, pertenecientes a 6 familias: ciprínidos (*Cyprinus carpio*, *Carassius carassius* y *Alburnus alburnus*), centrárquidos (*Micropterus salmoides* y *Lepomis gibbosus*), ictalúridos (*Ameiurus melas),* silúridos (*Silurus glanis*), pércidos (*Esox lucius* y *Sander lucioperca*) y poecílidos (*Gambusia holbrooki*) (Figura 1). La tenca (*Tinca tinca)* y el carpín dorado (*Carassius auratus*) que existían en 1978, no han sido capturados después.

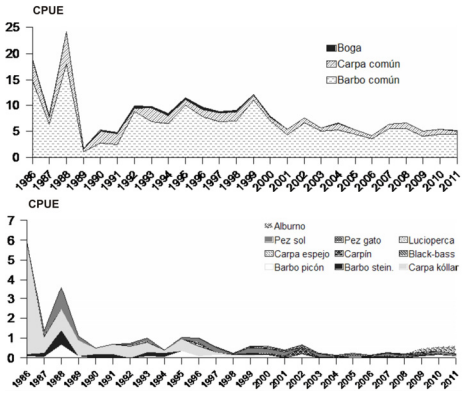


Figura 1. Evolución histórica de las capturas (CUE) de las distintas especies en el embalse de Torrejón en el periodo 1986-2011.

Durante los 25 años de seguimiento el número de especies exóticas en el embalse se ha duplicado. Las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de especies exóticas, tras unos primeros años

fluctuantes (1986 y 1988), se mantienen relativamente estables, con media anual de 1,57 CPUE (SD = 0,62). Sin embargo el porcentaje anual medio respecto al total de capturas presenta fuertes fluctuaciones, desde un mínimo de 11,45% (1999) hasta un máximo de 89,87% (2001), con valor medio anual de 29,48%. Las fluctuaciones reflejan fundamentalmente las variaciones de capturas de las especies autóctonas que han registrado durante el estudio dos periodos de "*crisis*", en los años 1989-91 y 2001-02. Tras cada crisis las capturas de peces autóctonos se recuperan pero no llegan a los valores del periodo previo. Así durante 1986-88 el número de CPUE medio fue de 13,78 individuos, en 1992-2000 fue de 7,99 individuos, y en 2003-2011 de 4,61 individuos. Este proceso ha favorecido el predominio de las especies exóticas en la asociación íctica en detrimento de las especies nativas, que han visto reducido sus efectivos poblacionales a niveles que cuestionan su supervivencia. Es el caso de la boga, que pasó de ser frecuente en las capturas durante los primeros años a ser una especie de aparición muy rara en los últimos. Entre las especies exóticas los ciprínidos son los de mayor representación en las capturas (CPUE media = 2 individuos), fundamentalmente carpas (CPUE media = 1,94 individuos), seguidos de centrárquidos (CPUE media = 0,14 individuos), entre los que destaca el pez sol (CPUE media = 0,1 individuos). En 1987 se captura por primera vez el pez sol y en 1997 el pez gato, siendo sus capturas continuadas desde entonces. La lucioperca se captura por primera vez en 2000 pero su presencia es más errática. La última especie exótica, capturada en 2009, ha sido el alburno, que desde entonces se ha incrementado notablemente, pasando de 0,15 CPUE a 0,45 CPUE, lo que supone una auténtica explosión demográfica en el embalse. Si bien no ha sido capturado en nuestro estudio, la presencia del siluro en el embalse está confirmada por las actividades de pesca deportiva que se realizan. No ocurre así con el lucio, la tenca o el carpín dorado, de los que no existe confirmación de su presencia actual en el embalse.

En 2008 se produjo una mortandad masiva en el área más somera del embalse causada por un desembalse anóxico desde la presa de Valdecañas que mató a la totalidad de peces en la zona. El estudio de la mortandad reveló una composición específica de la asociación de peces muy similar a la obtenida en la zona a partir de los muestreos con artes de pesca y para el conjunto de Torrejón. El barbo común es la especie dominante y el Índice de integridad zoogeográfica (número de especies autóctonas dividido por el número total; Bianco 1990) en el embalse es inferior al calculado por Elvira (1995) para la cuenca del Tajo y para la media de las cuencas de toda España (0,54 en ambos casos). Podemos concluir que en los 25 años estudiados la evolución de la asociación íctica ha sido negativa, con un constante aumento de las especies exóticas en el embalse, que se traduce en la pérdida progresiva de integridad zoogeográfica. La presencia de especies autóctonas ha pasado del 80% en 1986 al 28% en 2011, con una pérdida de integridad de la asociación del 52%. La tasa de introducción observada en Torrejón ha sido de 0,16 especies exóticas nuevas/año.

La introducción de especies exóticas es junto con la pérdida de hábitats naturales una de las principales causas de extinción de las especies de peces en el último siglo (Granado-Lorencio 1996; Elvira 1998 y 2001; Elvira & Almodóvar 2001). A escala local y para la biodiversidad de peces de la Península Ibérica, esta pérdida continuada amenaza la conservación de la fauna autóctona de peces de agua dulce.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Comisaría de Aguas del Tajo las autorizaciones para las campañas de pesca. A la Central Nuclear de Almaraz su apoyo logístico para la realización del seguimiento.

Referencias bibliográficas

Bianco PG (1990) Proposta di impiego di indice e di coeficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'ictiofauna autoctona delle acque dolci. Rivista di idrobiologia *2:* 131-149.

Elvira B (1995) Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. Biological Conservation *72:* 129-136.

Granado-Lorencio C (1996) Ecología de Peces. Publicaciones de la Universidad de Sevilla. 353 pp.

Elvira B (1998) Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. In: "Stocking and Introduction of Fish", Cowx, I.G. (ed.), Fishing News Books, Oxford, pp.186-190.

Elvira B & Almodóvar A (2001) Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. Journal of Fish Biology 59 (Suppl. A): 323-331.

Elvira B (2001) Peces exóticos introducidos en España. En: "Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España", Doadrio, I. (ed.), Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp.: 267-272.

Datos preliminares de la dieta de los gatos asilvestrados de la isla de Ons (Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia)

Preliminary data on the diet of feral cats in Ons island (Atlantic Islands of Galicia National Park)

R. ROMERO SUANCES

Plan de Control de Gatos y Visones Americanos del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia, Alfredo Brañas nº4, 6ºB, 15701 Santiago de Compostela, Epaña, E-mail: rromerosuances@gmail.com

Abstract
The diet of the feral cat population on the island of Ons (Atlantic Islands of Galicia National Park) was studied. 148 droppings collected in 2010 and 2011 were analyzed. Mammals were the most important prey group, mainly rabbits which represent 50% of the biomass. Reptiles were another important group, particularly *Anguis fragilis*, representing 7% of the biomass. The results are inconclusive, although the consumption of certain species such as *Anguis* is worrying. The control of cat population on the island is advisable.

Palabras clave: dieta, gatos asilvestrados, isla, Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia
Keywords: diet, feral cats, island, Islas Atlánticas de Galicia National Park

Los gatos asilvestrados (*Felis catus* Linnaeus, *1758*) están considerados actualmente como una de las 100 especies exóticas invasoras más perjudiciales del mundo (Lowe *et al*. 2001). Su presencia es especialmente grave en islas, en donde la fauna nativa es muy vulnerable, particularmente aves marinas y algunos mamíferos y reptiles de mediano y pequeño tamaño (Ver por ejemplo Nogales *et al*. 2004; Matias & Catry 2008). En la isla de Ons sobrevive una población de gatos asilvestrados, consecuencia de la existencia de asentamientos humanos. En la isla existen colonias de aves marinas como la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) y cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*). Hay además algunas especies de reptiles endémicos con una situación taxonómica aún sin resolver, algunos de los cuales están incluidos en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (DOG 2007). Consecuencia de ello, y teniendo en cuenta los precedentes existentes, se decidió estudiar la dieta de los gatos en la isla con el objetivo de realizar una primera valoración del posible impacto sobre la fauna nativa.

Se recogieron 148 excrementos, en los meses de agosto y noviembre de 2010, y enero, marzo, mayo y agosto de 2011. Previamente a su análisis fueron sumergidos y lavados en agua con detergente comercial, filtrados con una malla de 0,3 mm y secados al aire. Las presas fueron identificadas con ayuda de una colección de referencia utilizando una lupa binocular de 10/22 aumentos. Los resultados se expresan en número de presas (Nº), porcentaje de presas (%Nº), frecuencia de aparición (%F), porcentaje de biomasa (%B) e índice de importancia relativa (IRI). Este índice se calcula según la fórmula siguiente: IRI = (%Nº + %B) X (%F). La biomasa se aproximó utilizando pesos fijos de diversas fuentes bibliográficas. A cada excremento se le adjudicó un peso máximo de 170 g., asumiendo que es el máximo que un gato adulto puede consumir diariamente (Fitzgerald & Karls 1979; Medina *et al*. 2006). Se realizó un contraste de hipótesis mediante tablas de contingencia (prueba de la χ^2) para testar si existían diferencias en la dieta entre los diferentes meses muestreados.

Según los análisis realizados, los mamíferos es el grupo de presas más importante, suponiendo cerca del 70% de las presas consumidas y poco más del 80% de la biomasa (Tabla 1). El conejo es, con mucho, la presa más consumida (> 50% de la biomasa total), seguido de las ratas (12% de la biomasa). Otras especies como la musaraña o el ratón de campo son relativamente frecuentes, pero aportan poco al total de biomasa (3% y 4% respectivamente). Los reptiles es el segundo grupo más importante. Entre ellos destaca el lución, que constituye cerca del 10% de las presas y el 7% de la biomasa. Muy pocas aves fueron consumidas, constituyendo menos del 6% de las presas. Entre los peces es de destacar la aparición de especies del intermareal de la familia Blenniidae. Estos peces no son de consumo humano, y es posible que pudieran haber sido capturados en las charcas que se forman durante la bajamar. Otro taxón identificado ha sido *Trachurus* sp., (especies pelágicas) que probablemente fueron consumidos entre restos de basura.

La alimentación de los gatos de Ons es similar a poblaciones de otras islas, en las que los mamíferos suelen ser la presa fundamental (Figura 1).

En las islas los mamíferos de los que se alimentan los gatos son también especies introducidas (Ver Nogales & Medina 2009). En zonas continentales como por ejemplo Australia, con poblaciones importantes de gatos asilvestrados, los mamíferos también suelen ser la presa más frecuente, aunque otros grupos de presas como reptiles pueden suponer una gran proporción en la dieta (Ver por ejemplo Kutt 2011). Las aves, sin embargo,

aparecen como presa más frecuente principalmente en islas en donde hay colonias de aves marinas (Ver Bonnaud *et al.* 2011).

Tabla 1. Resultados de los análisis de excrementos (Nº, número de presas; %N, porcentaje de presas; %F, frecuencia de aparición; %B, porcentaje de biomasa y IRI, índice de importancia relativa).

Gupo	*Familia/Especie*	*Nº*	*%N*	*%F*	*%B*	*IRI*
Insectos	Insecto	13	5,2	8,78	0,07	46,25
Peces		19	7,6	12,84	1,83	121,00
	Blenniidae	*5*	*2,0*	*3,4*	*0,3*	7,8
	T. trachurus	*6*	*2,4*	*1,4*	*0,8*	4,4
	No identificado	*8*	*3,3*	*4,7*	*0,7*	18,6
Reptiles		28	11,2	18,24	8,41	357,61
	Chalcides sp.	*1*	*0,4*	*0,7*	*0,3*	0,4
	Lacerta lepida	*3*	*1,2*	*2,0*	*0,7*	3,9
	Anguis fragilis	*24*	*9,6*	*16,2*	7,4	276,1
Aves		*14*	*5,6*	*9,46*	7,09	*120,03*
Mamíferos		171	68,7	92,57	81,46	13.900,58
	Crocidura russula	*31*	*12,4*	*14,2*	3,0	*218,9*
	Apodemus sylvaticus	*19*	*7,6*	*12,2*	4,0	*140,9*
	Rattus so.	*32*	*12,9*	*21,6*	12,0	*537,8*
	Oryctolagus cuniculus	*75*	*30,1*	*50,7*	54,4	*4282,8*
	No identificado	*14*	*5,6*	*9,5*	8,0	*128,6*
Basura		4	1,6	2,70	1,03	7,17
Total		**249**	***100***		***100***	

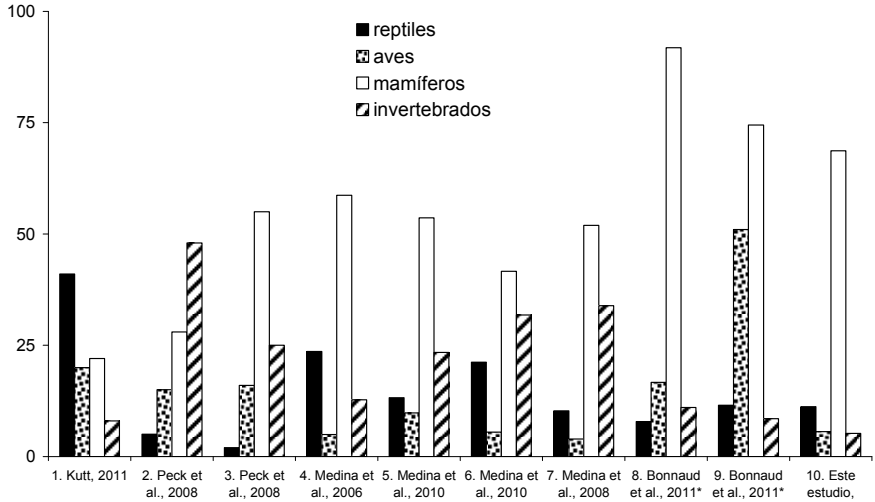


Figura 1. Composición general de la dieta de gatos asilvestrados en diferentes localidades. (1, Australia; 2 y 3, Isla de Juan de Nova, Mozambique; 4, La Palma; 5, Madeira; 6, Cabo Verde; 7, Fuerteventura; 8 y 9, Islas de Port Cros y Levant, Francia; 10, Ons, Galicia) (Sin marca, resultados en porcentaje de aparición; Con *, resultados en frecuencia de aparición).

Los resultados obtenidos en Ons muestran la existencia de diferencias significativas en la dieta de los gatos entre los distintos meses muestreados (χ^2 =83,23; gl 48; p<0,01). Aunque la muestra analizada es pequeña, estos resultados sugieren la posibilidad de que existan variaciones estacionales (Figura 2). Dichas variaciones podrían estar asociadas a cambios en la disponibilidad de los distintos taxones. En el caso de los reptiles esta relación es clara, al estar más activos durante los meses cálidos de primavera y verano. Situación similar presentan las musarañas, cuyas poblaciones experimentan un pico en primavera y verano gracias a la incorporación de individuos jóvenes (Blanco 1998).

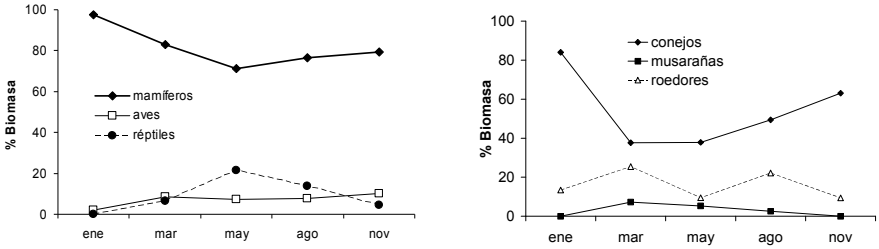


Figura 2. Variación estacional del porcentaje de biomasa de las presas principales (izda.) y de los mamíferos (dcha.).

El consumo de algunas especies como el lución por parte de los gatos, plantea la posibilidad de que sus poblaciones pudieran verse afectadas. Datos existentes sobre la especie de otras localidades gallegas estiman densidades de entre 150 y 1000 individuos/Ha (Vences 1993; Galán 1999). Haciendo una estimación con las cifras mínimas de densidad, se podría aventurar la existencia en Ons de una población de unos pocos miles de individuos de lución, y que los gatos podrían consumir alrededor del 1% de dicha población. En este sentido, algunos autores sugieren que el impacto de los gatos en islas puede ser mayor en especies endémicas (Medina *et al.* 2011). En Canarias algunas especies de lagartijas o lagartos, como las especies endémicas *Gallotia simonyi* y *G. intermedia,* están amenazadas al ser presa frecuente de los gatos (García-Márquez *et al.* 1999; Nogales *et al.* 2006). El lución es una especie catalogada como vulnerable por lo que la conservación de las poblaciones insulares es importante. En lo que se refiere a las aves, no hay constancia de que gaviotas o cormoranes sean presa de los gatos en Ons. Sin embargo el pequeño tamaño muestral y su desigual reparto mensual no permite concluir nada definitivo, lo que es aplicable al conjunto de las presas. Se necesitaría un estudio específico para poder realizar estimaciones de una mayor precisión. Sin embargo, y teniendo en cuenta los precedentes existentes, se aconseja mantener controlada la población de gatos de Ons.

Agradecimientos
Al personal del Parque Nacional que de alguna manera ha colaborado en la realización del presente trabajo.

Referencias bibliográficas

Blanco JC (1998) Mamíferos de España. Tomo I. Ed. Planeta, Barcelona 457 pp.

Bonnaud E, Medina FM, Vidal E, Nogales M, Tershy B, Zavaleta E, Donlan CJ, Keitt B, Le Corre M & Horwath SV (2011) The Diet of Feral Cats on Islands: a Review and a Call for MoreStudies. Biological Invasions 13(3): 581-603.

DOG, Diario Oficial de Galicia (2007) Decreto 88/2007 do 19 de abril, polo que se regula o Catálogo galego de especies ameazadas. Nº 89, Mércores 9 de maio de 2007. pp.: 7409-7423.

Fitzgerald BM & Karl BJ (1979) Foods of feral house cats (*Felis catus* L.) in forest of the Orongorongo Valley, Wellington. New Zealand Journal of Zoology 6: 107–126.

Galán P (1999) Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia. Servicio de Publicacións, Universidade da Coruña. 286 pp.

García-Márquez M, Caetano A, Bello I, López-Jurado, LF & Mateo JA. (1999) Ecología del gato cimarrón en el ecosistema termófilo de El Hierro (islas Canarias) y su impacto sobre el lagarto gigante (*Gallotia simonyi*). En: López-Jurado, L. F., Mateo-Miras, J. A. (Eds.) El lagarto gigante de El Hierro: bases para su conservación. Monografías de Herpetología. Asociación Herpetológica Española, 4: 207-222

Kutt AS (2011) The Diet of the Feral Cat (*Felis catus*) in North-Eastern Australia. Acta Theriologica 56(2): 157-169.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M (2001) 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Species Survival Commission, World Conservation Union, Auckland, New Zealand. 12 pp.

Matias R & Catry P (2008) The Diet of Feral Cats at New Island, Falkland Islands, and Impact on Breeding Seabirds. Polar Biology 31(5): 609-616.

Medina FM, Garcia R & Nogales M (2006) Feeding Ecology of Feral Cats on a Heterogeneous Subtropical Oceanic Island (La Palma, Canarian Archipelago). Acta Theriologica 51(1): 75-83.

Medina Felix M, Lopez-Darias M, Nogales M & Garcia R (2008) Food Habits of Feral Cats (*Felis silvestris catus* L.) In Insular Semiarid Environments (Fuerteventura, Canary Islands). Wildlife Research 35(2): 162-169.

Medina MF, Oliveira P, Menezes D, Teixeira S, Garcia R & Nogales M (2010) Trophic Habits of Feral Cats in the High Mountain Shrublands of the Macaronesian Islands (NW Africa, Atlantic Ocean). Acta Theriologica 55(3): 241-250.

Medina FM, Bonnaud E, Vidal E, Tershy BR, Zavaleta ES, Donlan CJ, Keitt BS, Le Corre M, Horwath SV & Nogales M (2011) A Global Review of the Impacts of Invasive Cats on Island Endangered Vertebrates. Global Change Biology 17(11): 3503-3510.

Nogales M & Medina FM (2009) Trophic Ecology of Feral Cats (*Felis silvestris F. catus*) in the Main Environments of an Oceanic Archipelago (Canary Islands): an Updated Approach. Mammalian Biology 74(3): 171-183.

Nogales M, Martín A, Tershy BR, Donlan J, Veitch D, Puerta N, Wood BE & Alonso J (2004) A review of feral cat eradication on islands. Conservation Biology 18: 310-319.

Peck DR, Faulquier L, Pinet P, Jaquemet S & Le Corre M (2008) Feral cat diet and impact on sooty terns at Juan de Nova island, Mozambique Channel. Animal Conservation 11: 65-74.

Vences M (1993) Beobachtungen an einer isoierten Population der Blindschleiche (*Anguis fragilis*) in Nordwestspanien. Salamandra 26: 267-297.

Cartografía SIG de flora invasora en el entorno del rio Ebro a su paso por Castejón (Navarra)

GIS mapping of invasive plants in the surroundings of the river Ebro as it passes through Castejón (Navarra)

J. A. SÁNCHEZ[1,*], D. RODRÍGUEZ[1], M. LIZANA [2], J. J. MORALES[2] & F. FLECHOSO[2]

[1]Departamento de Botánica, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Salamanca, España, Teléfono: (+34) 923294500 ext. 4468. Fax: (+34) 923294484, E-mail:jasagudo@usal.es ■ [2]Departamento de Biología Animal (Zoología), Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Salamanca, España

Abstract
The riparian environment of the Ebro River as it passes through Castejón (Navarra) is characterized by numerous noticeable anthropogenic disturbances. Among them, it should be noted the high percentage of nonnative and invasive plant species whose presence has been caused or favored by human activities. During this work, which consisted of performing a detailed GIS mapping of the flora in the mentioned area, 17 of these exotic species have been detected and also georeferenced. This methodology can provide information of great relevance in order to prevent further dispersions in areas not yet affected, and even further from other geographical areas.

Palabras clave: cartografía, Ebro, Flora, Invasoras, SIG
Keywords: cartography, Ebro, Flora, GIS, Invasive

El río Ebro presenta uno de los ecosistemas fluviales más alterados de la península Ibérica. A la contaminación de sus aguas y al intenso uso agrícola y forestal de sus márgenes debe sumarse la presencia de un gran contingente de especies invasoras tanto de fauna como de flora que contribuyen intensamente a desestabilizar el ya maltrecho equilibrio existente entre las comunidades naturales propias de este hábitat ribereño. Este trabajo, que surge en el marco de un convenio de colaboración de la Universidad de Salamanca con Iberdrola SA., tiene como objetivo el obtener una fotografía actualizada sobre el estado de conservación de la vegetación del entorno del río Ebro en los alrededores de Castejón, Navarra, prestando especial atención a la localización de poblaciones de plantas alóctonas, puesto que su presencia es clara indicadora de degradación ecológica. En el tramo mencionado la vegetación potencial se inscribe en un bioclima mediterráneo pluviestacional (Rivas-Martínez *et al.* 2002) y dentro del Sector Bardenas-Monegros de la Subregión Mediterránea Oriental, y está representada por tres series de vegetación: *Rubio-Populo albae*, *Salico neotrichae* y *Tamarico gallicae*, teniendo dos de ellas reflejo en la Directiva Hábitats de la Unión Europea (Directiva 92/43/CEE), a través de los códigos hábitats 92A0 (Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*) y 92D0 (Tamarizales), no prioritarios.

La metodología ha consistido en la combinación de un inventariado florístico clásico con el desarrollo de una estructura digital de Sistemas de Información Geográficos (SIG) enfocada hacia la vegetación y que soporta toda la información recogida. El primer paso en este procedimiento se corresponde con el cartografiado del área objeto de análisis, que se desarrolla de forma específica mediante el software ESRI ® ArcGis™ 10.0 a través el análisis fisonómico a escala 1:1000 de las ortofotografías más recientes con una resolución de 25 cm por píxel que dispone el gobierno de Navarra a través de los servidores WMS (http://idena.navarra.es/ogc/wms.aspx). Como resultado de esta fase que se complementa con visitas de campo a fin de realizar correcciones en el teselado, se obtiene un mapa teselado en el que a cada polígono delimitado (tesela) se le adscribe información correspondiente al tipo de vegetación, que define la formación vegetal predominante en él y que a su vez se trata de identificar con los hábitats de la Directiva Europea 92/43CEE (Fig. 1). Para caracterizar esas formaciones forestales se han llevado a cabo inventarios y transeptos de forma estandarizada y mediante la ayuda de un dispositivo GPS. La asignación taxonómica se ha realizado siguiendo en lo posible *Flora iberica* (http://www.floraiberica.org/), aunque también se ha recabado información en otras floras y claves de ámbito más regional, como las claves ilustradas de la Flora del País Vasco (Aizpuru *et al*. 1999), o de trabajos florísticos detallados como el de Biurrun, I. (1999). Para el análisis de la flora alóctona se han seguido varias obras relativamente recientes como el Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España (Elorza *et al.* 2004), el repositorio web del Herbario de la Universidad Pública de Navarra (http://www.unavarra.es/servicio/herbario/invasoras/htm/concepto_i.htm) o la Diagnosis de la Flora Alóctona Naturalizada de CAPV (Campos & Herrera 2009). En este apartado de inventariado se han localizado las especies de flora invasora, asignándoles referencia geográfica exacta y recogiendo información referente a su abundancia y

a su ubicación ecológica. Todo ello se ha transferido a la base de datos asociada al proyecto SIG, lo que permite extraer correlaciones geoespaciales entre la información correspondiente a las diversas capas generadas.

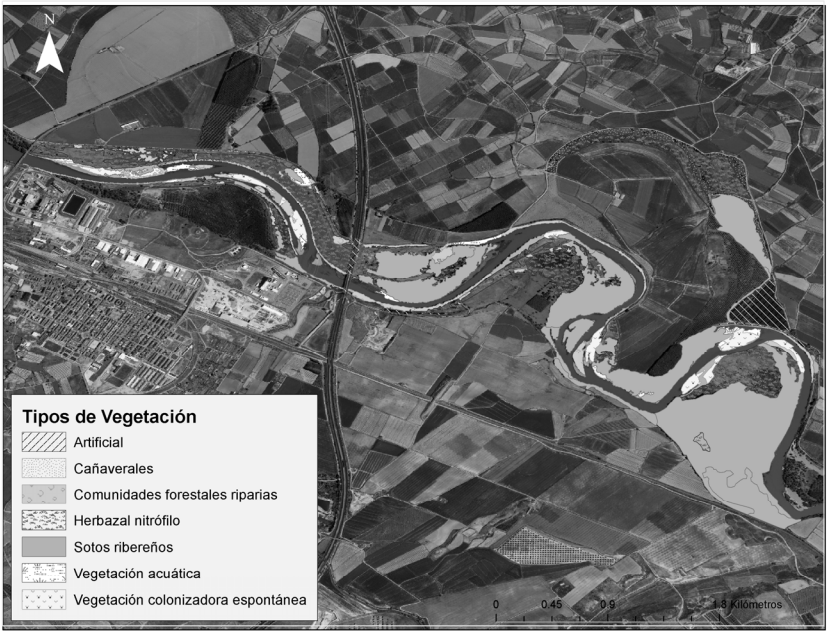


Figura 1. Cartografía de la vegetación del espacio de estudio.

Entre los resultados más relevantes de este estudio botánico destaca la constatación del mal estado de conservación del ecosistema fluvial y ripario del Ebro que se evidencia, entre otras circunstancias, en la presencia de 17 taxones alóctonos de carácter invasor en las apenas 300 hectáreas que suponen el área de estudio (ver Tabla 1), alguno de ellos muy abundantemente repartidos y con nutridas poblaciones. Todos ellos habían sido previamente citados para Navarra por lo que no constituyen novedad florística.

Tabla 1. Listado de especies alóctonas detectadas en el área de estudio

Nombre especie	Familia	Procedencia
Ailanthus altissima (Mill.) Swingle	Simaroubaceae	Asia Oriental
Amaranthus albus L.	Amaranthaceae	Centro-Norteamérica
Amaranthus blitoides S. Watson	Amaranthaceae	Norteamérica
Amaranthus muricatus (Moq.) Hieron.	Amaranthaceae	Sudamérica
Amaranthus retroflexus L.	Amaranthaceae	Centro-Sudamérica
Arundo donax L.	Gramineae	Asia Oriental
Azolla filiculoides Lam.	Azollaceae	Centro-Sudamérica
Conyza canadensis (L.) Cronq.	Compositae	Norteamérica
Cyperus difformis L.	Cyperaceae	Pantropical (Asia, África)
Didymosphenia geminata (Lyngb.) M. Schmidt.	Gomphonemataceae	Hemisferio Norte (clima oceánico)
Datura stramonium L.	Solanaceae	Centroamérica
Juglans nigra L.	Juglandaceae	Norteamérica
Medicago sativa L.	Leguminosae	Asia Central
Paspalum paspalodes (Michx) Scribner.	Gramineae	Centro-Sudamérica
Robinia pseudoacacia L.	Leguminosae	Norteamérica
Sorghum halepense (L.) Pers.	Gramineae	África Central, Asia Oriental
Xanthium spinosum L.	Compositae	Sudamérica

La mayor parte se encuentran asociados a los hábitats más antropizados como los pastizales nitrificados (*Medicago sativa*, *Amaranthus albus*, *Conyza canadensis*) donde el trasiego del ganado ovino favorece su dispersión, o los alrededores de cultivos agrícolas y forestales, en los que la constante roturación por parte del hombre favorece a aquellas especies con mayor capacidad recolonizadora (*Arundo donax*, *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia*, *Sorghum halepense*).

Es lo mismo que ocurre en los arenales y pedregales que deja expuesto el río durante el estío, donde las semillas de estas especies, transportadas por el cauce o por el viento, arraigan y fructifican con mayor rapidez (*Paspalum paspalodes*, *Amaranthus muricatus*, *Cyperus difformis*, *Datura stramonium*, etc.).

En cuanto al medio acuático ha sido localizada con frecuencia en los márgenes remansados el helecho acuático *Azolla filiculoides* y también se ha detectado la presencia de la diatomea *Didymosphenia geminata*.

Referencias bibliográficas

Aizpuru I, Aseginolaza C, Uribe-Echebarría PM, Urrutia P & Zorrakin I (1999) Claves ilustradas de la Flora del País Vasco y Territorios Limítrofes. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. 831 pp.

Biurrun I (1999) Flora y vegetación de los ríos y humedales de Navarra. Guineana 5. Universidad del País Vasco. Leioa. 338 pp.

Campos JA & Herrera M (2009) Diagnosis de la flora alóctona invasora. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco. Bilbao. 296 pp.

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial n° L 206 de 22/07/1992. pp. 7 - 50

Sanz Elorza M, Dana Sánchez ED & Sobrino Vesperinas E (eds.) (2004) Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 384 pp.

Rivas-Martínez S, Díaz TE, Fernández-González F, Izco J, Loidi J, Lousa M & Penas A (2002) Vascular plant communities of Spain andPortugal. Addenda to the syntaxonomical checklistof 2001. Part I. Itinera Geobotanica 15 (1):5-432.

Cambio climático, especies invasoras y su impacto en la distribución potencial de especies amenazadas

Climate change, invasive species and their joint impact on the distribution of endangered species

B. GALLARDO* & D. C. ALDRIDGE

Aquatic Ecology Group, Department of Zoology, University of Cambridge, Downing St. CB2 3EJ Cambridge, UK, Teléfono: (+44) 01223336617, Fax: (+44) 01223336676, Email: galla82@hotmail.com / bg306@cam.ac.uk

Abstract
In this study, we evaluated the joint threat posed by climate change and two invasive species (*D. polymorpha* and *P. leniusculus*) on the distribution of two endangered freshwater species (*P. complanata* and *A. pallipes*) in Europe. The 2050 scenario suggests *D. polymorpha* may strongly benefit from climate changes, while the range of *P. complanata* experiences an important reduction. Although both crayfishes are predicted to be negatively affected by climate changes, the contraction is more severe for the native. Species distribution models can assist in management of endangered species by identifying current and future areas of shared bioclimatic suitability and potential refugia.

Palabras clave: *Austropotamobius pallipes*, *Dreissena polymorpha,* modelos conjuntos, *Pacifastacus leniusculus, Pseudanodonta complanata*
Keywords: *Austropotamobius pallipes*, *Dreissena polymorpha,* ensemble forecasting, *Pacifastacus leniusculus, Pseudanodonta complanata*

El cambio climático junto con las especies invasoras son actualmente dos de las causas más importantes de pérdida de biodiversidad en ambientes acuáticos (Sala *et al*. 2000). En un escenario de incremento de temperaturas, las especies se ven forzadas o bien a adaptarse, o migrar hacia el norte en busca de condiciones climáticas más benignas (Parmesan and Yohe 2003; Thuiller 2004). En comparación con las nativas, las especies invasoras tienen una mayor capacidad de adaptación a cambios ambientales dado que son habitualmente abundantes, toleran un amplio rango de condiciones ambientales, cubren grandes extensiones espaciales y poseen rasgos biológicos muy competitivos (Hellmann *et al.* 2008). A pesar de que tanto especies invasoras como cambio climático han sido ampliamente estudiados por separado, sus efectos combinados han recibido relativamente poca atención, lo que dificulta un correcto análisis de riesgo y manejo de especies.

El mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) y el cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) son dos de las especies invasoras acuáticas más perjudiciales en Europa (www.europe-aliens.org). El mejillón cebra tiene un efecto particularmente nocivo en Unionidos nativos como el mejillón de rio (*Pseudoanodonta complanata*) con el cual compite por espacio y recursos, impidiendo su movimiento y alimentación (Karatayev *et al*. 1997). *P. complanata* está considerada especie en peligro en Europa (www.iucnredlist.org), habiendo desaparecido de al menos un 30% de sus localizaciones históricas en Reino Unido (Killeen *et al*. 2004). Por otro lado *P. leniusculus* compite por hábitat y recursos con cangrejos nativos, como el cangrejo de rio común (*Austropotamobius pallipes*) al cual transmite además el hongo *Aphanomices astaci*, que ha esquilmado las poblaciones nativas de cangrejos en Europa, sin aparentemente afectar a sus portadores (IUCN 1996). Considerando su amplia distribución y capacidad de adaptación,

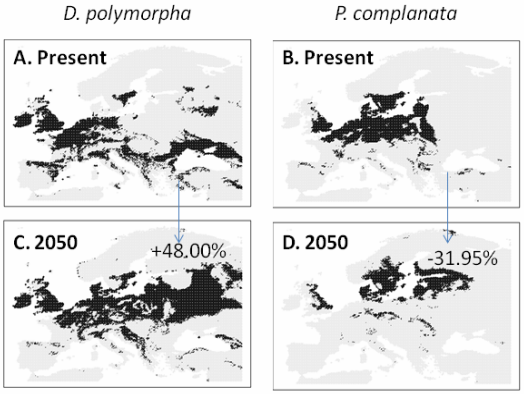


Figura 1. Distribución pr esente y futura del mejillón cebra (*D. polyymorpha*) y el mejillón de rio común (*P. complanata*) de acuerdo a modelos de distribución basados en condiciones climáticas. Los porcentajes reflejan el cambio en el área donde la especie se predice presente (negro) entre la actualidad y 2050.

es de esperar que en un escenario de cambio climático ambas especies invasoras mantengan o incluso incrementen su rango de distribución en Europa a pesar del incremento de temperaturas. Por el contrario, la distribución de especies nativas amenazadas podría verse peligrosamente reducida. En este estudio hacemos uso de complejos modelos de distribución de especies (MDS) para probar esta hipótesis.

Para realizar MDS se necesita i) un mapa de distribución actual de la especie, y ii) una serie de mapas que reflejen variables ambientales potencialmente importantes para explicar la distribución de la especie. Los mapas de distribución de las cuatro especies de estudio se elaboraron a partir de información obtenida en el Portal de Información sobre Biodiversidad Global (data.gbif.org). Los datos climáticos correspondientes a condiciones ambientales y futuras (año 2050) se obtuvieron del Portal de Datos Climáticos (www.worldclim.org) a una resolución de 30 segundos (1km^2). Para realizar MDS se utilizó BIOMOD, un paquete de R especialmente diseñado para esta tarea. De entre los distintos algoritmos disponibles se eligió random forest (RF), siguiendo las recomendaciones de modelización recientemente publicadas por Barbet-Massin *et al.* (2012).

Como resultado, los modelos mostraron un elevado nivel de precisión (AUC 0.92-0.97), resaltando la capacidad predictiva de variables como temperatura media anual y temperatura mínima mensual. En general las dos especies invasoras mostraron un mayor rango de tolerancia climática, tal y como preveíamos. Esto se traduce a los mapas de distribución potencial, donde por ejemplo la distribución de *D. polymorpha* es cerca de un 40% (Fig. 1A) más amplia que la de *P. complanata* (Fig. 1B), mientras que la de *P. leniusculus* llega incluso a ser un 80% mayor que la de *A. pallipes* (Figs. 2A-B). En un escenario de cambio climático (2050), los rangos geográficos de las especies estudiadas se reducen, excepto la de *D. polymorpha* que aumenta un sorprendente 48% hacia el nordeste de Europa (Fig. 1C). El retroceso potencial frente al aumento de temperaturas es especialmente grave en el caso de *P. complanata* (-32%) lo que unido a un mejillón cebra mejor adaptado y en plena expansión podría tener consecuencias fatales para este bivalvo en peligro (Fig. 1D). En el caso de los cangrejos, la disminución es más bien leve, aunque de nuevo mas importante en el caso de la especie nativa (-9%, Fig. 2D) que en el de la invasora (-4%, Fig. 2C). Otras especies pueden tener una gran relevancia en la futura distribución de las cuatro aquí descritas. Por ejemplo, *P. complanata* requiere la presencia de determinados tipos de peces para su reproducción. En el caso de los cangrejos, la respuesta al cambio de temperaturas del hongo *A. astaci* es especialmente relevante. Teniendo en cuenta su elevada resistencia a condiciones ambientales adversas y flexibilidad fenotípica, es de esperar que este hongo siga causando estragos en las poblaciones autóctonas de cangrejo, empeorando aún más los efectos del cambio climático.

En términos generales, la mayoría de estudios hasta el momento predicen una contracción en los rangos de distribución de especies tanto nativas como invasoras (Bradley 2010; Broennimann and Guisan 2008). Nuestro estudio es de hecho uno de los primeros en confirmar un incremento potencial en una especie invasora de gran relevancia como es *D. polymorpha*. El cambio climático traerá nuevas combinaciones climáticas cuyos resultados son por tanto difícilmente predecibles con las herramientas estadísticas de las que disponibles. Es decir, los modelos estadísticos no pueden prever cómo se van a adaptar las especies a condiciones ambientales todavía no experimentadas. Aunque es de esperar una mayor flexibilidad en las especies invasoras con respecto a las nativas, esta diferencia es de momento muy difícil de cuantificar, mucho menos de incorporar en modelos predictivos. Aun así, MDS ofrecen una herramienta de enorme importancia para la elaboración de escenarios de futuro, que si bien con un elevado nivel de incertidumbre, nos permitan adelantaros a las consecuencias del cambio climático.

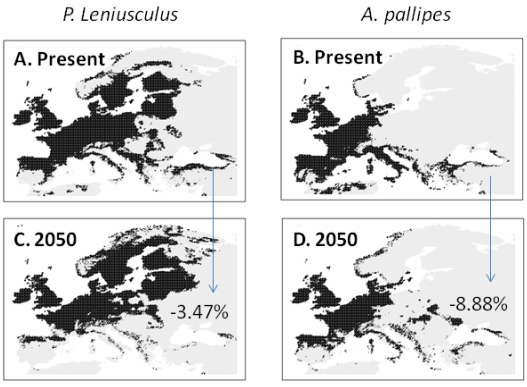


Figura 2. Distribución presente y futura del cangrejo señal (*P. leniusculus*) y cangrejo de rio común (*A. pallipes*) de acuerdo a modelos de distribución basados en condiciones climáticas. Los porcentajes reflejan el cambio en el área donde la especie se predice presente (negro) entre la actualidad y 2050.

Finalmente, podemos solapar los mapas por parejas de especies, para identificar las áreas disponibles ahora y en el futuro para ambas especies – nativa e invasora— donde pueden entrar en conflicto (Fig. 3). El solapamiento de las dos especies de bivalvos ronda en la actualidad el 39% y asciende a un 42% en el escenario de futuro.

Por otro lado los dos cangrejos parecen tener preferencias muy similares, como evidencia un solapamiento del 78% que sin embargo disminuye (a un 72%) en 2050. Por último, ambas especies invasoras registran un movimiento marcado hacia el norte, donde su detección y control tempranos es fundamental. Por el contrario, el sur de Europa parece volverse más inhóspito para estos invasores. Aunque no es de esperar que desaparezcan inmediatamente, condiciones ambientales cada vez menos óptimas pueden facilitar la erradicación de poblaciones invasoras en estas zonas.

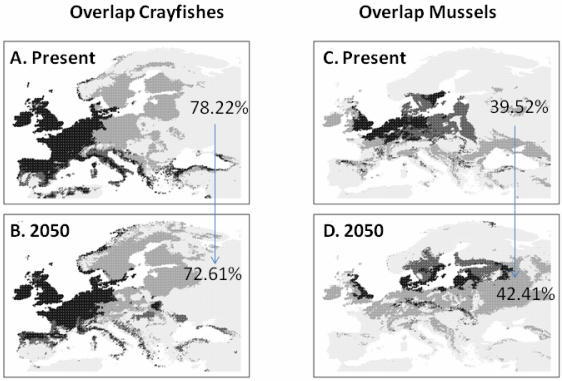


Figura 3. Solapamiento en la distribución potencial de una especie nativa y otra invasora, en la actualidad y un escenario de futuro. A-B: solapamiento entre *P. leniusculus* y *A. pallipes*. C-D: Solapamiento entre *D. polymorpha* y *P. complanata*. Los porcentajes reflejan el cambio en el área solapada. En negro el área solapada, gris oscuro el área ocupada únicamente por la especie nativa y en gris claro área ocupada únicamente por la invasora.

Como conclusión, los modelos de distribución de especies pueden ser de gran ayuda para el óptimo uso de los recursos en el control de especies invasoras y protección de especies amenazadas. La inclusión de varios factores de riesgo – cambio climático e invasiones biológicas-- simultáneamente es especialmente interesante, dado que dichos factores interaccionaran en el futuro, suponiendo un riesgo aun mayor para especies amenazadas.

Referencias bibliográficas

Barbet-Massin M, Jiguet F, Albert CH & Thuiller W (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? Methods in Ecology and Evolution 3: 327-338

Bradley BA (2010) Assessing ecosystem threats from global and regional change: hierarchical modeling of risk to sagebrush ecosystems from climate change, land use and invasive species in Nevada, USA. Ecography 33: 198-208

Broennimann O & Guisan A (2008) Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. Biology Letters 4: 585-589

Hellmann JJ, Byers JE, Bierwagen BG & Dukes JS (2008) Five potential consequences of climate change for invasive species. Conservation Biology 22: 534-543

IUCN (1996) The IUCN Red List of Threatened Animals. The IUCN Species Survival Commission, 448 pp. Gland, Switzerland and Cambridge, UK,

Karatayev AY, Burlakova LE & Padilla DK (1997) The effects of Dreissena polymorpha (Pallas) invasion on aquatic communities in eastern Europe. Journal of Shellfish Research 16: 187-203

Killeen I, Aldridge D & Oliver PG (2004) Freshwater bivalves of Britain and Ireland. FSC Publications, 119 pp. Shresbury, UK,

Parmesan C & Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421: 37-42

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M & Wall DH (2000) Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770-1774

Thuiller W (2004) Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. Global Change Biology 10: 2020-2027

Notas sobre la reproducción de la especie exótica *Crepipatella dilatata* (Gastropoda: Calyptreidae) en la costa de Asturias

Notes on the reproductive biology of the alien species *Crepipatella dilatata* (Gastropoda: Calyptreidae) from the Asturian coast

A. RICHTER*, A. ARIAS & N. ANADÓN

Departamento de Biología de Organismos y Sistemas (Zoología), Facultad de Biología, Universidad de Oviedo, c/Catedrático Rodrigo Uría s/n, 33071 Oviedo, España, Teléfono: (+34) 985104814, E-mail: richteralexandra@uniovi.es

Abstract
A few species of slipper limpets introduced in areas outside their native distribution ranges have become pests. Here, we provide the results of a preliminary study conducted on two populations of the alien species *Crepipatella dilatata* from different sites along the coast of North Spain in order to assess its invasive potential. Data obtained compared with those from populations of *C. dilatata* from Chile reveal differences in the reproductive strategy. Alien populations increase their dispersal potential and attain larger sizes. The symbiosis with native *Pinnotheres pisum* and additional field observations, however, suggest that the local biota develop homeostatic responses to *C. dilatata* invasion.

Palabras clave: Asturias, exótica, *Crepipatella dilatata*, invasor
Keywords: alien, Asturias, *Crepipatella dilatata*, invasive

En el presente trabajo, se ha llevado a cabo un estudio preliminar sobre la biología reproductora de la especie no autóctona, *Crepipatella dilatata* (Lamark, 1822), en las costas Atlánticas del Norte de España. La finalidad del estudio es hacer una valoración del potencial invasor de esta especie exótica, cuya área de distribución nativa se encuentra en el cono sur del continente americano a lo largo de las costas de Chile, Argentina y Perú (Tucker 1974).

La primera referencia de *C. dilatata* en la costa atlántica española, se remonta a 2005 en la Ría de Aldán –Galicia- (Rolán & Horro 2005). Desde esta primera cita esta especie ha logrado extenderse, en un lapsus de 3 años, a tres localidades más de las costas gallegas (Collin *et al*. 2009). Hasta la fecha no se conocían poblaciones de esta especie fuera de las costas de Galicia, pero recientemente en Abril de 2010 se ha localizado una población reproductora en el intermareal rocoso de Gijón (Asturias) epibionte sobre mejillones *Mytilus galloprovincialis* (Linnaeus, 1758) y sobre rocas. En la actualidad, la presencia de *C. dilatata* en otros puntos de la costa del Atlántica Nororiental se desconoce. Es posible que aún no haya sido introducida o que no se haya extendido a otros puntos del litoral Atlántico Nororiental. También cabe la posibilidad de que esté presente en otras localidades de la costa Atlántica Europea y que su identificación esté planteando problemas dado el elevado número de especies crípticas que existen en esta familia de enorme variabilidad intraespecífica. En las costas de Asturias, *C. dilatata* se encuentra en simpatría con dos especies de Caliptreidos próximas, *Crepidula fornicata* (Linnaeus, 1758) y una segunda que aún no se ha logrado identificar, aunque siguiendo los criterios de Collin (2003), se puede encuadrar dentro del género *Crepidula* Lamarck, 1799. La presencia de *C. fornicata* en el Cantábrico se remonta a 1978. Y actualmente su presencia se ha observado en 3 localidades asturianas diferentes (Eo, Oviñana y Villaviciosa) formando en todas ellas poblaciones reproductoras (obs. pers.).

Estos hallazgos en su conjunto apuntan a que la costa del Noreste de España es una puerta de entrada al Atlántico Nororiental de especies exóticas de la familia Calyptraeidae. Si se considera que en algunas regiones éstas pueden llegar a constituir auténticas plagas de cultivos marinos (Blanchard 1997) y que en ocasiones sus poblaciones pueden alterar la estructura de los fondos blandos marinos repercutiendo en la biología de peces bentónicos como el lenguado (Le Pape *et al*. 2004), urge que se identifiquen cuanto antes las especies alien de Caliptreidos encontradas en las costas españolas. De este modo, se podrían individualizar sus vectores de introducción, localizar su centro de dispersión, comparar su biología reproductora con las poblaciones de la misma especie en su área nativa y valorar su potencial dispersivo e invasivo para poder aplicar medidas de prevención.

Para poder identificar correctamente las especies de Caliptreidos exóticos presentes en las costas de Asturias se han utilizado alrededor de 30 caracteres relativos a la biología reproductora (grado de gregarismo, tipo de desarrollo larvario y nutrición intracapsular, tallas de machos, hembras e individuos hermafroditas, forma de las cápsulas ovígeras y del pedúnculo), de la concha (concavidad de la concha, número, forma y posición de impresiones musculares en el interior de la concha, color de la concha externa e interna, profundidad de la incisión

y curvatura del lado izquierdo del tabique, posición de la protoconcha con respecto a la abertura de la concha, presencia/ausencia de periostraco, etc.) y la anatomía: forma de la papila genital femenina y del pene, número de receptáculos seminales asociados a la glándula del albumen, número de músculos del manto y grado de desarrollo de los mismos, número de cúspides del diente raquídeo, extensión del manto, etc. siguiendo los criterios de Gallardo (1977), Simone *et al*. (2000 y 2006), Collin (2003) y Véliz *et al* (2003). De este estudio comparado de los ejemplares recolectados en Abril de 2010 procedentes de Gijón se desprende que dichos especímenes pertenecen a la especie *Crepipatella dilatata* (Lamark, 1822).

En cuanto a la biología reproductora y ecología de *C. dilatata* en la costa de Asturias, se ha comprobado que las poblaciones de Asturias se reproducen y reclutan juveniles, al encontrarse hembras incubadoras y juveniles con tallas inferiores a 2 mm. Las hembras funcionales miden entre 18 a 51 mm de longitud de concha, mientras que los machos varían entre 9 y 17 mm de longitud. Asimismo, los individuos intersexuales se encuentran en un rango entre los 20 y los 26 mm. La talla de los machos y de los individuos intersexuales se ubica dentro de la amplitud de variación de las poblaciones de *C. dilatata* en su área nativa. La talla de las hembras igualmente está dentro del rango de variación de las poblaciones chilenas estudiadas por Gallardo (1977) y Véliz *et al*. (2003). Sin embargo, la talla máxima de las hembras observada en la población de Gijón es mayor que la que alcanzan las hembras en las poblaciones gallegas, cuyos individuos llegan a medir 36 mm de talla máxima (Collin *et al*. 2009), y mayor que la registrada para las hembras de poblaciones nativas de la bahía de La Herradura (Chile) (Véliz *et al*. 2003). Teniendo en cuenta que al igual que en otras especies protándricas, la fecundidad de las hembras de Caliptreidos aumenta significativamente con la talla (Gallardo 1977; Collin 2000), esto podría indicar que las poblaciones que establece *C. dilatata* en Asturias, en principio, poseen un mayor éxito reproductor que las poblaciones gallegas y que algunas poblaciones chilenas.

Por otro lado, al igual que las poblaciones de *C. dilatata* en su área nativa, la población de Gijón presenta un desarrollo directo y las larvas consumen huevos nutricios durante el desarrollo intracapsular. Sin embargo, al contrario que las poblaciones chilenas, cuyas larvas sufren una metamorfosis completa en el interior de la cápsula ovígera y reabsorben completamente el velo antes de eclosionar (Gallardo 1977; Véliz *et al* 2003), de las cápsulas incubadas por hembras de la población de Gijón eclosionan pediveligeras con opérculo reducido y un velo bilobulado vestigial. Larvas de este tipo poseen aún cierta capacidad de dispersión, dado que el atraso de la metamorfosis puede permitirles el alejarse con la corriente de agua del lugar de eclosión para encontrar un sustrato más adecuado. El reclutamiento de juveniles, las tallas grandes que logra alcanzar *C. dilatata* fuera de su área nativa y la fase pediveliger de eclosión en las poblaciones del Cantábirco indica que *C. dilatata* desarrolla un comportamiento colonizador fuera de su área nativa pudiendo convertirse en una especie invasora. Sin embargo, una serie de observaciones sobre la ecología de *C. dilatata* parecen indicar que el ecosistema responde para lograr un equilibrio. En el interior de la cavidad paleal de algunas hembras de la población de Gijón con tallas superiores o igual a 40 mm, se ha encontrado un cangrejo decápodo nativo, *Pinnotheres pisum* (Linnaeus, 1767), que normalmente se halla en el interior de la cavidad paleal de bivalvos como el mejillón *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 y los berberechos *Cerastoderma edule* (Linnaeus, 1758) y *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789) (obs. pers.). Es bastante probable que *P. pisum* haya pasado desde los mejillones sobre los que *C. dilatata* es epibionte a ella misma. Este hecho no resulta extraño. Aparentemente, la familia Pinnotheridae incluye especies que son simbiontes obligados de Caliptreidos (Campos 1999). Por otro lado, tanto los bivalvos lamelibranquios como los Caliptreidos poseen una alimentación muco-ciliar y utilizan los ctenidios tanto para respirar como para crear corrientes de agua, filtrar partículas en suspensión y secretar moco para englobar las partículas en cordones mucosos, que luego son transportados hacia la boca (Beninger *et al* 2007). *P. pisum* en el interior de la cavidad paleal de *C. dilatata* podría actuar como un cleptoparásito que roba alimento del cordón mucoso que forman estos animales para su alimentación. Alternativamente, su presencia, en cierta medida, puede interferir con la respiración de las hembras de *C. dilatata*, con la respiración de las larvas que incuban éstas y/o con la formación e incubación de la puesta. En *Crepipatella fecunda*, la presencia de cangrejos pinnotéridos en las hembras impide el depósito normal de las cápsulas de huevos, ya que estos cangrejos ocupan el área destinada a albergar la puesta, no encontrándose nunca puestas de huevos en hembras hospedadoras de cangrejos pinnotéridos (Chaparro *et al*. 2002; Chaparro *et al*. 2005). En las hembras de *C. dilatata* de poblaciones del Cantábrico con el cangrejo *P. pisum* en la cavidad paleal (ca. 10% de la población) tampoco hemos hallado puestas, por tanto, es muy probable que la presencia de este cangrejo merme también aquí el potencial reproductivo de *C. dilatata*, actuando como mecanismo de control poblacional sobre esta especie exótica.

Referencias bibliográficas

Beninger PG, Decottignies P, Guiheneuf F, Barillé L & Riné Y (2007) Comparison of particle processing by two introduced suspension feeders: selection in *Crepidula fornicata* and *Crassostrea gigas*. Marine Ecology Progress Series 334: 165-177.

Blanchard M (1997) Spread of slipper limpet Crepidula fornicate L. (1758) in Europe: Current state and consequences. Scientia Marina 61 (Supplement 9): 109-118.

Campos E (1999) Inclusion of the austral species *Pinnotheres politus* (Smith, 1869) and *Pinnotheres garthi* Fenucci, 1975 within the genus *Calyptraeotheres* Campos, 1990 (Crustacea: Brachyura: Pinnotheridae). Proceedings of the Biological Society of Washington 112(3): 536-540.

Chaparro OR, Charpentier JL & Collin R (2002) Embryonic velar structure and function in sibling species of *Crepidula* with different modes of development. Biological Bulletin. Marine Biological Laboratory, Woods Hole 203: 80-86.

Chaparro OR, Saldivia CL, Pereda SV, Segura CJ, Montiel YA & Collin R (2005) The reproductive cycle and development of *Crepipatella fecunda* (Gastropoda: Calyptraeidae) from southern Chile. Journal of the Marine Biological Association of U.K. 85: 157-161.

Collin R (2000) Sex change, reproduction and development of *Crepidula adunca* and *Crepidula lingulata* (Gastropoda: Calyptraeidae). The Veliger 43(1): 24-33.

Collin R (2003) The utility of morphological characters in gastropod phylogenetics: an example from the Calyptraeidae. Biological Journal of the Linnean Society of London 78: 541-593.

Collin R, Farrel P & Cragg, S (2009) Confirmation of the identification and the establishment of the South American slipper limpet Crepipatella dilatata (Lamark 1822) (Caenogastropoda: Calyptraeidae) in Northern Spain. Aquatic Invasions 4 (2): 377-380. DOI 10.33391/ai.2009.4.2.13

Gallardo CS (1977) Two modes of development in the morphospecies *Crepidula dilatata* (Gastropoda: Calyptraeidae) from Southern Chile. Marine Biology 39: 241-251.

Le Pape O, Guérault D & Désaunay & (2004) Effect of an invasive mollusc, American slipper limpet *Crepidula fornicata*, on habitat suitability for juvenile common sole *Solea solea* in the Bay of Biscay. Marine Ecology Progress Series 277: 107–115.

Rolán E & Horro J (2005) *Crepipatella dilatata* (Gastropoda, Calyptraeidae) nueva especie introducida en aguas gallegas. Noticiario de la Sociedad Española de Malacología 44: 60-63.

Simone LRL, Pastorino G & Penchaszadeh, P (2000) *Crepidula argentina* (Gastropoda: Calyptraeidae), a new species from the littoral of Argentina. The Nautilus 114(4): 127-141.

Simone LRL (2006) Morphological and phylogenetic study of the Western Atlantic *Crepidula plana* complex (Caenogastropoda, Calyptraeidae) with description of three new species from Brazil. Zootaxa 1112: 1-64.

Tucker R (1974) American Seashell. Second Edition. Van Nostrand Reinhold Company. New York. 663 pp.

Véliz D, Winkler FM & Guisado C (2003) Development and genetic evidence for the existence of three morphological cryptic species of *Crepidula* in Northern Chile. Marine Biology 143: 131-142.

Efecto de diferentes intensidades de luz y condiciones de oscuridad sobre el crecimiento de la especie acuática *Elodea nuttallii*

Effects of different light intensities and light absence on growth of the aquatic species *Elodea nuttallii*

A. BENAVENT GONZÁLEZ[1,*] & M. HOFFMANN[2]

[1]Departamento de Biología Vegetal II, Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid, Plaza Ramón y Cajal s/n, 28040 Madrid, España, Teléfono: (+34) 910805913 e-mail: alber.benavent@gmail.com ■ [2]Estación Limnológica de Iffeldorf. Tecnische Universität Manchen, Alemania

Abstract
The effect of node length and light intensity on *Elodea nutallii* was studied in this work. The initial hypothesis was that sprouts with higher number of nodes would produce higher and quicker growth intensities. In order to test it, sprouts of 1, 2, 3 and 4 nodes were selected (including the apical bud) and cultured during two months. At the same time, sprouts were exposed to different light intensities in order to determine if *Elodea nuttallii* is a shadow or sun-adapted plant. Results showed that higher light intensities promoted higher growths in longer sprouts, presenting a positive relation in both cases.

Palabras clave: fragmento, iluminación, macrófitos, nodo, plantas invasoras
Keywords: alien plants, light, macrophytes, node, sprout

Las plantas acuáticas, en tanto que son organismos fotosintéticos, son extremadamente dependientes de la radiación lumínica. Revisando la literatura específica sobre el tema se pueden encontrar multitud de casos en los que se estudia el efecto de diferentes condiciones de luz sobre el crecimiento de macrófitos (Barko & Smart 1981; Kirk 1994; Kunii 1984b; Sand-Jensen & Madsen 1991; Abernethy *et al.* 1996; Angelstein & Schubert 2009). La reproducción de *Elodea nuttallii* es básicamente asexual y la producción de fragmentos es la vía por la que esta especie consigue colonizar nuevos entornos. Kunii (1984a) describió su ciclo biológico, y determinó que al final del otoño *E. nuttallii* produce una serie de fragmentos que se hunden hasta el fondo del lago, estando en fase de latencia durante todo el invierno. Determinó que el crecimiento de esta especie es efectivo a partir de 4 ºC y cuando el hielo se funde y la intensidad lumínica aumenta, la planta comienza a crecer. Como describieron Cook & Urmi-König (1985) esta especie presenta un tallo estrecho, con sección redondeada y abundantes ramificaciones. El tallo está cubierto por hojas dispuestas en grupos de tres alrededor de una estructura denominada nodo. Esta estructura del nodo fue utilizada en este trabajo para la determinación de la longitud de las plantas utilizadas. Partimos de la hipótesis de que el número de nodos condiciona la supervivencia de los fragmentos y su crecimiento. Asimismo, diferentes estudios han considerado a *E. nuttallii* como una especie que prefiere ambientes sombríos para crecer (Angelstein & Schubert 2009) situando el punto de inhibición fotosintética entre 72-94 µmol fotones m^{-2} s^{-1}, mientras que otros determinaron que prefiere elevada iluminación (Jahnke *et al.* 1991) situando el punto de inhibición a 1100 µmol fotones m^{-2} s^{-1}. En este trabajo se comprueba qué condiciones determinaban un mayor crecimiento de esta especie.
Para este estudio se utilizaron un total de 20 acuarios (Tabla 1) con dimensiones 19x29x19,8 cm, cuyo fondo se cubrió con una capa de 5 cm de sedimento rico en nutrientes y se llenaron con agua hasta 5 cm del borde superior. Para el estudio de las condiciones lumínicas, se utilizaron 16 de los acuarios.

Tabla 1. Esquema del diseño experimental con el número de acuarios utilizados y su distribución en función la combinación de factores para cada uno.

		Intensidad de luz				
		100 %	75%	40%	15%	Oscuridad
Plantas	1 nodo	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)
	2 nodos	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)
	3 nodos	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)
	4 nodos	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)	1 acuario (6 fragmentos)

Cada uno de ellos fue dividido en seis compartimentos mediante el uso de placas de metacrilato entrecruzadas y cada compartimento sirvió para el cultivo de un único ejemplar de *E. nuttallii*. Todos los cultivos se mantuvieron en condiciones controladas de temperatura (15 ºC) e iluminados con intensidades decrecientes de luz: 214,8; 161,6; 91,8 y 35,4 µmol fotones m^{-2} s^{-1}, con periodos diarios de 14 h luz/10 h oscuridad. La reducción de la intensidad lumínica se consiguió mediante el uso de mallas metálicas colocadas entre la fuente de luz y los acuarios, obteniendo así las cuatro intensidades utilizadas en este experimento: 100, 75, 40 y 15 % respectivamente. Los cuatro acuarios restantes, cubiertos completamente con plástico opaco, se utilizaron para determinar el efecto de la ausencia de luz sobre *E. nuttallii*. A cada uno de estos cuatro acuarios se le suministró oxígeno de forma constante para evitar condiciones de anoxia. En los compartimentos de todos los acuarios se cultivaron fragmentos de *E. nuttallii* con diferente número de nodos (desde 1 hasta 4) hasta un total de seis plantas por cada acuario (Tabla 1). Los fragmentos se seleccionaron contando la yema apical como el primer nodo, y contando a partir de ahí para obtener los fragmentos de 2, 3 y 4 nodos.
La evolución del crecimiento (figura 1) nos mostró dos tipos de comportamiento.

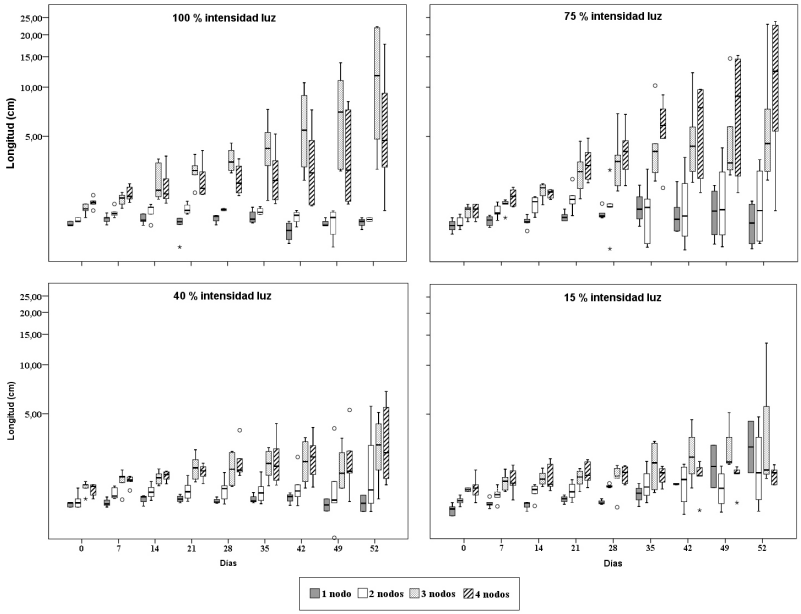


Figura 1. Diagrama de cajas y bigotes representando la evolución del crecimiento de los fragmentos de *E. nuttallii* expuestos a diferentes intensidades de luz a lo largo del periodo de estudio en función del número de nodos. Los puntos representan valores anómalos.

Por un lado, las plantas de 3 y 4 nodos expuestas a 100 y 75 % de intensidad presentaron crecimientos mayores que aquellas con mismo número de nodos expuestas a 40 y 15 % de intensidad. Por otro lado, las plantas de 1 y 2 nodos se mantuvieron con crecimiento escaso o nulo en los cuatro grados de intensidad lumínica. El análisis no paramétrico de Kruskall-Wallace mostró diferencias significativas en relación al número de nodos, obteniendo para las plantas expuestas a 100 y 75 % de intensidad un p-valor de 0,014 y 0,012 respectivamente (nivel de significación $p<0,05$). Al mismo tiempo, la tasa de mortalidad más alta se observó entre los ejemplares expuestos a 15 % de intensidad (65, 35, 50 y 20 % para los ejemplares de 1, 2, 3 y 4 nodos respectivamente). En el caso de los ejemplares expuestos al 15% de intensidad se observa un comportamiento anómalo al final del periodo de estudio. Para entender esto debemos tener en cuenta las tasas de mortalidad anteriormente citadas, que pueden estar produciendo una alteración en la gráfica al haber perdido un alto porcentaje de individuos y haber sobrevivido los más fuertes y mejor adaptados. En relación a los ejemplares de *E. nuttallii* sometidos a condiciones

de oscuridad su evolución se muestra en la Tabla 2. Éstos se mantuvieron flotando y en buenas condiciones hasta la tercera semana, a partir de la cual comenzaron a sufrir diferentes cambios morfológicos. Las plantas comenzaron a perder la pigmentación y a desprenderse de las hojas, al mismo tiempo empezaron a depositarse en el fondo. Como se puede apreciar en la Tabla 2, las plantas de 3 y 4 nodos presentan un retraso con respecto a las de 1 y 2 nodos. Las tasas de mortalidad también fueron incrementándose, hasta haber muerto la totalidad de los ejemplares al tercer mes. Así observamos que la muerte de los individuos se retrasa en función del número de nodos, sobreviviendo más tiempo cuanto más largo es el fragmento de *E. nuttallii*.

Los resultados obtenidos en la parte experimental correspondiente a las diferentes intensidades de luz, indican que el crecimiento de *E. nuttallii* se ralentiza a bajas condiciones de luz. Además, el hecho de que los mayores crecimientos se observen a mayores intensidades de luz pone nuestros resultados en concordancia con otros experimentos que determinan que *E. nuttallii* es una planta que prefiere ambientes con condiciones de abundante luz (Jahnke *et al.* 1991).

Tabla 2. Evolución de los fragmentos en función de su posición, color, hojas y % mortalidad durante 12 semanas.

Semana	Nodos	Posición en el acuario	Color	Hojas	Muerte (%)
1	1	Flotando	Verde	Unidas al tallo	0
	2				
	3				
	4				
2	1	Flotando	Verde	Unidas al tallo	0
	2				
	3				
	4				
3	1	Fondo	Verde	Separadas del tallo	0
	2				
	3	Flotando		Unidas al tallo	
	4				
4	1	Fondo	Blanco	Separadas del tallo	0
	2				
	3		Verde pálido	Unidas al tallo	
	4				
5	1	Fondo	Blanco	Separadas del tallo	17
	2				
	3			Unidas al tallo	0
	4				
8	1	Fondo	Blanco	Separadas del tallo	67
	2				
	3				33
	4				
12	1	-	-	-	100
	2				
	3				
	4				

A bajas intensidades de luz no se aprecian diferencias significativas entre los cultivos lo que puede deberse a que los fragmentos de *E. nuttallii,* independientemente de su longitud, no se desarrollan en gran medida. Este comportamiento se asemeja al descrito por Kunii (1984b) para la supervivencia de esta especie durante el invierno, cuando la superficie está congelada y cubierta de nieve y la planta debe sobrevivir en condiciones de oscuridad. Kunii (*ibid.*) determinó que el crecimiento de *E. nuttallii* después del periodo de hibernación está condicionado por un aumento en la intensidad lumínica y la temperatura. Así, si las intensidades no son lo suficientemente altas, las plantas no desarrollan un crecimiento efectivo. El análisis de Jahnke *et al.* (1991) mostró que el punto a partir del cual *E. nuttallii* comienza a crecer (punto de compensación) en condiciones de laboratorio se encuentra entre 31-35 µmol fotones m^{-2} s^{-1}, que se corresponde con nuestra intensidad del 15 %, lo que explicaría el bajo crecimiento observado. Además, se pudo comprobar que el punto de inhibición fotosintética dado

por Angelstein & Schubert (2009) no se corresponde con lo observado en condiciones de laboratorio. En cuanto al número de nodos, se puede observar que a mayor número de nodos mayor crecimiento en menos tiempo.

El comportamiento observado en condiciones de oscuridad nos muestra una posible estrategia de supervivencia de esta especie. Los fragmentos se mantienen en flotación para facilitar su arrastre por la corriente hacia lugares más favorables para su desarrollo. Sin embargo, cuando sus reservas energéticas se agotan la planta se hunde y comienza a perder sus hojas, terminando por morir. El hecho de que los fragmentos mayores aguanten más tiempo que los fragmentos pequeños nos indica que cuanto mayor sea el fragmento de *E. nuttallii* más probabilidades tiene de sobrevivir en condiciones desfavorables y conseguir colonizar un nuevo entorno.

Referencias bibliográficas

Abernethy VJ, Sabbatini M & Murphy K (1996) Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. Hydrobiologia 340: 219-224.

Angelstein S & Schubert S (2009) Light acclimatization of *Elodea nuttallii* grown under ambient DIC conditions. Plant Ecology 202: 91-101.

Barko J & Smart RM (1981) Comparative influences of light and temperature on growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. Ecological Monographs 51: 219-236.

Cook C & Urmi-König K (1985) A revision of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae) Aquatic Botany 21: 111-156.

Jahnke LS, Eighmy TT & Fagerberg WR (1991) Studies of *Elodea nuttallii* grown under photorespiratory conditions I. Photosynthetic characteristics. Plant Cell Environment 14: 147-156.

Kirk JTO (1994) Light & photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press. Cambridge. 414 pp.

Kunii H (1981) Characteristics of the winter growth of detached *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in Japan. Aquatic Botany 11: 57-66.

Kunii H (1984a) Seasonal growth and profile structure development of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in pond Ojaga-ike, Japan. Aquatic Botany 18: 239-247.

Kunii H (1984b) Effects of light intensity on the growth and buoyancy of detached *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John during winter. The Botanical Magazine Tokyo 97: 287-295.

Sand-Jensen K & Madsen T (1991) Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments. Journal of Ecology 79: 749-764.

Ecología reproductiva de *Conyza canadensis* (L.) Cronq en relación con el fuego y el estrés hídrico

Reproductive ecology of *Conyza canadensis* (L.) Cronq in relation to fire and water stress

D. ARÁN*, J. GARCÍA-DURO, O. REYES & M. CASAL

Departamento de Bioloxía Celular e Ecoloxía, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España, Teléfono: (+34) 658358809, E-mail:diegoaran@hotmail.com

Abstract
Conyza canadensis is an herbaceous plant that invaded many countries of the Northern Hemisphere. This study deals with both its seed production and germinative response by simulating the action of fire and water stress as a result of climate change. The results obtained showed a very high number of seeds per sampling unit (flower heads, plant, and area). These seeds have a very good germination capacity, which is notably increased in the event of forest fires or mild climate changes. This factor facilitates, even more, the expansion of this plant.

Palabras claves: *Conyza canadensis*, estrés hídrico, germinación, incendio, producción de semillas
Keywords: *Conyza canadensis*, fire, germination, seed production, water stress

El fuego es un factor ecológico que modifica mucho a los ecosistemas terrestres, y así permite la entrada de especies invasoras como *Conyza canadensis.* Se trata de una especie herbácea anual o bianual de la familia *Asteraceae,* anemócora, invasora (Sanz *et al*. 2004; Fagúndez *et al*. 2007), originaria de América del Norte y que en la actualidad presenta una distribución cosmopolita (Weaver 2001; Dauer *et al.* 2007), aunque es más común el norte de las zonas templadas (Holm *et al.* 1997). Para acercamos al conocimiento de la capacidad expansiva de esta especie invasora en el marco ambiental actual, los objetivos principales son medir la producción de semillas de *C. canadensis* y conocer su respuesta germinativa en relación con perturbaciones como incendios forestales o posibles situaciones de estrés hídrico debidas al cambio climático.

En Agosto de 2010, en una población de Outes (42º48'14''N, 8º55'40''W), para conocer la producción de semillas de *C. canadensis* se midió la densidad poblacional contando el número de individuos presentes en 30 cuadros de $1m^2$; además se contó el número de capítulos en 20 plantas y el número de semillas en 50 capítulos tomados al azar (Dauer *et al.* 2007). En setiembre de 2010, se recogieron semillas maduras de una población silvestre de *C. canadensis* en Brión (42º53'31"N, 8º44'7"W), y se le aplicaron 17 tratamientos de factores de fuego y de estrés hídrico a grupos de 5 réplicas de 25 semillas cada una, hasta un total de 2125 semillas. La selección de los tratamientos de fuego está basada en datos de quemas experimentales (Díaz-Fierros *et al.* 1990; Vega *et al*. 2000) y de otros estudios (Keeley & Fotheringham 1998; Reyes & Casal 2006, Rivas *et al*. 2006; Reyes & Trabaud 2009). Los tratamientos de estrés hídrico están basados en los trabajos de Kuenzi (2006), Nandula *et al*. (2006) y Yamashita & Guimaraes (2010), entre otros.

Las semillas fueron expuestas a tratamientos de Humo de 5, 10, y 15 minutos (Humo-5min, Humo-10min, Humo-15min), aplicados con el Fume-2000 (Casal *et al*. 2001), basado en de Lange y Boucher (1990), obtenido a partir de la quema de matorral de *Ulex europaeus*. También se les aplicaron choques térmicos (80ºC-5min, 80ºC-10min, 110ºC-5min, 110ºC-10min, 150ºC-5min, 150ºC-10min, 200ºC-5min, 200ºC-10min) siguiendo a Reyes y Trabaud (2009). Además se hicieron tratamientos de adición de ceniza a tres concentraciones: Ceniza-Baja (0.008g/réplica), Ceniza-Media (0.017g/réplica), Ceniza-Alta (0.033g/réplica). Por otra parte, se ensayaron dos situaciones de estrés hídrico: Estrés Hídrico 1 (EH1, riego dos veces por semana) y Estrés Hídrico 2 (EH2, riego una vez por semana). Además de los tratamientos anteriormente citados se realizó uno Control.

Posteriormente, se probaron los efectos combinados de Humo, Ceniza y Choque térmico a las intensidades que provocaron una mayor estimulación de la germinación, realizando así 5 tratamientos: 4 tratamientos de factores combinados y un nuevo Control.

Las semillas se incubaron manteniéndolas 16 h con luz a 24ºC y 8 h con oscuridad a 16ºC. Se registró la germinación como la emergencia de la radícula, cada lunes, miércoles y viernes hasta el final del experimento.

Se calculó el porcentaje de germinación promedio, el valor medio de T_{50} y la distribución temporal de la germinación. A los datos se les aplicó un Análisis de la Varianza (ANOVA) seguido por un test de Duncan y usando $p<0.05$ como nivel de significación. Previamente, se determinó la Normalidad de cada conjunto de datos y se transformaron los datos de porcentaje de germinación mediante la transformación arcsen.

En la población de *C. canadensis* obtuvimos un valor medio de densidad de 20.06±0.81 individuos/m^2, un número medio de 1991.80±338.22 capítulos/ planta y un número medio de 101.82 ±1.91 semillas/ capítulo. Por lo tanto, la producción total de semillas detectada fue aproximadamente de 4 x10^6 semillas/m^2.

C. canadensis presenta un porcentaje de germinación Control media (33.6%), significativamente diferente de 14 tratamientos ($p<0.0001$). Los tres tratamientos de Humo estimulan la germinación de esta especie, duplicando su porcentaje. Ceniza-Media y Ceniza-Alta también estimulan la germinación, alcanzando valores próximos al 70%. Los choques térmicos moderados (80ºC-5min, 80ºC-10min, 110ºC-5min y 110ºC-10min) incrementan significativamente su germinación, alcanzando incluso el 80%, mientras que los choques térmicos severos (150ºC-5min, 150ºc-10min, 200ºC-5min y 200ºC-10min) anulan totalmente la germinación. Los tratamientos de Estrés Hídrico aumentan la germinación de esta especie, pero el incremento sólo es significativo con EH1. Finalmente, los tratamientos combinados mostraron un valor de germinación próximo al de los Controles, no encontrando ninguna diferencia significativa en los tratamientos ensayados.

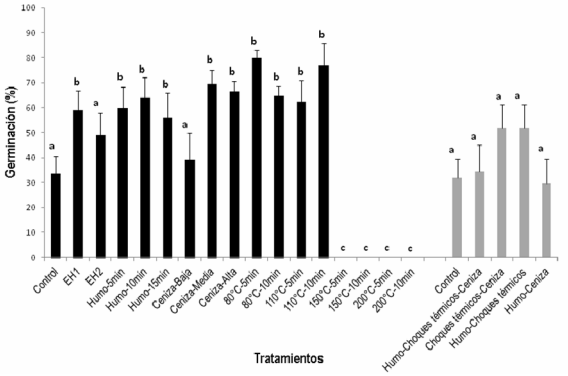


Figura1. Germinación alcanzada en cada uno de los tratamientos de fuego ensayados en *C. canadensis*.

C. canadensis germina rápido, con valores de T_{50} en torno a los 6 días. Algunos de los tratamientos afectaron significativamente a T_{50} ($p<0.001$). El tratamiento de Ceniza-Alta adelantó la germinación, al igual que los tratamientos combinados de Humo-Ceniza, y los tratamientos combinados de Choque térmico-Humo- Ceniza, situándose en 4.6, 3.4 y 3.5 días respectivamente. Por el contrario, 110ºC-5min retrasa la germinación hasta los 10.6 días.

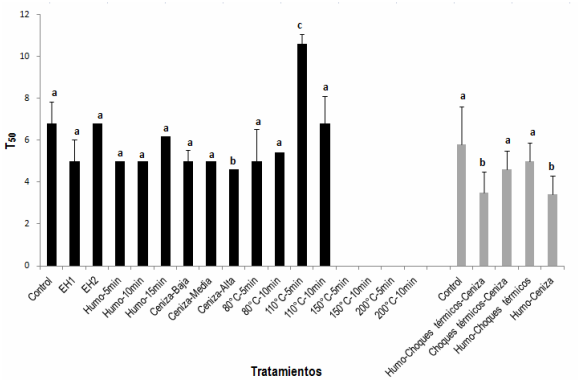


Figura 2. Valor de T_{50} alcanzado en cada uno de los tratamientos de fuego ensayados en *C. canadensis*.

La distribución temporal de la germinación de *C. canadensis* es concentrada en el tiempo y elevada. Es una especie que completa su germinación en poco tiempo, apenas 3 semanas. Inicia la germinación al tercer día tras la siembra y presenta los picos de germinación mayores en la primera semana. Los tratamientos con mayor porcentaje de germinación también concentran esa germinación en los primeros días de la incubación.

C. canadensis es una planta herbácea de ciclo vital corto, de rápida germinación y crecimiento, elevada producción de semillas y alto porcentaje de germinación (Palmblad 1968; Weaver 2001). Su dispersión es principalmente anemócora y en parte hidrócora (Weaver 2001) y zoócora, alcanza de 1-1.5x10^{3}m (Dauer *et al*. 2007); presenta una gran capacidad de colonizar ambientes productivos, generando poblaciones densas. En el presente estudio, la producción de semillas detectada es elevada, su tasa de germinación natural (33.6%) media resulta muy incrementada por choques térmicos moderados, mientras que los choques térmicos severos la anulan. Comportamientos similares se detectan en otras terófitas como *Anarrhinum bellidifolium* (L.) Willd. (López 2006). Por otra parte, concentraciones medias y altas de ceniza también estimulan su germinación, fenómeno que no es frecuente en otras terófitas como *Tuberaria guttata* (González-Rabanal & Casal 1995). Los tres tratamientos

de Humo ensayados también estimulan significativamente la germinación de esta especie. Este tipo de estimulación es frecuente entre especies de Sudáfrica (Brown & Botha 2004), Australia (Read & Bellairs 1999; Thomas *et al*. 2003) y Norte América (Keeley & Fotheringhan, 1997) y escaso entre las especies de distribución atlántica o de la Cuenca Mediterránea (Pérez-Fernández & Rodríguez-Echevarría 2003; Reyes & Casal 2006; Reyes y Trabaud, 2009), como es el caso de *Melica ciliata* (Reyes & Trabaud 2009), una especie hemicriptófita mediterránea. Inmediatamente después de un incendio forestal las condiciones del suelo suelen ser de mayor stress hídrico, lo que explica que una especie adaptada a los ambientes propicios al fuego resulte favorecida por tratamientos de estrés hídrico moderado. Yamashita y Guimaraes (2010) y Nandula *et al*. (2006) encuentran relaciones semejantes entre la germinación de *C. canadensis* y el stress hídrico.

Por lo tanto, en un escenario de incendio forestal con Humo, Temperaturas medias y abundante Ceniza, *C. canadensis* presentará ventaja germinativa sobre otras especies, tanto herbáceas como leñosas. Un escenario de Cambio Climático que suponga un estrés hídrico moderado también favorece la germinación de esta especie.

Sin embargo, los efectos combinados no mostraron estimulación de la germinación aunque sí se observó un adelanto de la T_{50} en los tratamientos de Ceniza-Humo, y los de Ceniza-Humo-Choques térmicos. Este tipo de comportamiento difiere del de otras especies como *Baeckea diosmifolia* Rudge y *Baeckea imbricata* (Gaertn.) en las que el incremento de la germinación ocurre solo cuando se les aplican la combinación de choques térmicos y humo (Thomas *et al*. 2003).

En síntesis, *C. canadensis*, posee un elevada capacidad de producción de semillas y de diseminación. A esto se une una germinación natural buena que resulta altamente estimulada por la mayoría de los factores de incendio ensayados y en un marco de sequía moderada. Todos estos factores favorecen enormemente la multiplicación de las poblaciones de esta especie. (Este trabajo se realizó dentro del proyecto 10MDS200007PR).

Referencias bibliográficas

Brown NAC & Botha PA (2004) Smoke seed germination studies and a guide to seed propagation of plants from the major families of the Cape Floristic Region, South Africa. South African Journal of Botany 70:559–581.

Casal M, Prado S, Reyes O & Rivas M (2001) Efecto del fuego sobre la germinación de varias especies leguminosas arbustivas. III Congreso Forestal Español 4 (1): 475-481.

Dauer JT, Montensen DA & Vangessel MJ (2007) Temporal and spatial dynamics of long-distance Conyza canadensis seed dispersal. Journal of Applied Ecology 44 (1): 105-114.

Lange JH & Boucher C (1990) Autecological studies on *Audounia capitata* (Bruniaceae). I. Plant-derived smoke as a seed germination cue. South African Journal of Botany 56 (1): 700-702.

Díaz-Fierros F, Benito E, Vega JA, Castelao A, Soto B, Pérez R & Taboada T (1990) Solute loss and soil erosion in burnt soils from Galicia (NW Spain*)*. In Fire and Ecosystem Dynamics, *GoldammerJG*, *JenkinsMJ* (eds). SPB Academic Publishing*:* The Hague*;* 103–116.

González-Rabanal F & Casal M (1995) Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. Vegetatio 116 (1): 123-131.

Holm L, Doll J, Holm E, Pancho J & Herberger J (1997) World weeds: Natural histories and distribution. 1ªed. John Wiley & Sons, Inc., Toronto.

Keeley JE & Fotheringham CJ (1997) Trace Gas Emissions and smoke-Induced seed germination. Science 276: 1248-1250.

Keeley,JE & Fotheringham CJ (1998) Smoke-induced seed germination in California chaparral. Ecology 79(7): 2320-2336.

Kuenzi AM (2006) Pre-fire treatment effects and understory plant community response on Redeo-chediski fire, Arizona. Northern Arizona University.

López L (2006) Estudio del efecto del fuego (temperatura y humo) sobre la germinación de especies herbáceas características de matorrales de Galicia. Trabajo Fin de Carrera, Escuela Politécnica Superior de Lugo, Universidad de Santiago de Compostela.

Nandula VK, Eubankb TW, Postonb DH, Kogerc CH & Reddy KN (2006). Factors affecting germination of horseweed (*Conyza canadensis*). Weed Science Society of America 54:898-902.

Palmblad IG (1968) Competition in Experimental Populations of Weeds with Emphasis on the Regulation of Population Size. Ecology 49 (1): 26-34.

Pérez-Fernández MA & Rodríguez-Echevarría S (2003) Effect of smoke, charred wood and nitrogenous compounds on seed germination of ten species from woodland in Central-Wester Spain. Journal of Chemical Ecology 29:237–251.

Read TR & Bellairs SM (1999) Smoke effects the germination of native grasses of New South Wales. Australian Journal of Botany 47: 563-576.

Reyes O & Casal M (2006) Seed germination of *Quercus robur*, *Q. pyrenaica* and *Q. ilex* and the effects of smoke, heat, ash and charcoal. Annals of Forest Science 63: 205-212.

Reyes O & Trabaud L (2009) Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. Plant Ecology 202 (1): 113-121.

Rivas M, Reyes O & Casal M (2006) Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. International Journal Wildland Fire 15 (1): 73-80.

Sanz Elorza M, Dana Sánchez ED &. Sobrino Vesperinas E (2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.

Thomas PB, Morris EC & Auld TD (2003) Interactive effects of heat shock and smoke on germination of nine species forming soil seed banks within the Sydney region. Austral Ecology 28: 674-683.

Vega JA, Cuiñas P, Fontúrbel MT, Peréz-Gorostiaga P & Fernández C (2000) Desarrollo de los nuevos modelos de predicción. In: Vélez, R. (Eds) La defensa contra incendios forestales, fundamentos y experiencias. McGraw Hill, Madrid.

Vega JA, Pérez-Gorostiaga P, Cuiñas P, Fonturbel MT & Fernández MC (2001) Manual de queimas prescritas para matogueiras de Galicia. 1ªed. Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela. 230pp.

Weaver SE (2001) The biology of Canadian weeds. 115. *Conyza canadensis*. Canadian Journal of Plant Science 81 (1): 867-875.

Yamashita OM & Guimarães SC (2010) Germinação das sementes de *Conyza canadensis* e *Conyza bonariensis* em função da disponibuludade hídrica no substrato. Planta Daninha 28:309-317.

Tolerancia de la halófita invasora *Spartina densiflora* a la matriz abiótica a lo largo del río Tinto

Tolerance of the invasive cordgrass *Spartina densiflora* to abiotic conditions along the Tinto River

J. M. CASTILLO[1, *], G. CURADO[1], A. CASTILLA-ÁLVAREZ[2] & E. FIGUEROA[1]

[1]Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Apartado 1095, 41080 - Sevilla, España, Fax: (+34 954615780). E-mail: manucas@us.es ■ [2]Estación Biológica de Doñana, CSIC, Isla de La Cartuja. Avda. Américo Vespucio s/n, E-41092 Sevilla, España

Abstract
Pollution is becoming a worldwide conservation problem for salt marshes. This study analyzes the tolerance of the alien cordgrass *Spartina densiflora* Brongn. to the abiotic environment along the Tinto river (Southwest Iberian Peninsula) using transplant experiments along the river channel and at different elevations in the tidal gradient in salt marshes. Along the tidal gradient, *S. densiflora* died at low marshes (+1.18 m SHZ) and survived at levees (+2.44 m SHZ) with acid, well-drained and oxidised sediments. It died at poor-drained interior marshes. Along the river channel, *S. densiflora* only survived in tidal marshes, dying always in river banks out of the estuary.

Palabras claves: pH ácido, plántula, potencial redox, reproducción asexual, sequía estival
Keywords: acid pH, asexual reproduction, seedling, summer drought, redox potential

La zonación de las marismas costeras está condicionada por la tolerancia de las diferentes especies a las variables ambientales abióticas y las interacciones bióticas. Entre las variables abióticas que determinan la zonación de la vegetación en las marismas cabe destacar el nivel de oxigenación del sustrato y la salinidad (Castillo *et al*. 2000; Pezeshki 2001). El pH en las marismas mareales no suele ser una variable ambiental clave en la determinación de la zonación ecológica al estar habitualmente próximo a la neutralidad. Sin embargo, en condiciones especiales, el pH puede llegar a tener también un papel importante. Estos son los casos de marismas costeras acidificadas al ser independizadas de la acción mareal (Portnoy & Valiela 1997) o debido a contaminación. El pH determina la captación de nutrientes en plantas de marisma y la biodisponibilidad de metales pesados.

La contaminación derivada de actividades mineras como las extracciones piríticas, normalmente caracterizada por una acidez elevada y concentraciones elevadas de diferentes metales pesados, se está convirtiendo en un problema importante a escala mundial (Handa & Jefferies 2000). Este es el caso de las Marismas del río Tinto (Huelva, SO Península Ibérica). A lo largo del cauce del río Tinto la interacción entre las aguas ácidas que aporta el río y la influencia mareal determina la existencia de un fuerte gradiente de pH, desde valores neutros cerca de su desembocadura hasta pH muy ácidos (ca. 2) aguas arriba (Elbaz-Poulichet *et al*. 2001).

Por otro lado, las marismas costeras sufren numerosas invasiones de especies exóticas que producen impactos ambientales muy negativos (Gratton & Denno 2005). Este es el caso de *Spartina densiflora* Brongn., una gramínea invasora Sudamericana que se expande por el Golfo de Cádiz y la costa oeste de América del Norte (Bortolus 2006). Las Marismas del Tinto están siendo colonizadas por *S. densiflora*, aprovechando la existencia de grandes extensiones de fangos desnudos debido a la ausencia de especies nativas.

Este estudio tiene como objetivo determinar las respuestas de *S. densiflora* a las condiciones ambientales abióticas presentes a lo largo del gradiente mareal en las marismas del río Tinto y a lo largo del cauce del río Tinto, desde el estuario a tramos del río fuera de la influencia de las mareas en las postrimerías del Andévalo Onubense. Se determina si la ausencia de la especie invasora es debida a limitaciones en su capacidad de colonización, en relación con la dispersión y/o el establecimiento, o a limitaciones en su tolerancia a factores abióticos estresantes derivados de la acidez y la contaminación del sustrato. Este objetivo general se llevó a cabo mediante un experimento de trasplante a lo largo del cauce, en ausencia de competencia. Se trasplantaron manualmente individuos jóvenes, de entre 10-40 tallos, de *S. densiflora*, todos provenientes de la misma zona del estuario del río Tinto. En los puntos de trasplante, se registraron los principales factores abióticos (potencial redox, pH y conductividad eléctrica (salinidad) del sedimento, y altura sobre el nivel del mar), la supervivencia, el crecimiento y el funcionamiento del aparato fotosintético (mediante fluorescencia de la clorofila e intercambio gaseoso) de *S. densiflora*.

A lo largo del gradiente mareal, *S. densiflora* no consiguió establecerse en sustratos muy ácidos con potenciales redox negativos y altos periodos de inundación en marisma baja. Por otro lado, *S. densiflora* toleró sedimentos con pH bajos y oxigenados, siempre que el nivel de saturación de agua estuviera situado a una cierta profundidad.

Finalmente, *S. densiflora* murió en marismas altas con cotas topográficas elevadas, donde el contenido hídrico fue bajo y la salinidad alta.

A lo largo del cauce del río Tinto, todos los individuos jóvenes trasplantados acabaron finalmente muriendo en las zonas del río sin influencia mareal. Debido a la diversidad de factores ambientales abióticos estresantes en las orillas del río Tinto (alta contaminación por metales pesados, acidez del sustrato, sequía estival y violentas crecidas invernales, fundamentalmente) fue complicado identificar las causas directas de la mortandad de los trasplantes de *S. densiflora*. Los trasplantes murieron en la mayoría de los enclaves debido a la sequía estival característica de la zona. Llegamos a esta conclusión ya que las muertes se registraron durante el primer verano cuando el caudal del río Tinto disminuyó de manera muy acusada, dejando a los plantones en zonas secas alejadas de la lámina de agua; cuando durante el invierno y la primavera se situaban junto a ésta. Debido a que *S. densiflora* posee un sistema radical superficial y las aguas subterráneas de drenaje vaciaban en profundidad por los canales, los trasplantes situados en los bordes de éstos fuera del estuario (sin influencia mareal) sufrirían una fuerte sequía. En zonas húmedas durante todo el año cercana de los hábitats de *Typha dominguensis* o *Phragmites australis*, los trasplantes de *S. densiflora* no murieron a corto plazo. Sin embargo, mostraron tasas de crecimiento negativas y, finalmente, parece que fueron eliminados por el impacto mecánico de las fuertes crecidas del río en el invierno de 208-2009. Por otro lado, los trasplantes de *S. densiflora* que sobrevivieron durante todo el estudio fueron tan solo algunos de los situados en zonas bajo influencia mareal. También en estos puntos, *S. densiflora* fue capaz de producir semillas, lo que permitiría la posibilidad de establecer poblaciones estables simpátricas. Durante el tiempo que se mantuvieron vivos los trasplantes, las condiciones ambientales aguas arriba en el Tinto no afectaron a la integridad del fotosistema II, como mostraron las medidas de fluorescencia de la clorofila comparadas. Por lo tanto, las bajas tasas de crecimiento de los trasplantes no estaban provocadas por estrés fotosintético.

La alta tolerancia de *S. densiflora* a sustratos muy ácidos y cargados de metales pesados es similar a la descrita en otras especies de marismas dulces y salobres como *Phragmites australis*, capaz de acumular concentraciones elevadas de hierro y manganeso en sus hojas y de soportar pH menores de 5 durante largos periodos e incluso pH menores de 3, al igual que otras plantas de marisma como las pertenecientes al género *Typha*. Sin embargo, otras especies de marismas mareales, como *Spartina alterniflora*, desaparecen cuando se produce una bajada del pH. Aún así, la gran cantidad de diferentes contaminantes presentes en los vertidos mineros hace difícil el establecer causas directas del impacto ambiental provocado en las zonas afectadas. No se puede descartar una limitación en la captación de nutrientes debido a la acidez que acabase afectando al funcionamiento del aparato fotosintético, ya que a pH muy ácidos como los registrados en este estudio, iguales o menores de 3, la actividad biológica suele estar limitada por la disponibilidad de fosfato y carbono inorgánico, que se encuentra mayormente en forma de CO_2 disuelto en agua. Además, concentraciones elevadas de metales pesados como las que encontramos en el río Tinto también influyen en la comunidad de microorganismos del sedimento y la columna de agua, los cuales a su vez pueden llegar a influir en la vegetación. En cualquier caso es muy probable que los daños provocados por la acidez no sean directos, ya que los efectos tardaron meses en hacerse patentes, sino indirectos a través de la alteración en la disponibilidad de metales pesados y/o nutrientes.

Es posible que la invasión de *S. densiflora* en las marismas del Tinto se haya visto favorecida por la acidez, ya que esta especie parece soportarla bien, como ha sido descrito para otras especies invasoras favorecidas por la contaminación (Piola & Johnston 2006; Lavoie *et al*. 2005). El mantenimiento de poblaciones invasoras de *S. densiflora* podría llegar a ser beneficioso ya que impide la erosión de los sedimentos y mejora paisajísticamente la zona. Sin embargo, la propia naturaleza invasora de *S. densiflora* se presenta como un serio problema. Es decir, si no erradicamos a *S. densiflora* permitiremos que funcionen focos de dispersión desde los cuales puede llegar a invadir marismas con sustratos a pH neutro donde acaba desplazando a especies autóctonas.

Referencias bibliográficas

Bortolus A (2006) The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. Journal of Biogeography 33:158-168.

Castillo JM, Fernández-Baco L, Castellanos EM, Luque CJ, Figueroa, ME & Davy AJ (2000) Lower limits of *Spartina densiflora* and *S. maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by differential ecophysiological tolerances. Journal of Ecology 88:801-812.

Elbaz-Poulichet F, Braungardt C, Achterberg E, Morley N, Cossa D, Beckers JM, Nomerange P, Cruzado A & Leblanc M (2001) Metal biogeochemistry in the Tinto-Odiel rivers (Southern Spain) and in the Gulf of Cadiz: a synthesis of the results of TOROS project. Continental Shelf Research 21:1961-1973.

Gratton C & Denno RF (2005) Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. Restoration Ecology 13:358-372.

Handa IT & Jefferies RL (2000) Assisted revegetation trials in degraded salt-marshes. Journal of Applied Ecology 37:944-958.

Lavoie C, Dufresne C & Delisle F (2005) The spread of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) in Quebec: A spatio-temporal perspective. Ecoscience 12:366-375.

Pezeshki SR (2001) Wetland plants responses to soil flooding. Environmental and Experimental Botany 46:299-312.

Piola RF & Johnston EL (2006) Differential tolerance to metals among populations of the introduced bryozoan *Bugula neritina*. Marine Biology 148:997-1010.

Portnoy JW & Valiela I (1997) Short-term effects of salinity reduction and drainage on salt-marsh biogeochemical cycling and *Spartina* (cordgrass) production. Estuaries 20:569-578.

El banco de semillas de la invasora *Spartina densiflora* en las Marismas del Odiel

Seed bank of the invasive cordgrass *Spartina densiflora* in Odiel Marshes

A. M. ABBAS, A.E. RUBIO-CASAL, A. DE CIRES, E. FIGUEROA & J. M. CASTILLO*

*Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Apartado 1095, 41080 - Sevilla, España, Fax: (+34) 954615780. E-mail: manucas@us.es

Abstract
The seed bank of the invasive cordgrass *Spartina densiflora* was studied at five sites in the Odiel Marshes (SW Iberian Peninsula). *S. densiflora* established a permanent seed bank that was much smaller in 2009 than in 2010, which seemed to be related with between-year variation in precipitation. *S. densiflora* produced a seed bank with a relatively low seed density (between 120 and 670 seeds m^{-2} at surface in middle marshes). The size of the seed bank was higher in middle marshes than in low marshes (153 ± 20 seeds m^{-2} and 16 ± 4 seeds m^{-2}, respectively).

Palabras claves: conductividad, germinación, marisma media, plántula, potencial redox
Keywords: sediment conductivity, germination, middle marsh, redox potential, seedling

El concepto 'banco de semillas' se refiere a las poblaciones de semillas viables en el suelo que actúan como fuente potencial de semillas para la revegetación natural y la restauración. La mayoría de los ambientes de marismas mareales son impredecibles para las plantas debido a la combinación de salinidades elevadas e inundación. En estos ambientes, cuando las condiciones para la germinación no son favorables, las semillas de especies halófitas permanecen en dormancia en el suelo, formando parte del banco de semillas. De este modo, los bancos de semillas son especialmente importantes en el mantenimiento de las poblaciones de halófitas. El neófito Sudamericano *Spartina densiflora* Brongn. (Poaceae) está invadiendo las marismas del sur de Europa, el noroeste de África y la Costa Oeste de América del Norte. El objetivo principal de este estudio fue analizar si *S. densiflora* establecía un banco de semillas en las Marismas del Odiel (suroeste de la Península Ibérica), así como determinar su tamaño y la viabilidad y dormancia de las semillas. En vista de estudios anteriores, nuestra hipótesis fue que *S. densiflora* establecería un banco de semillas no permanente de mayor tamaño en las marismas medias que en las bajas siguiendo su patrón de distribución espacial.

Se recogieron muestras de sedimentos en cinco localizaciones diferentes, y en dos elevaciones (marisma baja y media) y dos profundidades en el sedimento (0-2 cm y 2-4 cm), en septiembre de 2009 y 2010 después de la época de máxima germinación y antes del inicio del período anual de dispersión de semillas. Las muestras de sedimentos fueron expuestas a germinación en invernadero y después se contaron las semillas de *S. densiflora* no germinadas.

S. densiflora estableció un banco de semillas permanente en las Marismas del Odiel. Se registró una alta variación interanual en el tamaño del banco de semillas que fue mucho más pequeño en 2009 que en 2010 (Tabla 1). Esta variación interanual pareció estar relacionada con la variación de las precipitaciones (2009: 351,2 mm, 2010: 857,0 mm). En 2010 llovió más lo que aumentaría la producción de semillas y resultaría en tamaños más grandes del banco de semillas. La densidad de semillas fue menor en los sedimentos con un pH más alto y mayor conductividad. *S. densiflora* produjo un banco de semillas con una densidad de relativamente baja (entre 120 y 670 semillas m^{-2} en superficie en las marismas medias) en comparación con otras halófitas como *Salicornia europaea* L. (más de 300.000 semillas m^{-2}), *Hordeum jubatum* L. (más de 12.000 semillas m^{-2}) o Atriplex triangularis Willd. (más de 88000 semillas m^{-2}) (Badger & Ungar 1994).

La mayoría de las plántulas que germinaron en invernadero fueron la halófita anual de *Salicornia ramosissima* J. Woods (89,9%), lo que coincide con que las especies anuales dominan los bancos de semillas en marismas costeras aunque la cubierta vegetal esté dominada por especies perennes (Ungar & Woodell 1993). El mayor número de plántulas germinadas de diferentes especies halófitas y la mayor densidad de semillas de *S. densiflora* se registraron entre 0-2 cm (Tabla 1), lo que pudo reflejar la deposición directa de las semillas en la superficie del sustrato junto con bajas tasas de sedimentación y perturbaciones escasas. Además, los procesos en curso durante la infiltración de las semillas en el sedimento como la depredación, la muerte y la descomposición de semillas rinden menos acumulación en las capas más profundas del sedimento (José *et al*. 2005).

Tabla 1. Densidad total de semillas (semillas m^{-2}) y porcentajes de semillas en dormancia (Do) y muertas (M) en el banco de semillas de *Spartina densiflora* a dos profundidades en el sedimento y dos zonas de marisma en cinco localidades de las Marismas del Odiel (EIB, Este de la Isla de Bacuta; SIB, Sureste de la Isla de Bacuta; NIS, Norte de la Isla de Saltés; IP1, junto al Polo Industrial de Huelva 1; IP2, junto al Polo Industrial de Huelva 2). Los valores son medias ± error estándar medio (n = 10).

			2009			2010		
Sitio	**Marisma**	**Prof. (cm)**	**Total**	**Do (%)**	**M (%)**	**Total**	**Do (%)**	**M (%)**
EIB	Baja	0-2	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	60 ± 34	83 ± 17	17 ± 17
		2-4	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
	Media	0-2	40 ± 16	0 ± 0	100 ± 0	670 ± 175	67 ± 8	33 ± 8
		2-4	50 ± 27	0 ± 0	100 ± 0	300 ± 65	73 ± 10	27 ± 10
SIB	Baja	0-2	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	30 ± 15	0 ± 0	100 ± 0
		2-4	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	50 ± 22	75 ± 25	25 ± 25
	Media	0-2	60 ± 22	20 ± 20	80 ± 20	220 ± 57	55 ± 11	45 ± 11
		2-4	30 ± 15	0 ± 0	100 ± 0	230 ± 56	68 ± 14	32 ± 14
NIS	Baja	0-2	10 ± 10	0 ± 0	100 ± 0	10 ± 10	0 ± 0	0 ± 0
		2-4	30 ± 30	100 ± 0	0 ± 0	10 ± 10	0 ± 0	100 ± 0
	Media	0-2	100 ± 37	17 ± 17	83 ± 17	260 ± 106	45 ± 14	55 ± 14
		2-4	10 ± 10	100 ± 0	0 ± 0	90 ± 41	8 ± 8	92 ± 8
PI1	Baja	0-2	-	-	-	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
		2-4	-	-	-	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
	Media	0-2	-	-	-	120 ± 59	100 ± 0	0 ± 0
		2-4	-	-	-	70 ± 30	37 ± 24	63 ± 24
PI2	Baja	0-2	-	-	-	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
		2-4	-	-	-	60 ± 34	28 ± 15	72 ± 15
	Media	0-2	-	-	-	140 ± 50	67 ± 9	33 ± 9
		2-4	-	-	-	60 ± 22	20 ± 20	80 ± 20

El tamaño del banco de semillas varió con la elevación, mostrando las marismas medias, con altas coberturas de *Spartina* y sedimentos bien oxigenados, mayores densidades de semillas que las marismas bajas, donde *S. densiflora* establece poblaciones bienales con matas dispersas y pequeñas sobre sedimentos anóxicos (Castillo & Figueroa 2007). Así, cada sitio donde la densidad de semillas fue superior a 900 semillas m^{-2} estuvo completamente cubierto por *Spartina* y los lugares con cobertura baja o media (<70%) mostraron una densidad de semillas relativamente baja (< 700 semillas m^{-2}) (Tabla 1). Sin embargo, encontramos localizaciones de marisma media totalmente cubiertas por *Spartina* y con densidades de semillas muy bajas o, incluso, sin semillas de *S. densiflora*. Nieva *et al*. (2005) describieron que la producción de semillas en poblaciones maduras de *S. densiflora* fue muy baja, probablemente debido a grandes densidades de tallos viejos y muertos que reducían la intensidad de radiación y la tasa de natalidad de tallos (Nieva *et al*. 2001).

Por otro lado, no se registraron zonas de marisma media interiores con más de 700 semillas m^{-2} aun cuando estaban próximas a matas adultas de *Spartina* que producían una gran cantidad de semillas. Así, las semillas de *Spartina* no serían transportadas a grandes distancias a través de la vegetación, como ha sido descrito para *Spartina anglica* CE Hubb. (Huiskes *et al*.1995). La dispersión por las mareas estaría probablemente limitada a los canales y zonas adyacentes, tal como refleja la distribución de *S. densiflora* en las Marismas del Odiel. Así, el

tamaño del banco de semillas de *S. densiflora* dependería más de la producción local de semillas que de su dispersión posterior.

Sólo una semilla de *S. densiflora* germinó en el invernadero, mostrando que la mayor parte de las semillas estaban en dormancia. El porcentaje de semillas en dormancia fue mayor en 2010 que en 2009 (Tabla 1), lo que podría estar relacionado con el régimen de temperaturas. Las semillas producidas durante 2008 y recogidas en 2009 estuvieron expuestas a temperaturas más altas durante el verano y más bajas durante el invierno que las producidas en 2009 y recogidas en 2010. Altas temperaturas estivales se han asociado a altos niveles de dormancia y bajas temperaturas en otoño-invierno con la ruptura de dicha dormancia (Baskin & Baskin 1998).

Referencias bibliográficas

Badger KS & Ungar IA (1994) Seed bank dynamics in an inland salt marsh, with special emphasis on the halophyte *Hordeum jubatum* L. International Journal of Plant Science 155:66–72.

Baskin CC & Baskin JM (1998) Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press. San Diego. 666 pp.

Castillo JM & Figueroa E (2007) Effects of abiotic factors on the life span of the invasive cordgrass *Spartina densiflora* and the native *Spartina maritima* at low salt marshes. Aquatic Ecology 43:51-60.

Huiskes AHL, Koutstaal BP, Herman PMJ, Beeftink WG, Markusse MM & Munck WD (1995) Seed dispersal of halophytes in tidal salt marshes. Journal of Ecology 83:559–567.

José LE, Ken T & Luis VG (2005) Timing of seed dispersal generates a bimodal seed bank depth distribution. American Journal of Botany 92:1759:1763.

Nieva FJJ, Díaz-Espejo A, Castellanos EM & Figueroa ME (2001) Field variability of invading populations of *Spartina densiflora* Brong. in different habitats of the Odiel Marshes (SW Spain). Estuarine, Coastal and Shelf Science 52:515–527.

Nieva FJJ, Castellanos EM, Castillo JM & Figueroa ME (2005) Clonal growth and tiller demography of the invader cordgrass Spartina densiflora Brongn. at two contrasting habitats in SW European salt marshes. Wetlands 25:122–129.

Ungar IA & Woodell SRJ (1993) The relationship between the seed bank and species composition of plant communities in two British salt marshes. Journal of Vegetation Science 4:531-536.

Respuestas del intercambio gaseoso de *Spartina densiflora* en diferentes hábitats en el Parque Nacional de Doñana (Huelva, España)

Gas exchange responses of *Spartina densiflora* in different habitats in National Park Doñana (Huelva, Spain)

E. MATEOS-NARANJO[1], A. GARCÍA-ÁLVAREZ[2,*], C. J. LUQUE[2, 3], A. PÉREZ VÁZQUEZ[2], A. VÉLEZ MARTÍN[2], M. J. CADENAS[3], L. ANDRADES-MORENO[1], S. REDONDO-GÓMEZ[1] & E. M. CASTELLANOS[2, 3]

[1]Departamento Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla. Av. Reina Mercedes, 41012, Sevilla, España, ■ [2]Área de Ecología/RNM 311 Ecología y Medio Ambiente, Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad de Huelva, Campus de El Carmen, 21071 Huelva, España Teléfono: (+34) 959219887, Fax: (+34) 959219467, E-mail: alberto.garcia@dbasp.uhu.es; verdugo@uhu.es ■ [3]Centro Internacional de Estudios y Convenciones Ecológicas y Medioambientales (CIECEM), Parque Dunar s/n, Matalascañas, Almonte, 21760 Huelva, España

Abstract
A field study was developed to analyze the gas exchange responses of the invasive species *Spartina densiflora* and the autochthonous species *Arthrocnemum macrostachyum* and *Scirpus maritimus* in three contrasting habitats from Doñana marshes. Ours results showed that *S. densiflora* presented the greater A, Gs and WUE in middle-low marsh with tidal influence. These parameters decreased in zones with low tidal influence compared with other native species. This indicated that tidal effect could be an important environmental factor that can lead the invasion success of this species. Therefore it should be taken into account by marshes managers.

Palabras clave: Doñana, fotosíntesis, influencia mareal, marismas, *Spartina*
Keywords: Doñana, marshes, photosynthesis, *Spartina*, tidal influence

Spartina densiflora es una especie clonal muy competitiva, con una alta plasticidad fisiológica, lo que le permite invadir hábitats con características ambientales muy contrastadas, mostrando poblaciones desde zonas salobres hasta hipersalinas (Kittelson & Boyd 1997), de zonas intermareales a zonas estrictamente terrestres (Mobberley 1956; Clifford 2002) y asentadas sobre diferentes tipos de sustrato (fangos, arenas, guijarros, etc.; Bortolus 2006). La presencia de esta especie invasora en las marismas invadidas genera multitud de problemas ambientales derivados de crecimiento clonal en falange (Figueroa & Castellanos 1988), que le permite crear matas muy densas con un alto índice de área foliar que ocasiona niveles de extinción de luz del 100% (Figueroa & Castellanos 1988) y de su elevada producción de semillas, que le confieren ventajas frente a otras especies presentes en ambientes tan extremos como lo son las marismas, convirtiéndola en un extraordinario competidor. Así dentro de las medidas prioritarias para la gestión de esta especie invasora resulta fundamental generar un modelo predictivo de aquellas zonas que son más susceptibles de ser invadidas y de aquellos factores ambientales dominantes en los ecosistemas de marismas que son más determinantes para el éxito invasor de esta especie. Para la generación de estos modelos resulta prioritario profundizar en el conocimiento de las respuestas ecofisiológicas de estas especies por lo que herramientas como las medidas de intercambio gaseoso se han planteado como una metodología ideal para cumplir este objetivo. En este sentido la fotosíntesis se puede considerar como la base del sistema bioquímico de las plantas, siendo un claro indicador del estado fisiológico de las especies vegetales en diferentes condiciones ambientales, así como de la eficiencia de estas especies en la utilización de los recursos (luz, agua, nutrientes, etc). De este modo en este estudio se han analizado los parámetros del intercambio gaseoso de la especie invasora *S. densiflora* en dos hábitats con diferente grado de invasión, y características ambientales contrastadas fundamentalmente relacionadas con variaciones en el contenido hídrico del suelo. El estudio se realizó en una marisma localizada al sur del Parque Nacional de Doñana (Huelva). En esta marisma se diferenciaron tres zonas en relación a la distancia al cauce principal del río Guadalquivir y en las que se seleccionaron, *Spartina densiflora*, *Arthrocnemum macrostachyum* y *Scirpus maritimus* como las especies más representativas en este estudio. La zona 1 fue la más cercana al río y con mayor influencia mareal y se caracterizó desde el punto de vista de la vegetación presente por tratarse de una comunidad monoespecífica de la especie invasora *S. densiflora* con 100% de cobertura. La zona 2 se localizó a mayor distancia del cauce principal del río, siendo influida por la marea sólo en condiciones de pleamar con mareas vivas. En relación a la vegetación presente se trató de una zona dominada por la especie *A. macrostachyum*, con la presencia de otras quenopodiáceas menos dominantes como *Salicornia ramosissima*, *Sarcocornia fruticosa*, etc. Del mismo modo se trató de una zona donde la invasión por *S. densiflora* se podía catalogar como incipiente con porcentajes de cobertura inferior al 25%. La zona 3, se caracterizó por su completa independencia mareal. Se trató de un lucio con aporte de agua de lluvia y caracterizado por la presencia de especies de los géneros *Juncus y Scirpus*,

dominando la especie *S. maritimus*. Respecto a la invasión de *Spartina densiflora* se trató de un área donde la presencia de esta especie se podría definir de anecdótica registrándose un clon aislado con evidentes signos de herbivoría. Las medidas de intercambio gaseoso se realizaron en hojas completamente desarrolladas de los 10 individuos de cada una de las especies en las diferentes zonas en verano, otoño y primavera, para todas las especies menos *S. maritimus* donde no se obtuvo medida de otoño.

El análisis de las medidas de intercambio gaseosos mostró un claro patrón estacional, de forma que los menores valores de la tasa de fotosíntesis neta (A) se registraron durante el muestro de verano (Fig. 1, 2). Del mismo modo, se registraron los menores valores de conductancia estomática (Gs) y de eficiencia en el uso del agua. Por otro lado, durante la primavera se registraron los mayores valores de A, aunque no existieron diferencias con los valores obtenidos durante el otoño. Una tendencia similar se observó en el caso de Gs y de la eficiencia en el uso del agua. Este patrón estacional estaría muy relacionado con las características climáticas de las distintas estaciones.

Por otro lado, si nos centramos en los valores de intercambio gaseoso obtenidos en la especie invasora *S. densiflora* (Fig. 1) se observó cómo A, Gs y la eficiencia en el uso del agua fueron significativamente mayores en la población de marisma media baja (zona 1) que en la de la marisma media alta (zona 2). Esta circunstancia reflejaría cómo esta zona de la marisma sería desde el punto de vista de los requerimientos de esta especie mucho mejor para el desarrollo de sus poblaciones, circunstancia que derivaría posiblemente del mayor contenido hídrico del suelo por la mayor influencia mareal de esta zona. Así en esta zona 1, fue donde se registraron las mayores coberturas de esta especie, la cual generaba comunidades vegetales prácticamente monoespecíficas. Por otro lado, los menores valores de A de *S. densiflora* coincidieron con la zona 2 más alejada al cauce principal del río y con menor influencia mareal, lo que reflejaría las dificultades de esta especie para instalarse en sustratos con menor contenido hídrico. No fue posible realizar medidas en la zona 3 por el mal estado del único clon registrado. Respecto a la comparación entre las diferentes especies se observó que los mayores valores de A y Gs se registraron para la especie *S. maritimus* en el muestreo realizado durante la primavera con valores cercanos a 20 µmol m^{-2} s^{-1} y 400 mmol m^{-2} s^{-1}, respectivamente (Fig. 2 B y D). No obstante, se trató de la especie con una menor eficiencia en el uso del agua con valores máximos de 4 mmol mol^{-1} en esta misma estación (Fig. 2 F), frente a valores de 6 mmol mol^{-1} registrados para *A. macrostachyum* (Fig. 2 E) y *S. densiflora* (zona 2; Fig. 1 C) y de 10 mmol mol^{-1} para *S. densiflora* (zona 1; Fig. 1 C). Esta circunstancia indicaría que sería la especie con una menor capacidad de control de control estomático, siendo más vulnerable a factores ambientales como la sequía. Si bien los valores registrados para esta especie durante el muestreo de verano no son comparables con los registrados para *A. macrostachyum* y *S. densiflora* ya que los hábitats donde se desarrollaban estas dos especies eran mucho más estresantes. Por otro lado, en la zona 2 donde coincidieron *S. densiflora* y *A. macrostachyum* la comparación de los valores de intercambio gaseoso mostraron como A fue

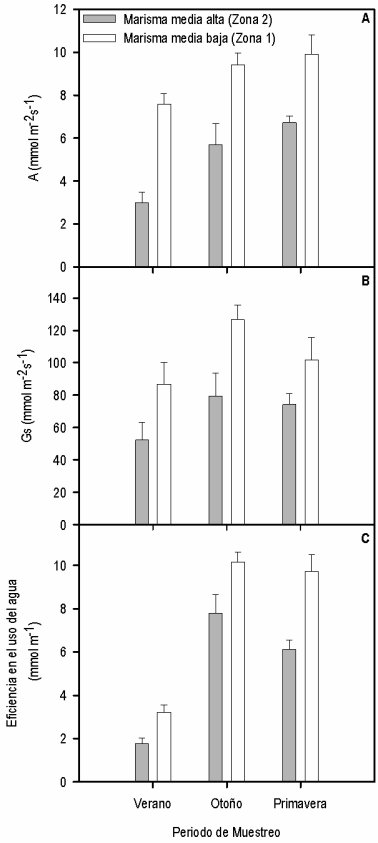


Figura 1. Tasa de fotosíntesis neta, A (A), conductancia estomática, Gs (B) y eficiencia en el uso del agua (D), medidas en hojas completamente desarrolladas de *S. densiflora* de una población de marisma media baja (zona 1) y otra de marisma media alta (zona 2) en tres estaciones. Los valores representan la media y el error estándar de 10 réplicas.

mayor para *A. macrostachyum* durante la época menos favorable (verano) con valores de 4 µmol m^{-2} s^{-1} frente a valores de 2 mmol mol^{-1} (Fig. 1 y 2 A). Sin embargo, dicha diferencia prácticamente desapareció en los muestreos de los meses de primavera y otoño con valores de A para las dos especies cercanos a 7 µmol m^{-2} s^{-1}. En el caso de Gs en general los valores fueron mayores en *A. macrostachyum* que en *S. densiflora* (Fig. 1 y 2 C), no obstante no existieron grandes diferencias entre ambas especies. Una tendencia similar se observó en el caso de la eficiencia en el uso del agua (Fig. 1 y 2 E).

No obstante, comparando los valores registrados para las especies de las zonas con cierta influencia mareal, zona 1 y 2 de muestreo, se observó cómo la tasa de fotosíntesis neta fue mayor en el caso de *S. densiflora* en la zona 1 con valores máximos de hasta 10 µmol m^{-2} s^{-1} en los muestreos de primavera y otoño. Del mismo modo en esta zona se registraron los mayores valores de eficiencia en el uso del agua (Fig. 1 C).

En definitiva este estudio muestra cómo el hábitat prioritario de *S. densiflora* serían las zonas de marisma media con influencia mareal. Por ello se debe ser cuidadoso con actuaciones de gestión encaminadas a incrementar la permeabilidad de la marisma con el río Guadalquivir (regeneración hídrica de la marisma de Doñana), ya que podrían favorecer la invasión de *S. densiflora* en este Espacio Natural Protegido.

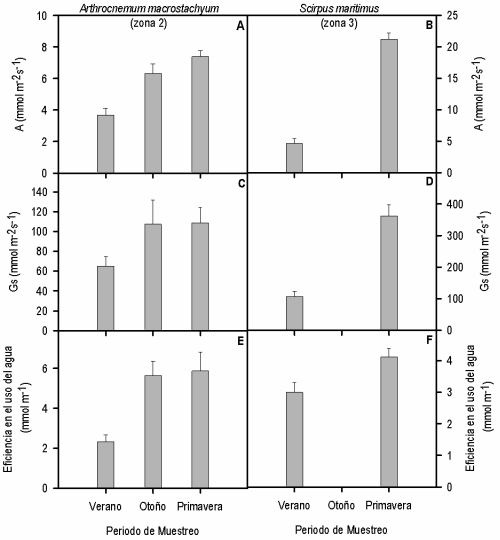


Figura 2. Tasa de fotosíntesis neta, A (A, B), conductancia estomática, Gs (C, D) y eficiencia en el uso del agua (E, F), medidas en artejos completamente desarrollados de *Arthrocnemum macrostachyum* de una población de marisma media alta (zona 2) en tres estaciones y en hojas completamente desarrolladas de *Scirpus maritimus* de una población de marisma alta independizada de la influencia mareal (zona 3) en dos estaciones. Los valores representan la media y el error estándar de 10 réplicas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales (ref. OAPN 042/2007) y el Ministerio de Educación (beca FPU ref. AP2008-02542, convocatoria 2008).

Referencias bibliográficas

Bortolus A (2006) The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. Journal of Biogeography 33: 158-168.

Clifford M (2002) Dense-flowered cordgrass (*Spartina densiflora*) in Humboldt Bay. Summary and literature review. California State Coastal Conservancy, Oakland, USA.

Figueroa ME & Castellanos EM (1988) Vertical structure of *Spartina maritima* and *Spartina densiflora* in Mediterranean marshes. In: Werger MJA, Van der Aart PJM, During HJ & Verhoeven JTA (eds) Plant form and vegetation structure pp 105-108. SPB Academic Publishing La Haya, Holanda.

Kittelson PM & Boyd MJ (1997) Mechanisms of expansion for an introduced species of cordgrass, *Spartina densiflora*, in Humboldt Bay, California. Estuaries 20: 770-778.

Mobberley DG (1956) Taxonomy and distribution of the genus *Spartina*. Iowa State College Journal of Science 30: 471-574.

Efectos del tamaño y humedad del rizoma en la capacidad invasora de *Arundo donax* L. en condiciones controladas

Effects of size and moisture of rhizome in invasiveness ability of *Arundo donax* L. under controlled conditions

M. I. SANTÍN-MONTANYÁ[1,*], J. JIMÉNEZ RUIZ[2], X. VILÁN FRAGUEIRO[2], FCO. J. SÁNCHEZ MARTÍNEZ[3] & J. GARCÍA DÍAZ[3]

[1]INIA (Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria), Ctra. de la Coruña Km. 7,5, 28040 Madrid, España, Teléfono: (+34)913478708, E-mail: isantin@inia.es ■ [2]Dirección Técnica de Tragsa, Madrid España ■ [3]Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico, Dirección General del Agua. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente Madrid España

Abstract
Studies were conducted in controlled conditions to evaluate growth and reproductive capabilities of *Arundo donax* a riparian invasive perennial plant that has spread widely in riparian areas where it has changed wildlife habitats and displaced native species. Giant reed plants are likely to be transported by the machinery used in its elimination, and the stem fragments and rhizomes could be able to sprout along riparian areas even under sub-optimal conditions. We propose study the effect of rhizome size and the level of dehydration on sprouting capacity of plant. Our results indicated that size and humidity of rhizome could be related with the establishment of the species.

Palabras clave: caña común, crecimiento, invasora, invernadero
Keywords: Giant reed, greenhouse, growth, invasive

Arundo donax L. (caña común) es una planta perenne invasora que se ha extendido ampliamente en las áreas ribereñas, donde ha alterado los hábitats de vida silvestre y desplazado especies autóctonas (Sanz Elorza *et al.* 2004). En la actualidad, la eliminación por métodos mecánicos es el principal medio de control de esta especie (Quinn & Holt 2008), pero puede resultar ineficaz debido a que presenta una alta tasa de reproducción vegetativa a través de un prolífico sistema de rizomas; rebrotando a lo largo de las áreas ribereñas, incluso en condiciones sub-óptimas (rizomas con escasa humedad natural) (Bell 1997).

La Dirección General del Agua (Magrama), desarrolla desde el año 2009 el Proyecto de I+D+i *Optimización de los Sistemas de Eliminación y Control de Cañaverales para Mejora del Estado Ecológico y Recuperación de la Capacidad de Desagüe de los Ríos,* en el cual se han ensayado una amplia batería de técnicas para el control de la caña, encargándose de su ejecución la empresa Tragsa y dentro del cual se enmarca este estudio.

Los objetivos planteados en este estudio fueron los siguientes: determinar el efecto del tamaño del rizoma en la capacidad de brotación de distintos propágulos y estudiar el nivel de deshidratación que puede experimentar un propágulo, sin perder viabilidad. Ambos estudios se realizaron en condiciones controladas asegurando el máximo potencial para el establecimiento y rebrote del rizoma. El efecto del tamaño del rizoma se estudió sobre el éxito en la brotación. Los fragmentos recolectados se asignaron a 4 grupos establecidos en un ensayo completamente al azar: 1.- fragmentos de rizoma de 1 cm; 2.- fragmentos de rizoma de 3 cm; 3.- fragmentos de rizoma de 5 cm y 4.- rizoma picado en trituradora. Los rizomas se sembraron en contenedores y se distribuyeron con un diseño de tres bloques al azar en el invernadero, cada grupo experimental (bloque) constaba de 4 repeticiones, y 5 fragmentos por repetición.

Para testar el efecto de la humedad natural del rizoma en la capacidad germinativa y velocidad de rebrote de los propágulos, se asignaron los rizomas, con un tamaño medio aproximado de 5 cm, a uno de los 4 grupos establecidos en un ensayo completamente al azar: 1.- Fragmentos de rizoma en fresco (conservados en cámara fría a 4ºC); 2.- Fragmentos de rizoma con deshidratación moderada; 3.- Fragmentos de rizoma con deshidratación elevada + 48 horas de rehidratación y 4.- Fragmentos de rizoma con deshidratación elevada.

Todos los fragmentos de rizomas se almacenaron en cámara fría, a 4ºC, y los propágulos de los grupos 2 a 4, se secaron en estufa a 60ºC, hasta obtener la pérdida de humedad deseada en cada grupo experimental (pérdida de humedad natural del rizoma moderada y alta respectivamente). Los contenedores se sembraron y distribuyeron con un diseño de tres bloques al azar en el invernadero, cada grupo experimental (bloque) constaba de 5 repeticiones y 3 fragmentos por repetición.

El efecto de la longitud y humedad de los rizomas en la viabilidad de los mismos para rebrotar se estudió mediante un análisis de varianza sobre el número de brotes y rapidez de rebrote del propágulo. El éxito de la germinación se expresó como el porcentaje de fragmentos que rebrotaban. En todos los experimentos, la velocidad de rebrote de cada grupo experimental se indicó como el tiempo (días) con el 50% del porcentaje final de rebrote en cada grupo. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el paquete informático STATGRAPHICS (Statgraphics Plus for Windows, 1998).

Tabla 1. Análisis de varianza para el nº de brotes de *Arundo* e incremento de biomasa fresca experimentado por los rizomas en los ensayos objeto del estudio

ENSAYO	VARIABLES	GL	F-TEST	P-VALOR
LONGITUD DE RIZOMA	Nº BROTES DE *ARUNDO*	2	31,28	0,0000***
	BIOMASA FRESCA RIZOMA	2	12,74	0,0000***
HUMEDAD DEL RIZOMA	BIOMASA FRESCA RIZOMA	3	3,79	0,0120*

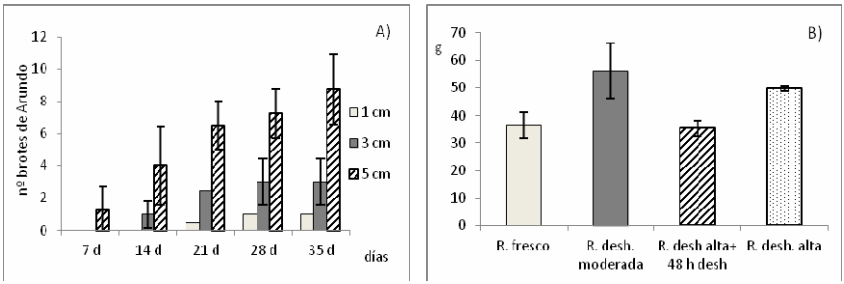


Figura 1. A) Media (± s.e.) del nº de brotes cuantificados en rizomas de *Arundo* con distintas longitudes hasta el final del ensayo, B) Incremento medio (± s.e.) de biomasa fresca (g) de los rizomas después de los tratamientos de pérdida de humedad

Los resultados pusieron de manifiesto diferencias significativas en el número de rebrotes de *Arundo* y en el incremento de biomasa fresca experimentado por los rizomas al final del ensayo según el tamaño del rizoma (Tabla 1). El número de brotes de *Arundo* y la biomasa fresca experimentada por el rizoma al final del ensayo fue significativamente mayor con los rizomas de 5 cm de longitud, y la velocidad de rebrote de rizomas de 5 cm fue también superior al resto de longitudes (Figura 1A). Por otro lado, observamos como la pérdida de humedad del rizoma influía significativamente en el incremento del peso fresco del propágulo (Tabla 1), de modo que aquellos tratamientos en los cuales el rizoma había perdido una humedad cercana o superior al 50% (grupos 2 y 4), el incremento de biomasa fresca experimentado por el rizoma al final del ensayo fue superior al de los rizomas que se habían sembrado en fresco o se habían deshidratado y luego rehidratado (Figura 1B). En este contexto, los tratamientos de pérdida de humedad realizados influyeron también en la capacidad germinativa de la especie, dado que no se observó la aparición de nuevos rebrotes de *Arundo* en ningún caso. En líneas generales, la variación de la capacidad regenerativa de los rizomas de la caña, obtenida en función de su tamaño y el contenido de humedad nos indican que estas características se encontrarían entre las estrategias biológicas más importantes coligadas a la perpetuación de la especie en las áreas invadidas. Debido a que la principal forma de reproducción de esta especie es a través de un vigoroso sistema de rizomas, capaces de permanecer activos por largos períodos de tiempo, el conocimiento de los mecanismos que determinan la supervivencia de la especie y su dinámica, pueden proveer herramientas de manejo eficaces para su control. Esta cuestión ha adquirido especial relevancia en el problema global que representan las especies exóticas con comportamiento invasor.

Referencias bibliográficas

Bell GP (1997) Ecology and management of *Arundo donax*, and approaches to riparian habitat restoration in southern California. In: Brock J; Wade M; Pysek P; Green D (eds.) Plant Invasions: studies from North America and Europe, pp. 103-113. Backhuys, Leiden, The Netherlands.

Quinn LD & Holt JS (2008) Ecological correlates of invasion by *Arundo donax* in three southern California riparian habitats. Biological Invasions 10: 591-601.

Sanz Elorza M, Dana ED & Sobrino E (2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 378 pp.

Elevada producción, viabilidad y plasticidad germinativa en poblaciones costeras de Galicia de *Oenothera glazioviana* Micheli

High seed production, viability and germinative plasticity in *Oenothera glazioviana* Micheli coastal populations of Galicia

L. TORRES[1], M.A. DOMÍNGUEZ-MARTÍNEZ[1], T. CORNIDE[1] & E. A. DÍAZ-VIZCAÍNO[1,*]

[1]Departamento de Botánica, Escuela Politécnica Superior de Lugo, Universidad de Santiago de Compostela, Campus de Lugo, 27002 Lugo, España, Teléfono: (+34) 982252231 ext. 22439, Fax: (+34) 982285985, E-mail: elvira.diaz@usc.es

Abstract

The production of *Oenothera glazioviana* Micheli seeds in coastal populations of Galicia is very high, with a significant rate of empty seeds. The germination levels vary from low to medium or high among recent and shortly stored seeds. The highest level of germination can be obtained with scarification. The substrate type does not entail any variations, nor does the water stress. These results show that the managing strategies of this species should include the following of its emergence from the seed bank, because its high rate of seeds production and its germinating plasticity represent a risk of new re-establishments.

Palabras clave: escarificación, estrés hídrico, luz, oscuridad, producción de semillas
Keywords: darkness, light, scarification, seed production, water stress

Oenothera glazioviana Micheli es un híbrido detectado en Europa a mediados del siglo XIX, y en España en la primera mitad del XX, especialmente en la franja costera galaico-cantábrica, en biotopos con cierta influencia antrópica (Sanz Elorza *et al*. 2004), escasa en ecosistemas naturales. Su presencia reciente en arenales costeros y su consideración como planta invasora de Galicia (Fagúndez & Barrada 2007) ha motivado la realización del estudio de la germinación de las semillas de esta especie para conocer su potencialidad de establecimiento en diferentes condiciones de luminosidad, almacenamiento a corto plazo, sustrato y disminución de la disponibilidad hídrica.

Las semillas se han recogido en el entorno de la Playa de Cabañas (A Coruña), y se han almacenado en condiciones de oscuridad (simulando su almacenamiento en el banco de semillas del suelo) hasta la realización de los ensayos de germinación. Además de las semillas que se han podido recolectar en el año 2009, se dispuso de semillas recolectadas en años anteriores, 2007 y 2008, con dos y un año de almacenamiento respectivamente; en todos los casos se seleccionaron semillas aparentemente maduras, bien conformadas y de aspecto sano.

El número de semillas de cada ensayo ha sido de 100, que se han distribuido en 4 réplicas de 25 semillas cada una, que se han colocado en placas Petri sobre doble capa de papel de filtro, manteniéndolas humedecidas en cámara de ambiente controlado con 80% de humedad relativa y fotoperiodo de 16 horas de luz (22ºC) y 8 horas de oscuridad (18ºC). El recuento de semillas germinadas se ha realizado de manera periódica dos veces por semana, considerando siempre que se ha podido como semilla germinada aquella en la que la radícula se observa claramente.

En cuanto a los tratamientos, se ha realizado un primer ensayo, considerado como control, en condiciones de fotoperiodo y en oscuridad, tanto con las semillas recién producidas como con las almacenadas uno y dos años. En segundo lugar, esta germinación se ha comparado con la obtenida en su propio medio natural. En tercer lugar se ha realizado la escarificación, proporcionando un corte con bisturí a la testa de la semilla, bajo las condiciones de luz y oscuridad. En cuarto lugar se han ensayado dos tipos de sustrato distintos (sustrato comercial (turba, fibras de madera y abono NPK) y arena recogida en zonas dunares donde la planta está presente), manteniendo siempre las semillas en condiciones de fotoperiodo. Finalmente, se ha realizado un ensayo con polietilenglicol (PEG), para inducir estrés hídrico, en tres niveles crecientes, en condiciones de fotoperiodo y oscuridad. Todos los ensayos han tenido una duración suficiente para disponer de resultados representativos, debido a la estabilización de la germinación acumulada obtenida.

Los resultados muestran que *O. glazioviana* presenta una producción de semillas muy elevada, así como una importante proporción de semillas vacías en todos los años estudiados (Figura 1), como han señalado Sanz Elorza *et al*. (2004), lo que explica el bajo nivel de germinación obtenido en la práctica totalidad de los ensayos cuando se utilizan semillas de apariencia normal y sin manipular, intactas (Tabla 1).

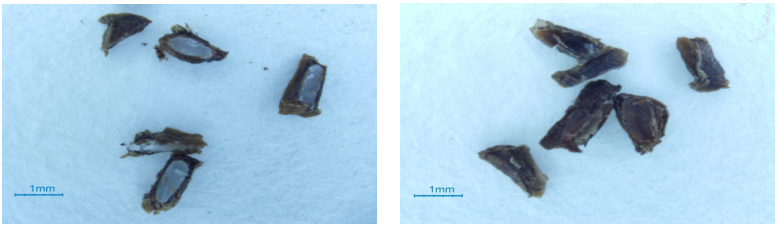


Figura 1. a) Semillas llenas y b) Semillas vacías de *Oenothera glazioviana*, visibles tras efectuar un corte longitudinal.

Tabla 1. Características morfológicas y biológicas de las semillas de *Oenothera glazioviana*.

Características morfológicas	N	Media	Desviación	Error
Frutos/pie	6	64	8,04	3,28
Semillas/fruto	16	252	40,79	10,20
Peso 100 semillas (g)	10	0,0360	0,0051	0,0016

Características biológicas	N	Media	Desviación	Error
Semillas llenas (%)				
2009	4	62	6,93	3,46
2008 (1)	4	40	14,97	7,48
2007 (2)	4	58	10,07	5,03
Viabilidad semillas (%)				
2009	6	100	0,00	0,00
2008 (1)	6	90	6,32	2,58
2007 (2)	6	93	8,16	3,33

Los niveles de germinación de las semillas bien desarrolladas varían desde niveles bajos a medios, e incluso elevados, entre las semillas recientes y las almacenadas, que mantienen su capacidad germinativa (Figura 2). Las semillas germinan tanto en luz como en oscuridad, si bien el nivel de germinación obtenido es diferente y también variable, más elevado en luz en las semillas recientes y almacenadas un año, y más elevado en oscuridad en las almacenadas dos años. El ritmo de germinación también varía entre rápido y muy rápido, comparativamente más rápido en oscuridad.

La escarificación incrementa el nivel de germinación hasta niveles máximos en ambas condiciones, y reduce el ritmo de germinación, también similar. El tipo de sustrato (sustrato comercial, arena) no afecta ni al nivel ni al ritmo de germinación, que se mantiene. La germinación en las condiciones ambientales de su propio medio natural es elevada y rápida.

Las semillas mantienen, tanto en luz como en oscuridad su nivel y ritmo de germinación en los tres niveles de estrés hídrico estudiados, apreciándose únicamente una ligera reducción de ambas variables en oscuridad con el nivel máximo. Estos resultados confirman, como en otras especies del mismo género, que las características relacionadas con la producción y sobre todo con la germinación de sus semillas resulta determinante de su éxito (Gross 1984; Mihulka *et al*. 2003). Como han encontrado Mihulka & Pyšek (2002) y Mihulka *et al.* (2003), *O. glazioviana* podría incluirse entre las que germinan más fácilmente en luz, que son mejores invasoras;

característica que además puede suponer una adaptación para desarrollar un banco de semillas a largo plazo, a partir del cual se puede prolongar la germinación en el tiempo y se puede incrementar la posibilidad de supervivencia de la especie en un nuevo hábitat, con el consiguiente establecimiento y expansión.

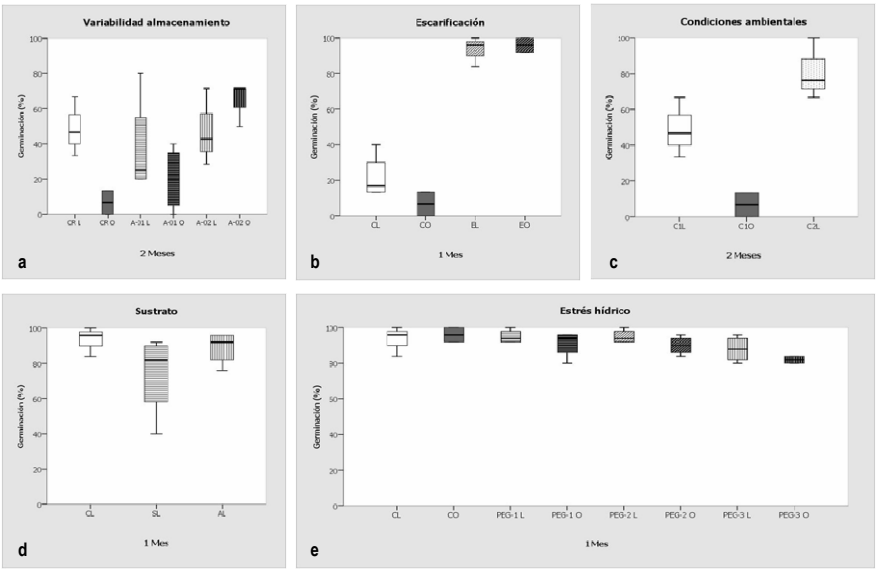


Figura 1. Germinación de *Oenothera glazioviana* a) Al cabo de **2 meses**, en el **control** (luz y oscuridad) con semillas recientes y almacenadas uno y dos años (**CR L**: Control luz de semillas recientes; **CR O**: Control oscuridad de semillas recientes; **A-01 L**: Control luz de semillas con 1 año de almacenamiento; **A-01 O**: Control oscuridad de semillas con 1 año de almacenamiento; **A-02 L**: Control luz de semillas con 2 años de almacenamiento; **A-02 O**: Control oscuridad de semillas con 2 años de almacenamiento). b) Al cabo de **1 mes**, en el **control** (luz y oscuridad) y en el ensayo de **escarificado manual** (luz y oscuridad), con semillas recientes. (**CL**: Control luz, **CO**: Control oscuridad, **EL**: Escarificado luz, **EO**: Escarificado oscuridad). c) Al cabo de **2 meses** del estudio, en el **control 1** (luz y oscuridad) y en el **control 2** (en su propio ambiente natural, luz) con semillas recientes. (**C1L**: Control 1 luz, **C1O**: Control 1 oscuridad, **C2L**: Control 2 luz). d) Al cabo de **1 mes**, en el **control** (luz) y en el ensayo de **sustrato** (sustrato comercial y arena), con semillas (llenas) recientes. (**CL**: Control luz, **SL**: Sustrato luz, **AL**: Arena luz). e) Al cabo de **1 mes**, en el **control** (luz y oscuridad) y en los ensayos de estrés hídrico **PEG-1** (luz y oscuridad), **PEG-2** (luz y oscuridad) y **PEG-3** (luz y oscuridad), con semillas (llenas) recientes. (**CL**: Control luz, **CO**: Control oscuridad, **PEG-1 L**: PEG-1 luz, **PEG-1 O**: PEG-1 oscuridad, **PEG-2 L**: PEG-2 luz, **PEG-2 O**: PEG-2 oscuridad, **PEG-3 L**: PEG-3 luz, **PEG-3 O**: PEG-3 oscuridad). En a), b), c) los valores de germinación se han corregido según la proporción de semillas llenas.

En efecto, las semillas de las poblaciones estudiadas también germinan más fácilmente en luz, aunque con la edad esta condición se puede modificar, y su nivel de germinación es elevado en ambas condiciones; presentando además una cierta proporción de semillas no dispuestas a germinar, ni en luz ni en oscuridad (durmientes); de esta forma, tanto las semillas enterradas (oscuridad), como las durmientes contribuirán a la formación de un banco de semillas edáfico de esta especie. En cuanto a la proporción de semillas de esta especie que no germinan, la ruptura o degradación de la testa es suficiente para que, en condiciones adecuadas, germinen, tanto en luz como en oscuridad; lo que se corresponde según Baskin & Baskin (1998), con una dormición física. Finalmente, las semillas de esta especie muestran además una resistencia al estrés hídrico en cuanto a su germinación, lo que incrementa su capacidad invasora, si ello conlleva también el establecimiento de plántulas, aprovechando las condiciones en que las especies más características de los hábitats invadidos tienden a reducirla (Zeng *et al.* 2010); todo ello incrementa la plasticidad germinativa de esta especie, característica de las especies más invasoras de dicho género (Mihulka *et al*. 2006). El control y la erradicación de esta especie en sistemas dunares

se basa fundamentalmente en tratamientos físicos (retirada manual) (MARM 2011). Nuestros resultados muestran que las estrategias de gestión deben incluir el seguimiento de la emergencia a partir del banco de semillas en el suelo, ya que su elevada producción de semillas y plasticidad germinativa representan un riesgo de nuevos restablecimientos.

Referencias bibliográficas

Baskin CC & Baskin JM (1998) Seed: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. Academy Press. San Diego, CA. USA. 666 pp.

Fagúndez J & Barrada M (2007) Plantas invasoras de Galicia. Bioloxía, distribución e métodos de control. Santiago de Compostela. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia. 209 pp.

Gross KL (1984) Effects of seed size and growth form on seedling establishment of six monocarpic perennial plants. Journal of Ecology 72: 369-387.

Mihulka S & Pyšek P (2001) Invasion history of *Oenothera* congeners in Europe: a comparative study of spreading rates in the last 200 years. Journal of Biogeography 28: 597-609.

Mihulka S, Pyšek P & Martínková J (2003) Invasives of *Oenothera* congeners in Europe related to seed characteristics. In: Child LE, Brock JH, Brundu G, Prach K, Pyšek P, Wade PM, William M (eds) Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions, pp. 213-225. Backhuys. Leiden.

Mihulka S, Pyšek P, Martínková J & Jarosík V (2006) Invasiveness of *Oenothera* congeners alien to Europe: Jack of all trades, master of invasion? Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 8: 83-96.

Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino (2011) Plan de control y eliminación de especies vegetales invasoras de sistemas dunares. MARM. Madrid. 127 pp.

Sanz Elorza M, Dana Sánchez ED & Sobrino Vesperinas E (Eds) (2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 378 pp.

Zeng YJ, Wang YR, Zhang JM (2010) Is reduced seed germination due to water limitation a special survival strategy used by xerophytes in arid dunes? Journal of Arid Environments 74: 508-511.

Evaluación del Banco de semillas germinable en áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) con diferentes edades de quema (alrededores del embalse de chisacá Bogotá- localidad de Usme)

Assessment of the germinable seed bank in areas burned at different times invaded by common gorse (*Ulex europaeus*) (surroundings of the Chisaca Bogota reservoir, Usme)

N. A. TORRES RODRÍGUEZ[1,*] & J. O. VARGAS RÍOS[2]

Facultad de Ciencias, Universidad Militar Nueva Granada, Carrera 95 A No 130-53 Barrio Suba, Bogotá, Colombia, Teléfono: (57-1) 5355611, E-mail: naramarilisto@gmail.com ■ Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Colombia

Abstract
This work assessed the *Ulex europaeus* germinable seed bank (GSB) in three areas burned at different times. The area burned three years ago presented less abundance (8 individuals) than the area burned five years ago which presented 123 individuals. The control area presented the highest abundance with 548 individuals. These results show on the one hand that a combined strategy of common gorse biomass elimination (burning and tractor) decreases its abundance and expression, although this practice can have a negative impact on the soil. On the other hand low potential regeneration was determined in the ecosystem because of the Asteraceas dominance in the GSB, the absence of native seed sources, the lack of connectivity and genetic flow, a stop in succession, homogenization and biodiversity loss.

Palabras claves: bancos de semillas, invasiones biológicas, restauración ecológica, *Ulex europaeus*
Keywords: biological invasions, ecological restoration, seed banks, *Ulex europaeus*

El proceso de globalización y las actividades del ser humano han contribuido al movimiento de especies más allá de su rango de distribución natural, incrementando las poblaciones de especies exóticas en muchos ecosistemas (Sánchez 2007a). Muchas de estas especies son invasoras y representan una amenaza para las comunidades y poblaciones nativas ya que alteran los ecosistemas y la disponibilidad de recursos naturales, convirtiéndose en un factor que amenaza la biodiversidad a nivel mundial (D´Antonio *et al* 1992). Retamo espinoso es una especie nativa de Europa, pero es más común en el occidente de Europa, desde el Norte de Francia hasta Portugal (Rees y Hill 2001), se caracteriza porque puede establece fácilmente en áreas perturbadas, deforestadas y sometidas a pastoreo intensivo (Scott 2005). Esta especie fue introducida desde Europa a la región Andina en los departamentos de Antioquia y Cundinamarca (Sánchez 2007b) donde ha tenido un gran impacto principalmente sobre el ecosistema de Bosque Altoandino, el cual se encuentra sometido a una gran presión de transformación generada por la expansión de la frontera agrícola y ganadera, en algunas ocasiones por plantaciones forestales de especies exóticas (Repizzo 1993). En Colombia esta especie se encuentra dentro de las diez especies invasoras con mayor impacto a nivel nacional (Calderón 2003), un rasgo de historia de vida de Retamo que le permite competir con las especies nativas es la formación de Bancos de Semillas Persistentes (BSP) con semillas viables en el suelo por un año o más (Montenegro y Vargas 2005). Los estudios de los bancos de semillas son importantes ya que ofrecen una perspectiva en la regeneración de lugares perturbados, son vitales para la restauración de la variabilidad genética y el número de poblaciones que se encuentran en los primeros centímetros del suelo cuando falla su establecimiento y reproducción (Leck *et al.*1989), permiten interpretar el rol ecológico de las especies en una comunidad y son importantes al momento de diseñar estrategias de control de malezas (Hill *et al.* 2001). El objetivo general de este estudio fue comparar los bancos de semillas germinables (BSG) de áreas invadidas por *Ulex europaeus* con diferentes edades de quema, los objetivos específicos fueron: determinar la composición, riqueza y diversidad del BSG en áreas con diferentes edades de quema y determinar las implicaciones que tienen los bancos de semillas de las áreas de estudio en la regeneración de esta zona. Hipótesis: El área quemada hace tres meses debería tener menos densidad de semillas ya que fue sometida a tres métodos de erradicación de retamo.

Este estudio se realizó en zonas aledañas al Embalse de Chisacá en predios de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) en la finca El Santuario de la Vereda El Hato. El rango altitudinal va desde los 3000 a 3300 msnm, según la zona de vida la vegetación se encuentra enmarcada en la franja alto andina. La historia de uso de la tierra ha conducido a la expansión de la frontera agrícola, plantaciones de coníferas exóticas e invasión de Retamo espinoso (Mora *et al.* 2007), en estas áreas se observan densos parches que se caracterizan por tener diferentes tamaños y estados fenológicos (León *et al.* 2009) (Figura 1). Las áreas de estudio

fueron seleccionadas de acuerdo a las edades de quema, (área quemada hace 3 meses, 3 y 5 años), inclinación suave, matorrales adultos florecidos y una de las características más importantes es que la zona tiene 40 años de invasión.

Figura 1. Área seleccionada para realizar el estudio se observa una matriz densa de Retamo espinoso.

Muestreo del banco de semillas: En cada sitio de muestreo se realizó una parcela de 3 m de largo por 2 m de ancho, la cual se subdividió en cuadrículas de 1 x 1m; en los puntos de intersección de la cuadrícula se recolectaron tres muestras de suelo que conforman la unidad muestral, tomándose 12 unidades muestrales por cada parcela. Se utilizó un cilindro metálico de 13.5 cm de diámetro por 5 cm de altura (716 cm3), de tal manera que se recolectaron 2.148 cm^3 de suelo por unidad muestral, estas muestras de suelo se colocaron en bolsas plásticas, posteriormente fueron transportadas al invernadero de la Facultad de Biología de la Universidad Nacional. Las muestras se trasplantaron a bandejas de icopor con 4.5 cm de altura, 14.5 cm de ancho y 14.5 cm de largo (630.75 cm3), para evitar la acumulación de agua se perforaron las bandejas de icopor en cuatro puntos, se colocó una capa de suelo muestreado de 3 cm de altura. Todas las bandejas fueron regadas cada dos días con un aspersor manteniendo una humedad adecuada para la germinación, a medida que iban apareciendo nuevas plántulas se colocó una bandera marcada para diferenciarlas de las ya geminadas, posteriormente un individuo representativo de cada morfoespecie se colocó en materas individuales. Las plántulas se contaron e identificación hasta que se agoto el BS contenido en las muestras de suelo, se determinó las formas de vida para cada una de las especies a partir de las definiciones de Moreno (1984), las formas de dispersión fueron establecidas a partir del estudio realizado por Montenegro (2000), finalmente se determinó el origen de las especies, nativo o no nativo, de acuerdo a Hiram (1995) (Tabla 1).

Tabla 1. Familia, especie, Tipo de hábito, forma de dispersión y las abundancias de las especies germinadas en el BSG de las tres áreas con diferente edad de quema, se incluyen las especies que fueron clasificadas hasta nivel de morfoespecie (Indet.).

Familia	Especie	Tipo de habito	Forma de dispersión	Origen	Abundancia absoluta			
					3 meses	3 años	5 años	Total
Asteraceae	*Sigesbeckia jorullensis*	Hierba	Anemocoría	No nativa	2	378	137	517
Fabaceae	*Ulex europaeus*	Arbusto	Autocoria		8	17	23	48
Poaceae	*Pennisetum cf. Clandestinum*	Hierba	Anemocoría	Nativa	153	415	2162	2730
Rosaceae	*Lachemilla cf aphanoides*	Hierba	Zoocoria	Nativa	81	961	543	1585
Asteraceae	*Gnaphalium* sp1	Hierba	Anemocoría	Nativa	124	844	282	1250
Caryophyllaceae	*Stellaria* sp1	Hierba	Anemocoría	No nativa	65	1071	399	1535
Scrophulariaceae	*Digitalis purpurea*	Arbusto	Anemocoría	Nativa	1	2	174	177
Rubiaceae	*Galium corymbosum*	Hierba	Anemocoría	Nativa	3	179	5	187
Asteraceae	*Gnaphalium* sp2	Hierba	Anemocoría	Nativa	168	176	1785	2129
Oxalidaceae	*Oxalis medicaginea*	Hierba	Anemocoría	No nativa	5	3	7	15
Poligonaceae	*Rumex acetosella*	Hierba	Anemocoría	Nativa		54	11	65
Phytolacaceae	*Phytolacca bogotensis*	Hierba	Zoocoria	Nativa		2	5	7
Solanaceae	*Solanum nigrum*	Arbusto	Zoocoria	No nativa			3	3
Fabaceae	*Trifolium repens*	Hierba	Anemocoría	No nativa	2	10	7	19
Asteraceae	*Sonchus oleraceus*	Arbusto	Anemocoría	Nativa	1			1

Asteraceae	*Gnaphalium gnaphalioides*	Hierba	Anemocoría	Nativa	2	8		10
Apiaceae	*Niphogeton* sp.	Hierba	Anemocoría	Nativa	19	1	1	21
Asteraceae	*Gnaphalium cf. spicata*	Hierba	Anemocoría		52	51	579	682
Brassicaceae	*Capsella bursa-pastoris*	Subarbusto	Autocoria	Nativa			2	2
Asteraceae	*Gamochaeta americana*	Hierba	Anemocoría		33		102	135
Fabaceae	*Medicago lupulina*	Hierba	Autocoria			5	5	10
Scrophulariaceae	*Sibthorpia repens*	Hierba		Nativa		1		1
Asteraceae	*Conyza cf.* sp.	Subarbusto	Anemocoría	Nativa	6	3	6	15
Coriariaceae	*Coriaria cf. thymifolia*	Arbusto	Zoocoria	Nativa	2		1	3
Clusiaceae	*Hypericum cf. silenoides*	Hierba	Anemocoría	Nativa	11	2	122	135
Caryophyllaceae	*Stellaria* sp2	Hierba	Anemocoría		4	4	5	13
Asteraceae	*Baccharis cf. latifolia*	subarbusto		No nativa	1			1
Caryohyllaceae	*Stellaria cf. media*	Hierba	Anemocoría	Nativa	4	1		5
Apiaceae	*Hydrocotyle bonplandii*	Hirba	Anemocoría	Nativa	1			1
Polygaliaceae	*Monnina cf.* sp.	Arbol	Zoocoria				3	3
	Indet.1				39	531	273	843
	Indet.2					1	11	12
	Indet.3				2			2
	Indet.4				5		216	221
	Indet.5						1	1
			Total		**794**	**4720**	**6870**	**12384**

La diversidad alfa se calculó a partir de los índices de abundancia y riqueza. El índice de abundancia se calculo a partir de los índices de Shannon y Simpson, el primero mide que tan uniformes son las abundancias de especies en una comunidad, a medida que su valor aumenta la abundancia se distribuye de manera más uniforme entre las especies establecidas (Magurran 1989). El segundo describe la probabilidad de que un segundo individuo extraído de una población sea de la misma especie a la cual pertenece el primero, (Soutwood & Henderson 2000) está fuertemente recargado hacia la especie más abundante o dominante de la muestra. Para calcular el índice de riqueza se utilizó el índice de Margalef, este índice mide la riqueza de especies a través de una relación logarítmica, es decir, solo se utiliza cuando la distribución de las especies se ajusta a un modelo logarítmico (Magurran 1989). La diversidad beta se analizó a partir de los coeficientes cuantitativos y cualitativos de SΦrensen. Para la calcular la diversidad alfa se utilizó el software PAST (Palaeontological Statistics Software) versión 1.75b, la diversidad beta se calculo con el programa EstimateS (Estatistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples) versión 7.5.2 y BioDversity- Pro Professional versión 2, respectivamente (Colwell 2006).

La composición de los bancos de semillas fue la siguiente: se encontraron 31 especies distribuidas en 17 familias, la familia Asteraceae presentó mayor número de especies 9, seguida por la familia Fabaceae y Caryophylaceae con 3 especies cada una, Scrophulariaceae y Apiaceae con 2 especies cada una y el resto de familias con solo una especie. El sitio con mayor abundancia de semillas fue el área quemada hace 5 años, donde germinaron 6.870 semillas, el área quemada hace 3 años presentó una abundancia de 4.720 semillas, finalmente el área quemada hace tres meses presentó la menor abundancia con 794 semillas. En cuanto a la densidad del BSG, el área quemada hace 5 años presentó la mayor densidad con 13.333 semillas/m2, seguida por el área quemada hace tres años con 9.160 semillas/m2 y finalmente el área quemada hace 3 meses con 1.541 semillas/m2. Según el índice de diversidad de Shannon (H´), el área quemada hace 3 meses fue el área más diversa (2,311 bits), lo

cual indica que las especies presentaron uniformidad en sus abundancias, el área quemada hace 3 años presentó una diversidad intermedia con (2,061 bits) y el área quemada hace 5 años tuvo la menor diversidad (2,056 bits). Según el índice de Margalef, los valores más altos se presentaron en el área quemada hace 3 meses con 3,744, seguida por el área quemada hace 5 años con 3,056, finalmente el área quemada hace 3 años con 2,729. Las tres áreas de estudio presentan diferencias significativas en cuanto a riqueza de especies (Kr: 11.43 p <0.003).

Según el coeficiente cualitativo de SΦrensen el área quemada hace 3 meses y el área quemada hace tres años presentan una similitud de 0.76, para el área quemada hace 3 y 5 años se obtuvo una similitud de 0.807, estas áreas presentan un valor alto de similitud porque comparten 5 especies, en contraste el área quemada hace 3 meses y 5 años comparten 2 especies, por lo que presentan el valor más bajo de similitud. Los valores de similitud registrados en el área quemada hace 3 meses y 5 años fueron de 0.74.

La escasa presencia de especies propias del ecosistema de Bosque Altoandino en los BSG del área de estudio, refleja la pérdida de biodiversidad debido al establecimiento y persistencia de la matriz de retamo espinoso dentro del ecosistema, a la vez la intensa y prolongada alteración antrópica a la que ha estado sometida la región, ha dejado extensas áreas prácticamente sin relictos boscosos de vegetación original, limitando los procesos de regeneración natural al no existir fuentes de propágulos nativos disminuyendo el conjunto de especies posibles sobre las que se reconstruiría la comunidad (Mora *et al.* 2007). Lo anterior se ve reflejado en la alta densidad de semillas de las áreas quemadas hace 3 y 5 años, estos bancos son comunes de lugares sometidos a un alto régimen de disturbio, presenta un banco de semillas con una mayor densidad debido al ingreso de semillas persistentes de especies pioneras herbáceas invasoras o nativas ajenas al ecosistema.

La riqueza varió de 24 a 28 especies, la baja presencia de especies pioneras se debe a las alteraciones que causan los matorrales de Retamo en el suelo al extraer y retener nutrientes como calcio, magnesio y sodio cambiando la dinámica de nutrientes empobreciendo el suelo e impidiendo la formación de Bancos de semillas (Zabkiewicz 1976). Respecto a la diversidad beta los datos muestran que hay no hay diferencias significativas en las tres áreas de estudio, lo anterior puede obedecer a que las áreas de estudio comparten la misma historia de uso de la tierra, la única fuente de semillas se encuentra en los pastizales que rodean los parches de retamo espinoso, sin embargo se esperaría que el área quemada hace tres meses tuviera menos similitud con respecto a las otras ya que se agoto su banco se semillas con los tratamientos de erradicación de retamo.

La composición de especies presentes en el BSG de las tres áreas de estudio es poco representativa de la riqueza de especies reportada por Mora *et al.* (2007) en los alrededores del embalse de Chisacá ya que sólo se encontró un 26% de las familias, 13% de los géneros y el 1% de las especies. En el Banco de Semillas se encontraron seis especies invasoras, *Ulex europaeus*, *Sonchus oleraceus*, *Trifolium repens*, *Pennisetum clandestinum*, *Rumex acetosella* y *Digitalis purpurea*, estas especies herbáceas invasoras tienen habilidad de establecerse en zonas con condiciones ambientales drásticas, sometidas a un alto régimen de disturbio (Thompson *et al*. 1998), es posible que una vez formados los claros se favorecieron por las condiciones posdisturbio colonizando el área y formando un BSG para asegurar su permanencia en la comunidad (Fernández y Hernández 2007)

El 37% de las especies que conforman el BSG no tienen un potencial para la restauración ecológica ya que solo el 14% de las especies tienen potencial como colonizadoras y podrían intervenir en el proceso de regeneración natural se puede decir que BSG de las áreas de estudio tienen un potencial de regeneración muy bajo.. De las especies nativas identificadas cuatro tienen potencial como colonizadoras, *Conyza cf. sp*, *Baccharis cf. latifolia*, *Phytolacca bogotensis* y *Coriaria cf. thymifolia*, las dos primeas especies se caracterizan por ser anemócoras y las dos últimas son zoócoras, estas especies presentan ciclos de vida cortos que colonizan en los primeros estadios de la sucesión sin permanecer por mucho tiempo en la comunidad. *Monnina cf. sp* es una especie colonizadora inductora, presenta un tipo de dispersión por zoocoria, permanece en la comunidad por un periodo de tiempo sin dominar los recursos lo que la hace facilitadora para otras especies propias del bosque, las especies inductoras son de porte arbustivo o arbóreo, con ciclos de vida de intermedios a largos, nativas anemócoras o zoócoras (Mora *et al*. 2007). Se encontraron cinco especies dominantes en el BSG de las tres áreas de estudio, tres son hierbas nativas anemócoras y dos especies son herbáceas zoócoras, estas especies son también abundantes en la matriz de gramíneas que rodean los parches de retamo espinoso, es probable que se dispersen desde esta hacia los parches y contribuyan con el enriquecimiento del BS. La presencia de *Achyrocline satureioides* especie característica de matorrales de subpáramo pueden evidenciar un proceso de paramización debido a la configuración del paisaje. La regeneración natural de la vegetación que se encuentra alrededor del embalse es casi imposible debido al aislamiento de esta área con fragmentos de bosque que tengan especies nativas, sumado a la poca dispersión por zoocoria por la presencia de parches de Retamo que impiden el establecimiento de la flora y fauna, reduciendo el flujo de genes entre especies. De manera que la recuperación de la estructura y

función de estas áreas requiere planes de manejo que contribuyan en el control de la invasión de Retamo espinoso, siendo indispensable retirar los parches de Retamo y agotar los bancos de semillas que constituyen una barrera a la restauración ecológica.

Referencias bibliográficas

Calderón SE (2003) Plantas invasoras en Colombia, una visión preliminar. Programa de Biología de la Conservación, Línea de Especies Focales. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá

Colwell R (2006) Estimates: Estatistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Versión 7.5.2. University of Connecticut. USA.

D´Antonio CM & Vitousek M (1992) Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. Annual Review of Ecology and Systematic 23: 63-87.

Fernández J & Hernández M (2007) Catálogo de la flora vascular de la Cuenca Alta del Río Subachoque (Cundinamarca, Colombia). J. Caldasia. 29:32-47

Hill RL, Gourlay AH & Barker RJ (2001) Survival of *Ulex europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. New Zealand Journal of Botany, 2001, Vol. 39: 235-244

Hiram WL (1995) Non –native species. In: Edward LT, Gaye FS, Puckett CE *et al*. (eds) Our living recourses; a report to the nation on the distribution, abundance, and health of U.S. plants, animals and ecosystems. pp 427-428. Washington DC: U.S. Department of the Interior, National Biological Service.

Leck MA, Parker V & Simpson RL (1989) Ecology of soil Seed Banks. pp. 1-462. Academic Press Inc., San Diego, CA.

León OA Díaz AE & Corzo L (2009) Selección y preparación del terreno para el proceso de restauración de zonas invadidas por *Ulex europaeus* (Retamo espinoso) y plantaciones de *Pinus patula* (Pino) y *Cupressus lusitanica* (Ciprés). In: Vargas O (ed.). Restauración Ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. pp 39 - 58. Universidad Nacional de Colombia.

Magurran E (1989) Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedrá. España. Barcelona. University Collage of North Wales. Bangor.

Montenegro S (2000) Estrategias de dispersión y regeneración por bancos de semillas en dos comunidades de bosque altoandino Embalse de Rafael, La calera, Cundinamarca. PhD Thesis. Departamento de biología. Universidad Nacional de Colombia, 200 pp.

Montenegro A & O Vargas. (2005) Estrategias de regeneración del banco de semillas en una comunidad de bosque altoandino secundario. En: Estrategias adaptativas de plantas del páramo y del bosque altoandino en la cordillera oriental de Colombia. Editado por Bonilla, M.A. 2005. UNC. Facultad de ciencias departamento de biología.

Mora JF, Figueroa C & Vivas T (2007) Análisis Multi-esácala de la Vegetación de los alrededores del embalse de Chisacá (Cundinamarca, Colombia). Implicaciones para la formulación de proyectos de restauración ecológica a nivel local. In: Vargas O (ed.) Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá. pp 16-103. Universidad Nacional de Colombia.

Moreno NP (1984) Glosario botánico ilustrado. Editorial continental S.A. Instituto nacional de investigaciones sobre Recursos Bióticos. Xalapa, México. 300 pp.

Rees M & R Hill (2001) Large scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. Journal of Applied Ecology 38: 364-377.

Repizzo A (1993) Presentación de la reserva Biológica Carpanta. En: Andrade, G.I. 1993. Carpanta Selva Nublada y Paramo.

Sánchez A (2007a) Las invasiones de especies exóticas. En: Vargas O (ed) Guía metodológica para la Restauración ecológica del Bosque Altoandino. pp 65- 66. Universidad Nacional de Colombia.

Sánchez A (2007b) Efecto del sombreado artificial sobre el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en el Embalse de Chisacá. En: Vargas O (ed). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá D.C. pp 368-381. Universidad Nacional de Colombia.

Scott B (2005) The Temporal Effects of *Ulex europaeus* on soil properties and Modeling Impact of Invasive Species with Respect to Time. Tesis de maestría. Universidad de Washington.

Soutwood T & Henderson A (2000) Ecological Methods. Tercera Edición. Blazkwell Science. Inglaterra

63-70.

Thompson K Bakker JP & Bekker RM (1998) Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. Journal of ecology, 86:163-169

Zabkiewic JA (1976) The ecology of gorse and its relevance to New Zealand forestry. In: Chavazze, 1976, pp.

Patrones de distribución de la flora nativa y no-nativa en un gradiente altitudinal de la Cordillera Oriental del Ecuador

Distribution patterns of native and non-native plants along an altitudinal gradient in Eastern Cordillera of Ecuador

V. SANDOYA[1, 3, *], L. CAVIERES[1, 3] & A. PAUCHARD[2, 3]

[1]Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción. Concepción, Chile. E-mail: cvss20@gmail.com ■ [2]Facultad ce Ciencias Forestales. Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile ■ [3]Instituto de Ecología y Biodiversidad, IEB, Santiago, Chile.

Abstract
In relation to altitude we studied the distribution patterns of non-native and native species; we tested whether the intensity of disturbance influences its richness and composition. We worked on a road between 4000-1150 m a.s.l. in the eastern cordillera of Ecuador, established 20 "T-shaped" plots. The native species showed a monotonic decrease and non-native a quadratic trend. The disturbed areas had the highest number of non-native species and reduced number native species. Species composition was more similar between subtransects *edge*. We concluded that in a continental tropical mountain, native species and non-native species respond differently to altitude, and the perturbation mainly affects non-native species.

Palabras claves: Especies exóticas, regiones de montaña, trópico
Keywords: Exotic species, mountain region, tropic

La presencia de especies no-nativas es una de las principales amenazas para la biodiversidad local (Lonsdale 1999; Vilá *et al*. 2006; Vitousek *et al.* 1997)**.** Uno de los ecosistemas actualmente amenazados por las introducciones de especies son las altas elevaciones de regiones montañosas (Becker *et al.* 2005; Pauchard *et al*. 2009), las cuales son fuente de suministro de servicios ecosistémicos, sobre todo para asentamientos humanos en tierras bajas (Smethrust 2000). En las montañas existe una declinación de la riqueza de especies relacionada con las condiciones ambientales y las diferentes intensidades de factores bióticos y abióticos, que actúan como filtro tanto para especies nativas como no-nativas (Seipel *et al*. 2012). A nivel regional, los dos grupos de especies en su mayoría presentan distribución unimodal, con aumento de su riqueza en las zonas medias de la montaña (Alexander *et al.* 2011; Arévalo *et al*. 2005; Balslev 1988; Becker *et al.* 2007; Pauchard *et al.* 2009); de forma menos frecuente se han observado modelos con decrecimiento monotónico (Alexander *et al.* 2011; Gentry 1995; Marini *et al*. 2011; Pauchard *et al*. 2009). Estas tendencias de distribución de especies nativas y no-nativas podrían involucrar los mismos factores, que varian en intensidad a lo largo del gradiente (Alexander *et al*. 2011). La existencia de mayor número de especies nativas en las zonas bajas de un gradiente montañoso, permitirá mayor resistencia de las comunidades a las invasiones (Rejmánek 1989). Por otro lado, aun cuando las condiciones montanas favorecen la coexistencia de taxa nativos con centros de distribución en baja, alta y media altitud, también permite el establecimiento de especies no-nativas con amplios rangos de distribución (Alexander *et al*. 2011; Arévalo *et al*. 2005; Arteaga *et al*. 2009; Becker *et al.* 2007). En altas elevaciones, los altos niveles de rigurosidad climática que se generan, mantiene especies nativas con estrechos rangos climáticos y adaptaciones especializadas para bajas temperaturas (Alexander *et al*. 2011); mientras que, para las no-nativas el estrés ambiental es considerado como la más importante barrera, pudiendo limitar sus rangos de distribución. Sin embargo, estas tendencias podrían variar dependiendo de la presencia y nivel de perturbaciones, y del cambio de uso de suelo (Becker *et al.* 2005; Pauchard *et al.* 2009; Seipel *et al.* 2012; Stohlgren *et al*. 2005). Un tipo de perturbación determinante en estas regiones es la presencia de caminos, son la principal ruta de ingreso y establecimiento de especies no-nativas, funcionan como corredores biológicos y reservorio de propágulos (Arévalo *et al*. 2005; Arteaga *et al*. 2009; Becker *et al.* 2005; Parendes & Jones 2000). La composición de las especies, en estas áreas, dependerá de la distancia desde el borde del camino hacia hábitats adyacentes, los bordes de los caminos albergarán mayor número de especies no-nativas y menor riqueza de especies nativas (Wester & Juvik 1983). Pocos estudios referentes a distribuciones altitudinales de especies no-nativas, en relación con su flora local, se han conducido en áreas tropicales, destacándose los trabajos realizados en las islas tropicales de Hawai (Kitayama & Mueller-Dombois 1995; Wester & Juvik 1983) y La Réunion (Pauchard *et al*. 2009). El presente estudio, realizado en una región tropical continental, plantea dos hipótesis: (1) Las especies no-nativas y nativas presentan el mismo patrón unimodal de distribución altitudinal, con mayor número de especies en la zona media del gradiente montañoso, y (2) Áreas con mayor perturbación, *borde* de camino, albergarán mayor riqueza de especies no-nativas y menor número de especies nativas.

El estudio fue realizado entre junio a diciembre del 2010, en un camino ubicado en la Cordillera Oriental del centro-norte del Ecuador, entre los 4000 (0°19`56``S-78°12`07``W) y 1150 m s.n.m. (0°44`34``S-77°47`24``W).
El muestreo de la vegetación se realizó utilizando la metodología propuesta por MIREN (Mountain Invasions Research Network, ver Seipel *et al*. 2012). Se establecieron 20 transectos en forma de "T", estratificados uniformemente cada 150 m de elevación, entre los 1150 y 4000 m de altitud. Con un lado paralelo a la vía de 50 × 2 m (subtransectos de *borde*) y un lado perpendicular de 100 × 2 m (subtransectos cercanos y lejanos). Para facilidad de muestreo se subdividió cada subtransecto en parcelas de 5 × 2 m. Dentro de cada transecto se registró: intensidad de perturbación (*no perturbado*, *perturbado* y *muy perturbado*), número de especies y su frecuencia (definida como la sumatoria de presencia de una especie en el total de cuadrantes de 5 × 2 m).
Las relaciones entre la distribución de la riqueza de especies nativas y no-nativas con respecto a la altitud, fueron evaluadas con modelos de regresión tanto lineales como cuadráticos. Para determinar si la distancia desde el camino (relacionado a la perturbación) y la altitud influyen en la riqueza de especies, se realizó un análisis de covariancia (ANCOVA) para las especies nativas, considerando como covariable a la altitud; para evaluar si las distribuciones cuadráticas de las especies no-nativas eran distintas, se realizaron pruebas de t entre grupos (*borde*, *lejano* y *cercano*), comparando los datos de cada parámetro (*a*, *b* y *c*) y su respectivo error típico, entre cada una de las tres ecuaciones generadas (del tipo ax^2+bx+c). Con el propósito de conocer si la identidad y frecuencia de las especies difiere dentro de los subtransectos de *borde* y *lejano* a lo lago del gradiente altitudinal, se utilizó el índice de similitud de Chao-Jaccard basado en la abundancia.

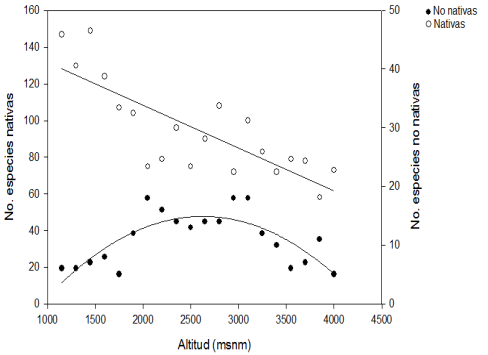


Figura 1. Patrones de distribución de la riqueza de especies nativas y no-nativas a lo largo del gradiente altitudinal.

Se encontraron 728 especies nativas y 43 especies no-nativas, con diferentes patrones de distribución altitudinal claramente definidos a lo largo del gradiente .Para las especies nativas, se encontró una disminución altitudinal lineal monotónica (R^2= 0,62; P<0,001). En contraste, se encontró un patrón unimodal (cuadrático) para el caso de las especies no-nativas, con incremento del número de sus especies hacia las zonas medias del gradiente, hasta llegar a un nivel máximo, para luego decrecer con el aumento de la altitud (R^2= 0,58; P<0,001) (Figura 1).
Con respecto a la distancia del camino, perturbación y distribución de especies, los modelos de distribución de riqueza de especies nativas fueron siempre lineales (*borde*: no presentó tendencia; *cercano*: R^2= 0,47; P<0,001; *lejano*: R^2= 0,30; P= 0,012). Las especies no-nativas presentaron tendencias cuadráticas (*borde*: R^2= 0,55; P<0,001; *cercano*: R^2= 0,39; P= 0,01; *lejano*: R^2= 0,33; P= 0,025) (Figura 2).

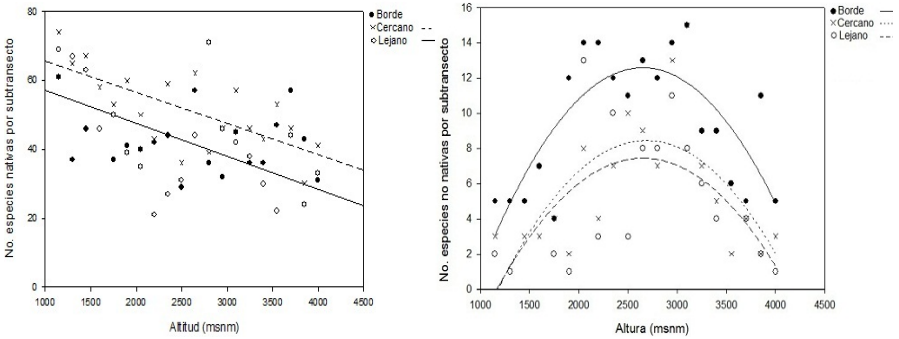


Figura 2. Distribución de las especies nativas (regresiones lineales) y no-nativas (regresiones cuadráticas), considerando subtransectos de *borde* de camino (muy perturbados), *cercanos* y *lejanos* al camino (menor perturbación).

Los subtransectos de *borde* de camino presentaron mayor perturbación, y su riqueza de especies nativas fue menor que en subtransectos *cercanos* y *lejanos*. Por otro lado, las especies no-nativas decrecieron en número conforme aumentaba la distancia desde el camino. Los resultados del ANCOVA para las especies nativas, y la prueba de t para las especies no-nativas, muestra diferencias significativas entre los grupos de *borde*, *cercano* y *lejano* (Tabla 1). El índice similitud Chao-Jaccard mostró que las comunidades de *borde* siempre presentaron mayor similitud en la composición de especies, y en hábitats *lejanos* la similitud fue menor.

Tabla 1. Resultados del ANCOVA para la riqueza de especies nativas, y de la prueba de t para las especies no-nativas, en relación con la distancia desde el camino (subtransectos de *borde*, *cercano y lejano*) y la altitud, muestran que existen diferencias significativas entre grupos.

ANCOVA	**Fuente**	**Suma de cuadrados tipo III**	**gl**	**Media cuadrática**	**F**	**Significación**
	ubicación * altitud	872,894	2	436,447	3,603	**0,034**
	ubicación	1266,849	2	633,424	5,229	**0,008**
	altitud	2723,589	1	2723,589	22,48	**0,000**
	Error	6540,817	54	121,126		
	Total	153430,000	60			
	Total corregida	11517,933	59			
Prueba de t	***Para los coeficientes de los términos cuadráticos***					
	Parámetro	**Grupos**	**Valor de estadístico de prueba (t)**	**Nivel de significancia (p <0.01)**		
	a	*borde-cercano*	-1829.0614*	**p<0,01**		
		borde-lejano	-2635.4422*	**p<0,01**		
		cercano-lejano	-806.3808*	**p<0,01**		
	Para los coeficientes de los terminos de primer grado					
	Parámetro	**Grupos**	**Valor de estadístico de prueba (t)**	**Nivel de significancia (p <0.01)**		
	b	*borde-cercano*	354.802*	**p<0,01**		
		borde-lejano	512.8836*	**p<0,01**		
		cercano-lejano	182.6588*	**p<0,01**		

En una región montañosa tropical continental, las especies nativas y no-nativas responden de forma diferente a la altitud, las nativas presentan una tendencia de decrecimiento lineal monotónica, mientras que las no-nativas lo hacen siguiendo una tendencia unimodal. El *borde* del camino siempre presentó mayor perturbación y albergó mayor número de especies no-nativas; mientras que la riqueza de especies nativas fue menor. En hábitats alejados ocurre lo contrario, la perturbación es baja y existe un menor número de especies no-nativas y mayor riqueza de nativas. Por otro lado, la identidad de las especies varió con respecto a la distancia desde el camino, la composición de las especies es más similar entre subtransectos de *borde* que entre los *lejanos*; y los hábitats *lejanos* mantienen una similitud menor, al existir un mayor recambio de especies a lo largo del gradiente.

Agradecimientos

SENESCYT-Ecuador, Universidad de Concepción, Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Laboratorio de Ecología, Biogeografía y Sistemática (ECOBIOSIS) y Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) de la Universidad de Concepción, Herbario QCA de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Herbario QCNE del Ecuador, Missouri Botanical Garden, Ministerio de Economía de Chile, FICM P05-002 y CONICYT PFB-023.

Referencias bibliográficas

Alexander J, Kueffer C, Daehler C, Edwards P, Pauchard A, Seipel T & MIREN Consortium (2011) Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. Proceedings of the National Academy of Sciences 108, 2: 656–661.

Arévalo J, Delgado J, Otto R, Naranjo A, Salas M & Fernandez-Palacios J (2005) Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 7: 185–202.

Arteaga M, Delgado J, Otto R, Fernández-Palacios J & Arévalo J (2009) How do alien plants distribuye along roads on oceanic islands? A case study in Tenerife, Canary Islands. Biological Invasions 11: 1071–1086.

Balslev H (1988) Distribution Patterns of Ecuadorean Plants Species. Taxon 3: 567–577.

Becker A, Körner C, Brun J, Guisan A & Tappeirner U (2007) Ecological and land use studies along elevational gradients. Mountain Research and Development 27: 58–65.

Becker T, Dietz H, Billeter R, Buschmann H & Edwards P (2005) Altitudinal distribution of plant species in the Swiss Alps. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 7: 173–183.

Gentry A (1995) Patterns of Diversity and Floristic Composition in Neotropical Montane Forests. Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests, 103–126.

Kitayama K & Mueller-Dombois D (1995) Biological invasion on an oceanic island mountain: Do alien plant species have wider ecological ranges than native species?. Journal of Vegetation Science 6: 667–674.

Körner C (2004) Mountain Biodiversity, Its Causes and Function. Ambio, Special Report. The Royal Colloquium: Mountain Areas: A Global Resource 11–17.

Lonsdale W (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. Ecology 80: 1522–1536.

Marini L, Battisti A, Bona E, Federici G, Martini F, Pautasso M & Hulme P (2011) Alien and native plant life-forms respond differently to human and climate pressures. Global Ecology and Biogeography. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00702.x.

Parendes L & Jones J (2000) Role of Light availability and dispersal in exotic plant invasión along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. Conservation Biology 14: 64–75.

Pauchard A, Kueffer C, Dietz H, Daehler CC, Alexander J, Edwards PJ, Arévalo JR, Cavieres LA, Guisan A, Haider S, Jakobs G, Mcdougall K, Millar CI, Naylor BJ, Parks CG, Rew LJ & Seipel T (2009) Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. Frontiers in Ecology and the Environment 7: 479–486.

Rejmánek M. (1989) Invasibility of plant communities, 369–388 in J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmánek & M. Williamson (eds) Biological invasions: A global perspective. John Wiley & Sons, Chichester, England.

Seipel T, Kueffer C, Rew L, Daehler C, Pauchard A, Naylor B, Alexander J, Edwards P, Parks C, Arevalo J, Cavieres L, Dietz H, Jakobs G, Mcdougall K, Otto R & Walsh N (2012) Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world. Global Ecology and Biogeography 21: 236–246.

Smethurst M (2000) Mountain Geography. The Geographical Review 90: 36-56.

Stohlgren T, Barnett D, Flather C, Kartesz J & Peterjohn B (2005) Plant species invasions along the latitudinal gradient in the United States. Ecology 86: 2298–2309.

Vilá M, Bacher H, Kenis M, Kobelt M, Nentwig W, Sol D & Solarz W (2006) Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. Ecosistemas 15: 13–23.

Vitousek D, Loope C, Rejmanek L & Westbrooks R. (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology 21: 1–16.

Wester L & Juvik J (1983) Roadside plant communities on Mauna Loa, Hawaii. Journal of Biogeography 10: 307–316.

Papel del fuego en la germinación de dos especies invasoras: *Acacia melanoxylon* y *Robinia pseudoacacia*

Role of fire in the germination of two invasive species: *Acacia melanoxylon* and *Robinia pseudoacacia*

J. BERNAL, D. ARÁN*, J. GARCÍA-DURO, O. REYES & M. CASAL

Departamento de Bioloxía Celular e Ecoloxía, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España, Teléfono: (+34) 658358809, E-mail:diegoaran@hotmail.com

Abstract
Acacia melanoxylon and *Robinia pseudoacacia* are two leguminous tree species that are invaders in many countries throughout the world. This study deals with the germinative response of both species with regard to different factors of fire. The results obtained show that under some conditions both species present similar behaviors, whereas for other factors they show very different responses that instigate one of the species, R. *pseudoacacia*, to present a higher invasive potential after disturbance.

Palabras clave: fuego, germinación, especies invasoras, *A. melanoxylon*, *R. pseudoacacia*
Keywords: fire, germination, invasive species, *A. melanoxylon*, *R. pseudoacacia*

El fuego es un factor ecológico que afecta a los ecosistemas terrestres y que facilita la entrada de especies invasoras como *Acacia melanoxylon* R. Br. y *Robinia pseudoacacia* L. Ambas especies son leguminosas, *A. melanoxylon* es originaria del SE de Australia y Tasmania *y R. pseudocacia* de N de América. Actualmente se encuentran como invasoras en muchos países del mundo, y en casi todos los de Europa (Global Invasive Species Database 2008; Basnou 2006; Sanz-Elorza *et al*. 2004) y están clasificadas como unas de las 100 especies con mayor potencial invasor del mundo. Esto es debido a que se adaptan bien a una gran variedad de suelos y de condiciones ambientales, aunque *R. pseudoacacia* tiene preferencia por los suelos bien aireados. Ambas especies presentan una abundante producción de semillas, son anemócoras y también tienen reproducción vegetativa. *A. melanoxylon* además de presentar una dispersión anemócora, también es zoócora ya que las semillas pueden ser diseminadas por aves, roedores y en general pequeños mamíferos (Quentin & Fuller, 2001) *R. pseudoacacia* presenta una distribución mayor a la de *A. melanoxylon* ya que puede colonizar sustratos ácidos o contaminados (Basnou 2006). El objetivo de este estudio es conocer como afectan a la germinación de ambas especies arbóreas invasoras los principales factores de un incendio forestal: temperatura, humo y ceniza.

En Junio de 2010, se recogieron semillas maduras de una población de *A. melanoxylon* en Santiago de Compostela. Las semillas de *R. pseudoacacia* no se pudieron recoger en el campo y se optó por usar semillas comerciales. Dichas semillas provienen del Valle del Ebro de la cosecha 2009/10 y estaban tratadas previamente con agua hirviendo durante 20 segundos. Según Basbag *et al*. (2010) *R. pseudoacacia* necesita tratamientos de agua a 60ºC durante 3 horas para romper la latencia, por lo que 20 segundos a 100ºC no suponen un cambio relevante en la germinación. A las semillas de las dos especies se les aplicaron 13 tratamientos de factores de fuego. Siempre se utilizaron 5 réplicas de 25 semillas cada una, hasta un total de 1625 semillas. La selección de los tratamientos de fuego está basada en datos de quemas experimentales (Díaz-Fierros *et al*. 1990; Vega *et al*. 2000) y de otros estudios (Keeley y Fotheringham, 1998; Reyes y Casal, 2006, Rivas *et al*. 2006; Reyes y Trabaud, 2009).

Las semillas fueron expuestas a tratamientos de Humo, Calor y Ceniza. Los tratamientos de Humo (Humo-5min, Humo-10min, Humo-15min) fueron realizados con el aplicador de humo Fume-2000 (Casal *et al*. 2001), quemando *Ulex europaeus*. Los Choques Térmicos (80ºC-5min, 80ºC-10min, 110ºC-5min, 110ºC-10min, 150ºC-5min, 150ºC-10min, 200ºC-5min, 200ºC-10min) se hicieron siguiendo a Reyes y Trabaud (2009) entre otros. El tratamiento de Ceniza (0.017g/réplica) se realizó con ceniza de *U. europaeus*. Además de los tratamientos anteriormente citados se realizó un Control. Las semillas se incubaron manteniéndolas 16 h con luz a 24ºC y 8 h con oscuridad a 16ºC. Se registró la germinación como la emergencia de la radícula, cada Lunes, Miércoles y Viernes hasta el final del experimento. Se calculó el porcentaje de germinación promedio, el valor medio de T_{50} y la distribución temporal de la germinación. Se aplicó un Análisis de la Varianza (ANOVA) y un test de Duncan y significación $p<0.05$. Previamente, se transformaron los datos de porcentaje de germinación mediante la transformación arcsen para aumentar la Normalidad.

A. melanoxylon presenta un porcentaje de germinación natural de 53.6%, similar al de *R. pseudoacacia* que obtuvo un valor de 52.0% .En *A. melanoxylon* el ANOVA detecta diferencias altamente significativas ($p<0.0001$) entre el Control y los tratamientos térmicos, excepto 80ºC-5min. El tratamiento térmico 80ºC-10min (71.2%)

estimula la germinación de las semillas mientras que los tratamientos 110ºC-5min, 110ºC-10min, 150ºC-5min, 150ºC-10min, 200ºC-5min y 200ºC-10min la inhiben totalmente. Los tratamientos de Humo alcanzan porcentajes similares al Control. El tratamiento de Ceniza reduce ligeramente el valor respecto al del Control, pero sin llegar a producir diferencias significativas. Para *R. pseudoacacia* el ANOVA detecta diferencias altamente significativas ($p<0.0001$) entre el Control y tratamientos Térmicos 80ºC-5min, 80ºC-10min y 150ºC-5min, que provocan estimulación de la germinación. Por otra parte, los demás tratamientos térmicos aunque inducen porcentajes de germinación superiores al Control, las diferencias no llegan a ser significativas. Los tratamientos de Humo y el tratamiento de Ceniza alcanzan porcentajes similares al Control.

El T_{50} en el tratamiento Control de *A. melanoxylon* es de 31.6 días y en el de *R. pseudoacacia* de tan solo 5.4 días. Ninguno de los tratamientos en *A. melanoxylon* adelanta la germinación, pero el tratamiento de Ceniza provoca un retraso significativo ($p<0.0001$), ya que duplica el T50 hasta los 64.2 días. En los tratamientos de *R. pseudoacacia* no se muestra ningún adelanto la germinación, pero los tratamientos Térmicos provocan un retraso significativo ($p<0.0001$), ya que para algunos de los tratamientos aumenta el T50 hasta los 13.60 días.

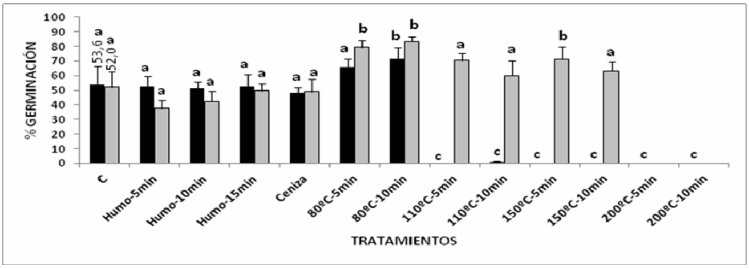


Figura 1. Germinación alcanzada en cada uno de los tratamientos de fuego ensayados en *A. melanoxylon* (negro) y *R. pseudoacacia* (gris).

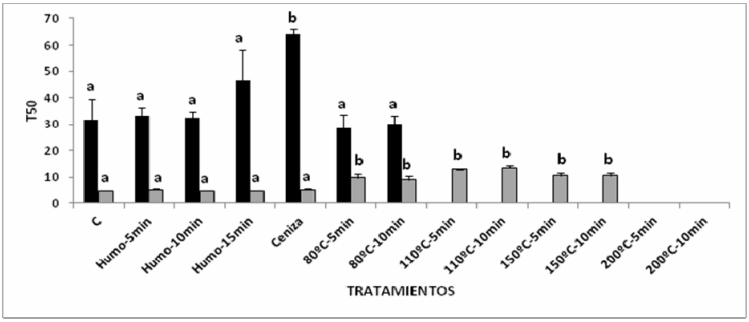


Figura 2. Valor de T_{50} alcanzado en cada uno de los tratamientos de fuego ensayados en *A. melanoxylon* (negro) y *R. pseudoacacia* (gris).

Los ensayos de germinación de *A. melanoxylon* y *R. pseudoacacia* indican que la germinación de estas especies resultan afectadas por factores relacionados con el incendio. Los choques térmicos moderados provocan un aumento en la germinación y los choques térmicos severos una inhibición en *A. melanoxylon*. Por lo contrario en *R. pseudoacacia* estos tratamientos térmicos aumentan la germinación de la especie, aunque también provocan un retraso de la misma. Este comportamiento se ha encontrado en otras leguminosas (Pereiras *et al.* 1985; Rivas *et al.* 2006; Trabaud & Oustric 1989; Thanos *et al*. 1992; Valbuena *et al*. 1992; González-Rabanal & Casal 1995; Herránz *et al*. 1998, 2000). La ceniza provoca un retraso de la germinación en *A. melanoxylon*, mientras que en *R. pseudoacacia* no se detecta ningún cambio. Este efecto debido a la ceniza de los incendios también fue detectado en otras especies, como *Agrostis delicatula*, *Agrostis curtisii* y *Avenula marginata* por González-Rabanal y Casal (1995). Los tratamientos de Humo no afectaron a la germinación de *A. melanoxylon* ni de *R. pseudoacacia* al igual que ocurre para otras especies de la misma familia (Rivas *et al*. 2006; Reyes & Trabaud 2009). Ambas especies

presentan comportamientos germinativos diferentes a pesar de ser las dos leguminosas arbóreas. *A. melanoxylon* presenta una germinación dilatada en el tiempo y alcanza valores medios de germinación, mientras que *R. pseudoacacia* presenta una germinación temprana y media-alta que para la mayoría de los tratamientos ensayados se completa en los primeros 20 días. Ambas especies poseen semillas con cubiertas duras y cutinizadas (Willan, 1991) que pueden persistir en el banco de semillas del suelo y algunos de los tratamientos térmicos estimulan su germinación; además, ambas especies rebrotan vigorosamente (Basnou 2006; Auld 1996). En conjunto, *R. pseudoacacia* presenta un potencial invasor mayor que *A. melanoxylon* ya que es estimulada por incendios de mayor intensidad, por un mayor número de intensidades de fuego y además, la germinación de las semillas es más temprana, con lo que compite mejor por el establecimiento de sus plántulas al adelantarse en el tiempo. Estas ventajas germinativas pueden explicar la gran expansión que presenta *R. pseudoacacia* en Europa, estando presentes en la mayoría de los países del continente, ya que parece estar más adaptada a los ambientes fríos de lo que esta *A. melanoxylon*. (Este trabajo se realizó dentro del proyecto 10MDS200007PR).

Referencias bibliográficas

Auld TD (1996) Ecology of the Fabaceae in the Sydney region: fire, ants and the soil seedbank. Cunninghamia 4 (4): 531-551.

Basbag M, Aydin A & Ayzit D (2010) The Effect of Diferent Temperatures and Durations on the Dormancy Breaking of Black Locust (*Robinia pseudoacacia L.*) and Honey Locust (*Gledistsia triacanthos L.*) Seeds. Notulae Scientia Biologicae 2 (4): 125-128.

Basnou C (2006) *Robinia pseudoacacia*. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway.

Casal M, Prado S, Reyes O & Rivas M (2001) Efecto del fuego sobre la germinación de varias especies leguminosas arbustivas. III Congreso Forestal Español 4 (1): 475-481.

Díaz-Fierros F, Benito E, Vega JA, Castelao A, Soto B, Pérez R & Taboada T (1990) Solute loss and soil erosion in burnt soils from Galicia (NW Spain). In Fire and Ecosystem Dynamics, GoldammerJG, JenkinsMJ (eds). SPB Academic Publishing: The Hague; 103–116.

Global Invasive Species Database (2008) *Robinia pseudoacacia*. Invasive Specialist Group (ISSG), IUCN Species Survival Commission.

González-Rabanal F & Casal M (1995) Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. Vegetatio 116 (1): 123-131.

Herránz JM, Ferrandis P & Martínez-Sánchez JJ (1998) Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean Leguminosae. Plant Ecology. 136: 95-103. doi:10.1023/A:1009702318641

Herránz JM, Ferrandis P & Martínez-Sánchez JJ (2000) Influence of heat on seed germination of nine woody Cistaceae species. International Journal of Wildland Fire 9:173–182. doi:10.1071/ WF00014.

Keeley JE & Fotheringham CJ (1998) Smoke-induced seed germination in California chaparral. Ecology 79(7): 2320-2336.

Pereiras J, Puentes MA & Casal M (1985) Efecto de la altas temperaturas sobre la germinación de las semillas del tojo (*Ulex europaeus* L.) Studia Oecologica 6 (1): 125-133.

Quentin CB, Cronk & Fuller JL (2001) Plantas Invasoras: la amenaza para los ecosistemas naturales. Colección: "Pueblos y Plantas", Nº2. Ed. Nordan Comunidad. 205 pág.

Reyes O & Casal M (2006) Seed germination of Quercus robur, Q. pyrenaica and Q. ilex and the effects of smoke, heat, ash and charcoal. Annals of Forest Science 63: 205-212.

Reyes O & Trabaud L (2009) Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. Plant Ecology 202 (1): 113-121.

Rivas M, Reyes O & Casal M (2006) Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. International Journal Wildland Fire 15 (1): 73-80.

Sanz Elorza M, Dana Sánchez ED &. Sobrino Vesperinas E (2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.

Thanos CA, Georghion K, Kadis C & Pantazi C (1992) Cistaceae: A plant family with hard seeds. Israel Journal of Botany 41: 251-263.

Trabaud L & Oustric, J (1989) Influence du feu sur la germination des semences de 4 espèces lignenses méditerranéennes à reproduction sexuée obligatoire. Seed Science and Technology 17: 589-599.

Valbuena L, Tárrega R & Luis E (1992) Influence of heat on seed germination of Cistus laurifolius and Cistus ladanifer. International Journal of Wildland Fire 2: 15-20.

Vega JA, Cuiñas P, Fontúrbel MT, Peréz-Gorostiaga P & Fernández C (2000) Desarrollo de los nuevos modelos de predicción. In: Vélez, R. (Eds) La defensa contra incendios forestales, fundamentos y experiencias. McGraw Hill, Madrid.

Willan R L (Comp.) (1991) Guía para la manipulación de semillas forestales. FAODANIDA. Roma. 502 pp.

Patrones de germinación de *Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia*: ¿importa la procedencia y el banco de semillas?

Germination patterns of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia*: does origin and seed bank matters?

I. CABRA RIVAS* & P. CASTRO DÍEZ

Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias. Universidad de Alcalá, N-II km 33,6. Alcalá de Henares (28871), Madrid, España, Teléfono (+34) 918856407, E-mail: isabel.cabra@edu.uah.es

Abstract
Robinia pseudoacacia and *Ailanthus altissima* are exotic widespread trees in Spain. Our aim was to compare their germination patterns and assess the influence of the population origin and seed banking on it for each species. The two species differed in their germination pattern. *A. altissima* showed higher germinability and differences between aerial and soil seed bank behaviour independently from their origin (population). For *R. pseudoacacia* no differences between seed banks were observed, whereas differences in germinability, start of germination period and GT50 were detected at population level.

Palabras clave: *Ailanthus altissima*, banco de semillas, germinación, *Robinia pseudoacacia*
Keywords: *Ailanthus altissima*, germination, *Robinia pseudoacacia*, seed bank

Robinia pseudoacacia y *Ailanthus altissima* se encuentran catalogadas entre las especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España (GEIB 2006). Para evaluar las estrategias de germinación que siguen cada una de estas especies y comprobar si existen diferencias a nivel de población y/o banco de semillas (aéreo/edáfico), en septiembre de 2011 se recogieron frutos maduros procedentes de 10 árboles adultos de las dos especies en dos poblaciones diferentes de Guadalajara y Madrid (Jadraque y El Val, respectivamente). Con las semillas procedentes de estos frutos, se prepararon 70 bolsas de malla metálica (4x4cm, 2 mm de luz) para cada especie y población, con 12 semillas en su interior. En noviembre de 2011 las bolsas se colocaron en el suelo del Jardín Botánico de la Universidad de Alcalá y se cubrieron con hojarasca procedente de la zona de estudio simulando el banco edáfico. Todo ello se cubrió con malla de plástico de 4.5 mm para evitar su depredación. Transcurridos 3 meses, en febrero de 2012, se recogieron semillas de ese banco edáfico y directamente de la copa de estos árboles (banco aéreo) de cada especie y población. Las semillas de *R. pseudoacacia* fueron escarificadas con agua hirviendo, para romper la latencia (Singh *et al*. 1991). 15 placas Petri por especie y población con 10 semillas cada una se pusieron a germinar en una cámara germinadora en condiciones óptimas de 20ºC de temperatura y un fotoperiodo de 12/12h (N=990). Se realizó un recuento diario del número de semillas germinadas en cada placa Petri. Se comparó entre especies el porcentaje de germinación, el tiempo transcurrido hasta alcanzar el 50% de germinación (GT50), los días hasta la germinación de la primera semilla (inicio) y los días que dura l agerminación (duración). El porcentaje de germinación (media±DS) de las semillas de *A. altissima* (78.6%±17.6) fue mayor que el de *R. peudoacacia* (49.6%±27.7) (W=2787, *P*<0.001) y superior al encontrado por otros autores en condiciones similares de laboratorio (Constán-Nava & Bonet 2012). El patrón de germinación difirió entre ambas especies (Fig. 1). *R. pseudoacacia* inició la germinación antes (W=2980.5, *P*<0.001) y alcanzó el GT50 antes que *A. altissima* (t=5.389, P<0.001) y además, el período de germinación de *A. altissima* fue más largo que el de *R. pseudoacacia* (W=1955, *P*<0.05). Atendiendo a cada especie por separado, nuestros resultados muestran diferencias significativas en el % de germinación entre las poblaciones de *R. pseudoacacia*, existiendo un menor porcentaje de emergencia (F=48.23, *P*<0.001) tanto en banco aéreo como edáfico, así como un retraso en el comienzo de la germinación de la población de Jadraque (F=48.23, *P*<0.001). Esto podría indicar que la población de Jadraque presenta un grado de dormición más intenso ((Masaka & Yamada 2009) para combatir las menores temperaturas invernales. Las semillas de *R. peudoacacia* de la población de Jadraque también mostraron un mayor GT50 (F=35.22, *P*<0.001), aunque exclusivamente en el caso del banco edáfico. La duración de la germinación no difiere entre poblaciones. Para estas poblaciones de *R. pseudoacacia* el contar con un banco edáfico podría no resultar necesario; ya que el banco aéreo y la reproducción asexual serían suficiente para garantizar la permanencia de la especie. En *A. altissima* sólo existieron diferencias significativas entre poblaciones en el porcentaje de germinación, siendo también aquí menor en la población de Jadraque (F=9.19, *P*<0.01). Otros estudios han demostrado la variación de germinabilidad de las semillas de la especie dependiendo del lugar (Constán-Nava & Bonet 2012) como consecuencia de diferencias en factores ambientales. Para el resto de parámetros, las diferencias ocurren a nivel de banco de semillas. El inicio de la germinación se retrasa unos días

en el banco aéreo con respecto al edáfico (F=14.50, *P*<0.001), pero en ningún caso comienza antes de la primera semana, de acuerdo con la bibliografía (Serrada 2000). En el banco aéreo también se alcanza más tarde el GT50 y el periodo de germinación es más prolongado (F=11.79, *P*<0.01). Las diferencias comportamentales a nivel de banco de semillas podrían indicar la importancia de contar con un banco edáfico para esta especie, al menos a corto plazo. Las semillas del banco edáfico permitirían la germinación más temprana y en menor tiempo en caso de condiciones ambientales u oportunidades para la germinación impredecibles (Lambers *et al*. 2005). En conclusión, el porcentaje de germinación varía en función de la población para las dos especies invasoras, siendo más exitosas las poblaciones más sureñas. El resto de parámetros, en *R. pseudoacacia*, también dependen de la población. El formar un banco edáfico podría no ser importante para *R. peudoacacia* a corto plazo, pero sí resultar beneficioso para *A. altissima*.

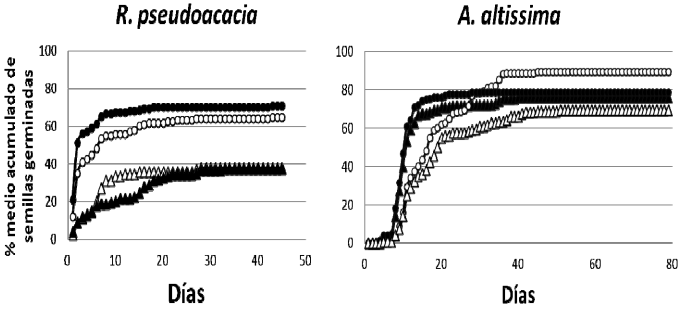


Figura 1. Curvas de germinación de semillas de *Robinia pseudoacacia* (izq) y *Ailanthus altissima* (derecha) mantenidas a 20ºC en cámara de germinación y con fotoperiodo de 12/12h entre los meses de Febrero y Abril. Los símbolos blancos representan las semillas procedentes del banco aéreo. Los símbolos negros representan las semillas procedentes del banco edáfico. Los círculos simbolizan las semillas procedentes de la población de El Val. Los triángulos simbolizan las semillas procedentes de la población de Jadraque.

Agradecimientos

Quiero agradecer su colaboración al director y empleados del Jardín Botánico de la Universidad de Alcalá y al Ministerio de Educación, su apoyo económico a través de la beca FPU 2010. Este estudio ha sido financiado gracias a las ayudas CGL2010-16388/BOS del Ministerio de Ciencia e Innovación, POII10-0179-4700 de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y de la red REMEDINAL S2009/AMB-1783 (Comunidad de Madrid).

Referencias bibliográficas

Costán-Nava S & Bonet A (2012) Genetic variability modulates the effect of habitat type and environmental conditions on early invasion success of *Ailanthus altissima* in Mediterranean ecosystems. Biological Invasions

GEIB (2006). TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N.2. 116p.

Lambers JHR, Clark JS, Lavine M (2005) Implications of seed banking for recruitment of southern appalachian woody species. Ecology 86:85-95.

Masaka K & Yamada K (2009) Variation in germination character of *Robinia pseudoacacia* L. (Leguminosae) seeds at individual tree level. Journal of Forest Research 14:167-177.

Serrada R (2000) Apuntes de Repoblaciones Forestales. FUCOVASA. Madrid. 26 pp.

Singh DP, Hooda MS, Booner FT (1991) An evaluation of scarification methods for seeds of two leguminous trees. New Forests 5:139-145.

Patrones de colonización del medio fluvial lótico y dinámica poblacional de *Corbicula fluminea* y *Dreissena polymorpha*, en un tramo medio del río Ebro (Castejón de Ebro, Navarra)

Patterns of colonization and population dynamics of *Corbicula fluminea* and *Dreissena polymorpha* in a stretch of the river Ebro (Castejón de Ebro, Navarra)

J. MORALES*, F. FLECHOSO & M. LIZANA

Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno, 37007 Salamanca, España, E-mail: mormarja@usal.es

Abstract
Seventeen plots and seven breakwaters were sampled in a length of 7.38 km, either in the main channel or in para- and plesiopotamic environments in meander stretches of the river Ebro. *Dreissena polymorpha* (zm: zebra mussel) was found in 7 breakwaters and 6 plots of the total sampled; linear density was 0.3-5.5 zm/m^2. The preferential substrata were large rocks (85%) in the breakwaters, followed by gravel and debris. A percentage of 2.6% were found on plastics used for agriculture. Of the individuals, 3.6% were juveniles and 33% were 4 years of age or older. *Corbicula fluminea* (ac: Asian clam) was also found in all the plots, with sizes between 0.5-42.3 mm, but the densities were different in the 3 types of stretches, with values from 583 to 15100 clams/m^2.

Palabras clave: Bivalvos, colonización, escolleras, ambiente lótico, río Ebro
Keywords: Bivalvia, breakwater, colonization, lotic stretch, river Ebro

El área de estudio se ubica en un tramo de 7,38 km de meandros en el curso medio del río Ebro (T.M. de Castejón de Ebro, Navarra) con profundas alteraciones del espacio ribereño (Ollero 1989). Se prospectaron un total de 17 parcelas vadeables y 7 escolleras (Figura 1, arriba). Se realizaron censos en parcelas para la localización de almejas asiáticas (ac: *Corbicula fluminea)* en el lecho del cauce, así como transectos longitudinales desde dentro del río en las escolleras para detectar la presencia del mejillón cebra (zm: *Dreissena polymorpha)*. Los trabajos de prospección en zonas vadeables se realizaron en los brazos principales (ambiente eupotámico) y en brazos secundarios y "madres" del río (ambientes para- y plesiopotámicos). Las parcelas y la longitud prospectada en las escolleras fueron de extensión variable según la topografía, litología y la pendiente del cauce en ese punto. El tramo estudiado se localiza en las siguientes cuadrículas UTM 10x10: 30T XM06, XM07, XM16 y XM17.

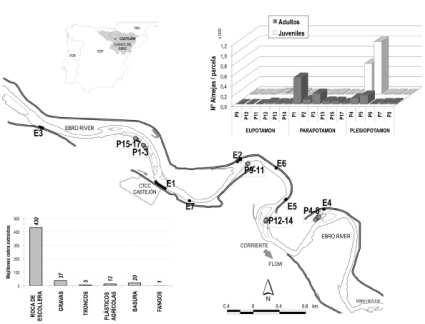


Figura 1. Localización del área de estudio y resultados de captura de almejas asiáticas a lo largo de las 17 parcelas (arriba) y de los sustratos preferenciales sobre los que se encontraron los mejillones cebra (abajo).

La captura de mejillones cebra se realizó de forma manual desde el interior del río, con ayuda auxilar de un batiscopio con base de vidrio en las zonas de peor visibilidad dentro del agua (hasta unos 45 cm de profundidad). Para la captura de las almejas se utilizó un cilindro de PVC de 125 mm de diámetro y 100 mm de altura que se introdujo manualmente en el lecho del cauce; por lo tanto se calculó la densidad local absoluta de almejas para una superficie de 0,012 m^2 del lecho y un volumen de 1,2 dm^3 de sedimento epibentónico. Los ejemplares más pequeños fueron detectados mediante el cribado del sedimento con cedazos calibrados de 0,5 y 1 mm de poro. En cada ambiente fluvial se realizaron un mínimo de dos parcelas de recuento, con 3 replicas en cada una de ellas, en ubicaciones próximas pero de distinta litología.

En cada parcela se tomaron "in situ" mediante sonda multiparamétrica HANNA HI9828 medidas discretas de los principales parámetros fisico-químicos del agua y el sedimento hiporreico; registrándose datos tanto en la base del

lecho fluvial; así como de 50 ml del agua del fondo del cilindro de PVC extraída mediante jeringuilla. Asimismo se dispuso una red de puntos para el seguimiento de la emisión de larvas planctónicas del mejillón cebra.

Para la construcción de las pirámides de talla se midieron los ejemplares con un calibre Vernier analógico de precisión 0,05 mm. Los individuos alóctonos recolectados fueron sacrificados "in situ" y conservados en etanol 70º. Las muestras se depositaron en la colección del Departamento de Biología Animal de la USAL.

Censo de mejillones cebra asentados en las escolleras. *Dreissena polymorpha* se encontró en todas las escolleras de la zona y en 6 de las parcelas (el 35%). Se censaron 7 escolleras en puntos de máxima acción erosiva del río, tres en la orilla derecha y cuatro en la izquierda. Se recorrieron minuciosamente unos 589 m lineales en los que se recogieron 506 ejemplares. La densidad lineal de mejillones en las escolleras osciló entre 0,31 y 5,45 zm/m, con variaciones significativas en función de la morfología local y el tamaño de los bloques, con un valor promedio de 1,07 zm/m^2. El sustrato preferente fueron rocas y bloques (85%) de la base de las escolleras ciclópeas, mientras que un 7,30 y 4 % se hallaron sobre las gravas del río o sobre escombros, respectivamente. Sobre otros sustratos naturales como troncos sumergidos, tallos de plantas helófitas o hierbas de la orilla se encontraron pocos ejemplares (apenas el 1%). Por el contrario sobre plásticos de uso agrícola encallados entre las rocas de las escolleras y sobre basura y escombros se hallaron el 2.6% y 3.9% de los ejemplares (Figura 1), respectivamente.

Únicamente 15 (el 3,4%) de los mejillones cebra recogidos presentaban tallas menores de 15 mm asumibles a juveniles en su primer año de vida (Beisel *et al*. 2010), de manera que la tasa de reclutamiento sobre la superficie de las escolleras debe ser muy baja; al menos en la banda inspeccionada por nosotros en la parte más superficial (45 cm). Estos ejemplares juveniles se localizaron junto a otros de mayor tamaño sin ningún tipo de discriminación en su colocación sobre las unidades de la escollera. No se detectaron "piñas" de ejemplares unos sobre otros en crecimiento agrupado en ningún punto de muestreo. Sin embargo la supervivencia de los ejemplares que se fijan en las escolleras debe ser muy elevada, ya que un 32,7% de los ejemplares (*N* = 443) presentó una talla *L* > 35 mm (máximo: 43,10; mediana: 30,50 mm); edad superior a 4 años, según Beisel *et al.* (2010). La talla promedio resultó ser de 30,65 ± 5,86 mm y se encontraron diferencias significativas entre los distintos ambientes fluviales (Figura 2, arriba).

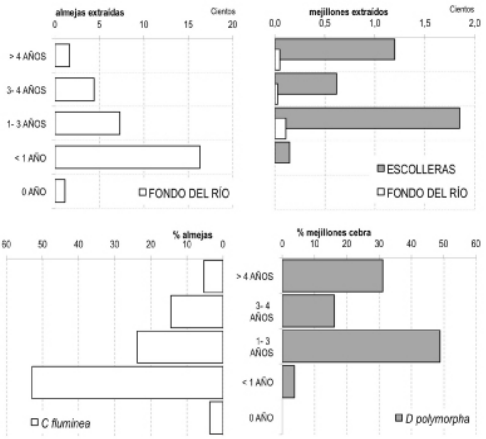


Figura 2. Cantidad de almejas asiáticas (*C. fluminea*) y mejillones cebra (*D. polymorpha*) capturados en las escolleras y el fondo del río (arriba), y pirámides de edad para ambas especies.

Censo de almejas asiáticas en el lecho de cauces vadeables. La presencia de *Corbicula fluminea* se constató en el total de 17 parcelas muestreadas (Figura 1, arriba). La densidad resultó diferente en los tres tipos de ambientes fluviales con valores entre 583 - 15100 ac/m^2, contando con todos los ejemplares del medio epibentónico e hiporreico hasta 12 cm de profundidad. En las parcelas de flujo permanente (eu- y parapotámicos) se encontraron pocos ejemplares grandes y la mayoría pertenecían a las últimas cohortes reclutadas, suponiendo la clase de talla *L*= 5-10 mm más de la mitad de los ejemplares capturados (el 52,6 %). Por el contrario en las parcelas realizadas en las madres de flujo temporal (plesiopotámico) apenas se detectaron ejemplares menores de 5 mm (el 0,2 %), y por el contrario dominan las almejas de mayor tamaño.

Se midieron 3.086 almejas, con tallas comprendidas entre 0,5 y 42,3 mm (M ±SD: 10,72 ± 6,75 mm); la mayoría de ellas con tallas superiores a los 8,5 mm (mediana: 8,30 mm) (Figura 2, abajo). Se encontraron poblaciones con diferentes estructuras de edades en los tres ambientes fluviales y además poblaciones numéricamente menores en el eupotámico que en los otros dos. Los intervalos juveniles (*L*< 10 mm) fueron porcentualmente dominantes en las subpoblaciones del canal principal del río ya que suponen el 78,4% de los ejemplares, mientras que en los canales secundarios (de carácter temporal) son las clases de mayor edad (*L* >15 mm) las más representadas, con el 87,4% de los ejemplares. Se encontraron condiciones limnológicas distintas para las almejas en superficie y enterradas, con diferencias apreciables para el contenido de oxígeno disuelto y el pH.

Poblaciones de bivalvos autóctonos en sintopía. Junto a estas poblaciones de bivalvos alóctonos invasores en expansión se encontró una estructura poblacional muy precaria para los autóctonos (Tabla 1), de los cuales únicamente se localizaron 14 náyades (*Unio mancus* en 7 de 17 parcelas, *N* = 9; *Anodonta anatina* en 3 parcelas, *N* = 3; *Potomida littoralis* fue detectado en 3 parcelas, pero sólo se encontró un ejemplar vivo en cada una de ellas). Respecto a los esféridos representados en la fauna malacológica del Ebro (Araujo *et al*. 2009; Oscoz *et al*. 2010) no ha sido posible hallar ejemplares de *Musculium* o *Sphaerium*, y únicamente en una parcela se hallaron algunas conchas de *Pisidium* sp. Las principales conclusiones sobre el grado de colonización de estos dos bivalvos EEI se resumen en: 1) su presencia ubícua por todos los microhábitats fluviales, con distintos grados de poblamiento; 2) las almejas asiáticas ocupan los lechos de gravas, gravillas y arenas de todos los ambientes, los mejillones cebra se asientan con preferencia sobre las escolleras; 3) en todos los tramos se han encontrado mejillones de gran talla asentados en bloques y gravas de cauces permanentes, siempre en densidad baja; 4) la tasa de reclutamiento es mayor en las escolleras y su estructura poblacional aquí está desplazada hacia las cohortes más jóvenes. Como resumen esto podría ser debido a una más reciente colonización de este tramo medio del cauce del Ebro por parte de los mejillones, con respecto a la presencia anterior de las almejas; para las cuales además se han encontrado diferencias entre las tallas predominantes en las capas sub-superficiales del lecho de los cauces y las del medio más hiporreico (Sousa *et al*. 2008), con diferencias significativas en ambos microhábitats.

Tabla 1. Reparto de las citas de las especies de los bivalvos EEI y autóctonos presentes en las aguas del río Ebro a la altura de Castejón de Ebro. (+: presencia, - : ausencia, *: sólo conchas, 0: sin posibilidad)

		BIVALVOS INVASORES		BIVALVOS AUTÓCTONOS					
		C fluminea	*D polymorpha*	*P littoralis*	*A anatina*	*U mancus*	*Pisidium*	*Sphaerium*	*Musculium*
PARCELAS	P1	+	+	+	+	-	-	-	-
	P2	+	+	-	+	+	-	-	-
	P3	+	-	-	-	+	-	-	-
	P4	+	-	-	*	+	-	-	-
	P5	+	-	-	+	+	-	-	-
	P6	+	-	+	-	-	-	-	-
	P7	+	-	-	-	+	-	-	-
	P8	+	-	-	-	-	-	-	-
	P9	+	-	*	*	-	-	-	-
	P10	+	-	-	-	-	-	-	-
	P11	+	-	-	*	*	-	-	-
	P12	+	+	-	-	-	-	-	-
	P13	+	+	-	*	+	-	-	-
	P14	+	+	-	-	-	-	-	-
	P15	+	-	-	*	*	-	-	-
	P16	+	+	-	-	-	*	-	-
	P17	+	-	-	-	+	-	-	-
ESCOLLERAS	E1	+	+	0	0	0	-	-	-
	E2	-	+	0	0	0	-	-	-
	E3	-	+	0	0	0	-	-	-
	E4	-	+	0	0	0	-	-	-
	E5	+	+	0	0	0	-	-	-
	E6	-	+	0	0	0	-	-	-
	E7	+	+	0	0	0	-	-	-

Agradecimientos

Los trabajos de campo se financiaron con los proyectos de investigación de Fundación IBERDROLA "Seguimiento de la incidencia del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en la CTCC de Castejón de Ebro" y "Caracterización de la biodiversidad del río Ebro en el entorno de la Central Térmica de Castejón". Elías Rodríguez, Pablo Lemona y Javier Díaz Pilas coordinaron dichos proyectos.

Referencias bibliográficas

Araujo R, Reis J, Machordom A, Toledo C, Madeira MJ, Gómez I, Velasco JC, Morales J, Barea JM, Ondina P & Ayala I (2009) Las náyades de Iberia. *Iberus* 27(2): 7-72.

Araujo R, Valladolid, M & Gómez I (2010) Life cycle and density of a newcomer population of zebra mussel in the Ebro river, Spain. In Van der Velde G, Rajogopal S, bij de Vaate A (eds) The zebra mussel in Europe, pp 183-189. Backhyus Publishers, Leiden. The Netherlands.

Beisel J-N, Bachmann V & Moreteau J-C (2010) Growth-at-length model and related life-history traits of *Dreissena polymorpha* in lotic ecosystems. In Van der Velde G, Rajogopal S, bij de Vaate A (eds) The zebra mussel in Europe, pp 191-197. Backhyus Publishers, Leiden. The Netherlands.

Durán C, Lanao M, Anadón A & Touyá V (2010) Management strategies for the zebra mussel invasion in the Ebro River basin. Aquatic Invasions 5(3): 309-316.

Ollero A (1989) Dinámica del cauce y de la llanura de inundación del río Ebro en el Término de Alfaro. Cuadernos I. Geográfica 15 (1-2): 47-54.

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

Sousa R, Nogueira JA, Gaspar M, Antunes C & Guilhermino L (2008) Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. Estuarine, Coastal and Shelf Science 80: 289-295.

Sintopía entre dos especies de galápagos alóctonos y poblaciones autóctonas en la ribera del río Ebro a su paso por Castejón (Navarra)

Syntopy between two non-native terrapin species and native terrapin's populations in the Ebro river in Castejón de Ebro, Navarra

F. FLECHOSO[1, *], M. LIZANA[1], J. J. MORALES [1], J. A. SÁNCHEZ[2] & D. RODRÍGUEZ[2]

[1]Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno, 37007 Salamanca, España, Teléfono: (+34) 923294463 E-mail: fabioflechoso@usal.es ■ [2]Departamento de Botánica, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, España

Abstract
During two years of a research project in Castejón (Navarra Spain), four terrapin species were found in a small study area across three kilometres in the Ebro river. Datasets were obtained using visual linear transects and creels. The results reflect the coexistence of two species of non-native terrapins with two species of native terrapins. The relationship and interactions between the animals were studied. Each terrapin species was occupying a different place in the river implying differences in their ecology and behaviour. These differences could help the control and eradication of non-native terrapins in Spain.

Palabras clave: alóctono, comportamiento, España, Galápagos, río Ebro, sintopía
Keywords: behaviour, Ebro river, non-native, Spain, syntopy, terrapins

La aparición en España de galápagos exóticos o invasores en las últimas décadas podrían suponer un serio problema para la conservación de las especies autóctonas. Cada año son más numerosas las diferentes observaciones de este tipo de especies. Existen trabajos acerca de la interacción entre las especies alóctonas y cómo afectan a las especies autóctonas (Ayres & Del Pozo 2005). España no es ajena a este proceso de invasión y en 2010 la presencia de *Trachemys scripta elegans* (Weid, 1838), la especie exótica de galápago más común, se había constatado en 32 provincias (Martínez-Silvestre *et al*. 2011). A nivel mundial, esta especie está incluida en la lista de la IUCN/SSC ISSG de las 100 especies más invasoras del planeta, figurando también en el Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. El presente estudio se realiza en el marco de un proyecto de colaboración firmado entre la Universidad de Salamanca y la Empresa Iberdrola cuyo fin es estudiar la riqueza de la biodiversidad en la ribera del río Ebro a su paso por la localidad de Castejón (Navarra) en un tramo correspondiente a unos 3 km de río.

Los trabajos de prospección de la zona transcurrieron durante la primavera y verano de 2011 y consistieron en la realización de transectos lineales por las orillas del cauce en busca de galápagos. Estos se efectúan durante las horas y condiciones mas favorables para aumentar la probabilidad de encontrar individuos asoleándose sobre troncos o piedras. En las zonas donde se vieron individuos se colocaron nasas flotantes de doble entrada durante al menos una noche para intentar la captura de los individuos. También se colocaron este tipo de nasas en aquellas zonas que eran susceptibles de albergar galápagos y que por su dificultad específica no se podía realizar un muestreo visual.

Se han hallado 4 especies de galápagos distribuidos a lo largo de un tramo de unos 3 km de río, dos de ellas son autóctonas (*Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis*) y dos de ellas son exóticas e invasoras (*Trachemys scripta elegans* y *Graptemys pseudogeografica*) constituyendo además nueva cita de esta última para la zona (Gosá & Bergerandi 1994; Valdeón 2006; Valdeón *et al*. 2010). Se pueden diferenciar tres núcleos diferentes en la zona, uno de ellos con dos especies en sintopía estricta. Este es el caso de dos individuos de *T. s. elegans* (un adulto y un juvenil) que coexisten junto con un

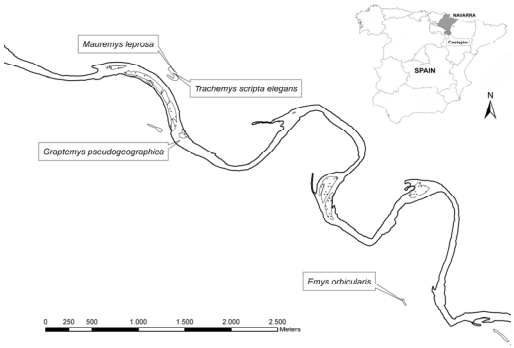


Figura 1. Localización del área de trabajo y ubicación en el medio de las diferentes especies de galápagos objeto del estudio.

individuo de *M. leprosa* (adulto) en una charca de unos 500 m^2, somera y muy soleada. Esta charca es aledaña a la ribera del río y junto ella transita un camino relativamente frecuentado por vehículos y personas. Los ejemplares se intentaron capturar mediante nasas y solamente se consiguió la captura y recaptura de un macho de galápago leproso, siendo ineficaces los intentos de captura de la especie invasora.

La especie *G. pseudogeografica* (adulto) se localiza a unos 500 m de este lugar y en este caso muestra patrones muy diferentes en cuanto a la ocupación del espacio pues en todos los muestreos se la localizaba asoleándose sobre un tronco en una zona lótica con bastante profundidad en el centro del río. Se intentó capturar este ejemplar con resultados negativos al respecto.

Por último, se ha encontrado un grupo de varios ejemplares de la especie *E. orbicularis* cuyo patrón de ocupación del espacio difiere de los anteriores pues se encuentra a unos 2,5 km de los anteriores en una balsa poco frecuentada en el interior de un soto. Se intentaron capturar estos ejemplares sin resultado positivo aunque en uno de los muestreos se llegaron a contabilizar 7 ejemplares diferentes asoleándose en la misma zona lo que induce a pensar que existe una población mas extensa de lo esperado.

De las 4 especies diferentes de galápagos (2 de ellas autóctonas y 2 de ellas alóctonas) halladas en la zona de estudio y que habitan en sintopía, se puede apreciar cierta distribución espacial a lo largo de la ribera del río. Parece que *M. leprosa* y *T. s. elegans* coexisten en un mismo lugar no detectándose ningún tipo de competencia, interacción ni afección de una especie hacia la otra (Franch i Quintana *et al*. 2006). Ambas ocuparon una zona muy abierta y soleada con aguas tranquilas y relativamente eutrofizadas con presencia humana cercana.

En cuanto a *E. orbicularis* se ha hallado en una zona más apartada y alejada de la influencia antrópica prefiriendo también aguas tranquilas pero con abundante vegetación adyacente.

Por último *G. pseudogeografica* parece en principio no interferir con ninguna de las anteriores pues su ubicación para solearse en el río ha sido la de una zona lótica profunda con abundante corriente, no llegando a relacionarse con *M. leprosa* y *T. scripta elegans* a pesar de la cercanía y a priori mejores condiciones de la balsa donde se encontraban estas últimas.

Se han constatado diferencias en la detección de individuos. De este modo se puede interpretar que *M. leprosa* es la especie mas fácilmente capturable mientras que el resto de especies presentan un bajo porcentaje de capturas. Si bien las cuatro especies halladas en el presente trabajo se consideran fácilmente localizables en los transectos visuales.

Es por lo tanto la diferente distribución de estas cuatro especies en el medio una consecuencia lógica o existen interferencias interespecíficas que limitan o favorecen a unas especies y condicionan o perjudican a otras. Algunos autores apuntan hacia la competencia por lugares de asoleamiento (Cadi & Joly 2003, 2004), los recursos tróficos, o una mayor capacidad de adaptación a las alteraciones o diferentes medios como uno de los mayores problemas que pueden suponer la introducción de las especies alóctonas.

Tabla 1. Distribución de las citas según las características del tramo estudiado. (+: presencia, - : ausencia)

	Medio temporal	Medio permanente	Plesiopotámico	Parapotámico	Eupotámico
Emys orbicularis	-	+	+	-	-
Mauremys leprosa	+	-	+	-	-
Graptemys pseudogeografica	-	+	-	+	-
Trachemys scripta elegans	+	-	+	-	-

Referencias bibliográficas

Ayres C & Del Pozo A (2005) Intento de apareamiento interespecífico de Galápagos Autóctonos y Alóctonos. Boletín de la Asociación Herpetológica Española 16 (1-2): 57-58.

Cadi A & Joly P (2003) Competition for basking places between the endangered european pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*). Canadian Journal of Zoology 81: 1392-1398.

Cadi A & Joly P (2004) Impact of the introduction of the slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of european pond turtle (*Emys orbicularis*). Biodiversity and conservation 13: 2511-2518.

Franch i Quintana M, Llorente Cabrera GA & Montori Faura A (2006) Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el delta del Llobregat (NE Ibérico). EEI 2006" 2º Congreso Nacional Sobre Especies Exóticas Invasoras: 45.

Gosá A & Bergerandi A (1994) Atlas de distribución de los anfibios y reptiles de Navarra. Munibe 46: 109-189

Martínez-Silvestre A, Hidalgo-Vila J, Pérez-Santigosa N & Díaz-Paniagua C (2011) Galápago de Florida – *Trachemys scripta*. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Accesible a través de la World Wide Web: <http://www.vertebradosibericos.org/>

Valdeón A (2006) Muestreo de galápagos en las zonas húmedas incluidas en los LICs de la Comunidad Foral de Navarra. Gobierno de Navarra. Technical Report, 28 pp.

Valdeón A, Gosá A & Rubio X (2010) Detección de presencia de galápago europeo (*Emys orbicularis*) en el LIC Río Ebro y su entorno. Observatorio de Herpetología Sociedad de Ciencias Aranzadi. Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra, S.A. 23 pp.

Guía de identificación de los rastros del mapache común (*Procyon lotor*): aplicación de las técnicas de rastreo a la detección de especies exóticas invasoras

Raccoon tracks identification guide: applying animal tracking skills to detect invasive exotic species

I. SALGADO

Departamento de Ecología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), C/ José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid, España, Teléfono: (+34) 914111328-1224, E-mail: i.salgado@mncn.csic.es

Abstract
The raccoon (*Procyon lotor*) is listed as invasive exotic species. Introduced through pet trade, the raccoon constitutes a potential threat to native biodiversity and human health.
Order in Council 1628/2011, November 14, that regulates the Spanish List and Catalogue of Invasive Alien Species, establishes the set up of an early warning system for detecting and monitoring non-indigenous potential invasive species.
Direct observation of carnivores, elusives and actives at night, is rare. Tracking is an economical and effective detection method. Obtaining information about the current raccoon distribution and new introduction events would help to plan control and eradication actions. Early detection and rapid response system must be activated and citizen participation promoted.

Palabras clave: detección temprana, especies invasoras, mapache, *Procyon lotor*, rastreo
Keywords: early detection, invasive species, raccoon, *Procyon lotor*, tracking

El mapache está catalogado como especie exótica invasora (BOE núm. 298, de 12 de diciembre de 2011). Es una amenaza potencial a la diversidad biológica nativa (Kahuala 1996) y también comporta riesgo sanitario para el hombre y animales domésticos (Beltrán-Beck *et al*. 2012). Se ha establecido en el interior de la península ibérica y se ha detectado individuos asilvestrados en otras regiones, incluso en las islas Baleares y Canarias (García *et al*. 2011). La introducción se debe al comercio del mapache como animal de compañía exótico. Los dueños lo sueltan cuando es adulto, agresivo y molesto. Y aunque se ha prohibido la venta, algunos propietarios mantienen aun el animal en casa.

El Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras, establece la creación de una red de alerta para la detección y el seguimiento de especies alóctonas con potencial invasor. La erradicación sólo es posible en los primeros estadios de invasión.

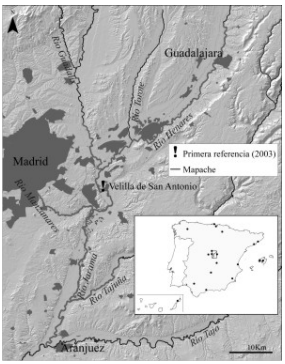


Figura 1. Distribución del mapache en la península ibérica, islas Baleares y Canarias (García *et al*., 2011; datos propios)

Disponer de información sobre la distribución actual de la especie y de nuevos eventos de introducción facilitaría la planificación de actuaciones de control y erradicación, antes de que el crecimiento y la expansión de la población provoquen efectos negativos en el ecosistema. La mayoría son observaciones de individuos solitarios en el entorno de grandes núcleos de población; es urgente confirmar que el mapache no se ha establecido. La población de mapache del interior peninsular se expande por las riberas de los ríos Jarama, Manzanares y Henares, en las provincias de Madrid y Guadalajara (Figura 1); se debería definir el límite de distribución e implementar actuaciones de control.

Se debe activar el sistema de detección temprana y respuesta rápida y promover la participación de técnicos de espacios naturales, agentes medioambientales, naturalistas, cazadores y pescadores o paseantes.

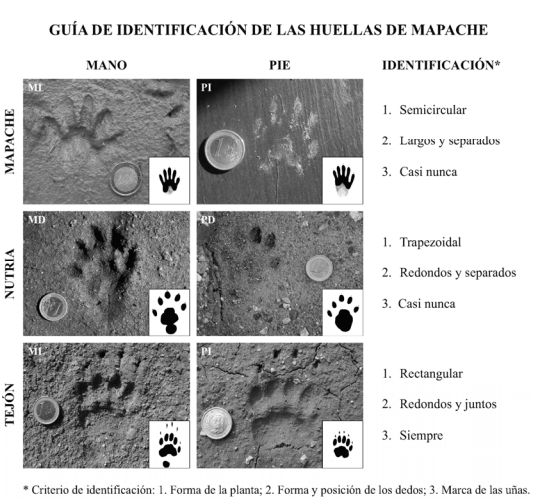
La observación de carnívoros, esquivos y activos de noche, no es frecuente. El rastreo, en cambio, es un método de detección eficaz y económico (Virgós 2001). No requiere instrumental (dispositivo de fototrampeo, estación de olor, etc.), sólo cierta cualificación (Jeffress *et al*. 2011).

La detectabilidad del mapache es alta, incluso si la densidad de individuos es baja. Habita en los sotos periurbanos (donde se suelta o acude cuando escapa) y en terreno húmedo la huella es definida —es un animal pesado, que hunde el pie—. Además, acumula los excrementos y los deposita en elementos prominentes, y no esconde los restos de las presas. La huella es singular, sólo en malas condiciones de impresión —terreno seco, arena gruesa—, debido a erosión —viento, lluvia— o por inexperiencia del observador se puede confundir con la

de nutria (*Lutra lutra*), tejón (*Meles meles*), o coatí (*Nasua nasua*), también introducido en la isla de Mallorca (Álvarez & Mayol 2007). El excremento, por el contrario, es fácil confundirlo con los de mustélidos, e incluso los de zorro (*Vulpes vulpes*), perro (*Canis familiaris*) o gato (*Felis* sp.).

Huella: El mapache es un animal plantígrado, que apoya la planta del pie para andar. La almohadilla intermedia es semicircular, siempre marca los cinco dedos —largos, finos y separados— y rara vez las uñas —cortas, comprimidas y curvadas–. La huella del pie es mayor, cuando imprime el talón. Suele andar al paso —el pie pisa detrás de la mano opuesta—, pero si advierte peligro huye a galope.

La huella de mapache se podría confundir con la de nutria (Clavero *et al.* 2003), que también marca los cinco dedos y la impresión de las uñas no siempre es clara. Además, sólo en terreno blando –arena fina, limo o nieve– se distingue la membrana interdigital —pie palmeado—. Se diferencia en la almohadilla plantar, trapezoidal, y la marca de los dedos, que es circular, no alargada. Se desplaza a trote y galope —el pie pisa delante de la mano correspondiente—.



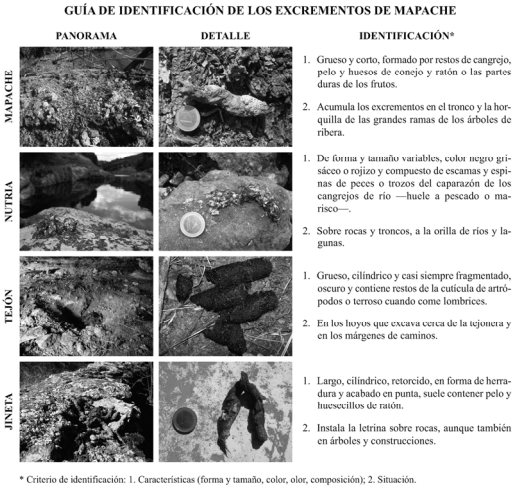
* Criterio de identificación: 1. Forma de la planta; 2. Forma y posición de los dedos; 3. Marca de las uñas.

La huella del pie del mapache —los dedos menos separados que los de la mano y el pulgar más retrasado— puede parecer de tejón, que casi siempre marca los cinco dedos, pero juntos y alineados —excepto el pulgar, inferior—, y la almohadilla intermedia también es grande, aunque rectangular. Es distintiva la marca de las potentes garras excavadoras, evidente incluso en superficie dura. Al paso, el pie sobreimprime la pisada de la mano correspondiente; a trote y galope, imprime por delante.

La huella del coatí (*Nasua nasua*) es más parecida a la del tejón —ausente en Baleares—. La marca de las uñas, largas y fuertes, es clara (también excava hoyos en busca de invertebrados).

Excremento: El mapache es oportunista (la disponibilidad de alimento determina la dieta que, por tanto, varía entre poblaciones y estaciones) y omnívoro; come cangrejo de río (*Procambarus clarkii*), huevos de galápago (*Mauremys leprosa*), aves acuáticas, ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), conejo (*Oryctolagus cuniculus*), frutos y grano —estudio preliminar de dieta de la población de mapache del centro peninsular (García *et al.* 2011)—. Es un cazador versátil; ágil en carrera, hábil trepador y nadador.

El excremento es parecido al de nutria cuando come peces y cangrejos. Formado por escamas y espinas y de color grisáceo o negruzco, o por piezas del caparazón y rojo intenso. Desprende un olor a pescado o marisco. Es deleznable y blanquea al envejecer. Si acaso se podría reconocer por la forma, más parecido al de un cánido —grueso y corto— que al de un mustélido — largo y cilíndrico— (aunque el tamaño del excremento de nutria es muy variable). La situación del excremento es también un criterio de identificación: la nutria lo usa como marca territorial, sobre elementos prominentes —



* Criterio de identificación: 1. Características (forma y tamaño, color, olor, composición); 2. Situación.

rocas y troncos en la orilla, en playas e isletas— para dispersar del olor y asegurar que no lo arrastre el agua. El mapache los acumula en el tronco y la horquilla de las grandes ramas de los árboles de ribera, e incluso en el tejado de casetas y edificios. La jineta (*Genetta genetta*) es también arborícola pero suele instalar las letrinas sobre rocas —aunque también en construcciones— y el excremento es largo, cilíndrico, retorcido, en forma de herradura, acabado en punta y casi siempre compuesto de pelo y huesecillos de ratón.

El excremento de mapache parece de tejón o coatí si se alimenta de frutos e insectos; grueso y compuesto de las partes duras del fruto y restos de la cutícula de artrópodos. El tejón también usa letrinas, pero acumula las heces en los hoyos que excava.

Los formados por pelo de roedores y conejo pueden confundirse con los de zorro o gato, pero sin el extremo acabado en un penacho de pelo, característico de los cánidos, ni segmentado, propio de los félidos (además, el gato doméstico suele enterrarlo).

Restos de alimento: En verano, cuando baja el nivel del agua, acude a la orilla o al propio lecho del río a comer cangrejo. Como la nutria, sólo aprovecha el abdomen, desprecia el cefalotórax. Caza aves acuáticas (pollos y adultos en muda, la "mancada") y acostumbra a subir la presa a un árbol para devorala. Sobre las ramas cuelgan los restos, muchas veces el cadáver descabezado. También ataca los nidos de galápago (Álvarez 2008), los excava para comer los huevos. Se localizan entonces las zonas de desove por los hoyos y las cáscaras de huevo esparcidas (el galápago recién nacido excava un túnel por donde emergen a superficie y las cáscaras quedan enterradas). El zorro y las ratas (*Rattus* sp.) también lo depredan, es necesario buscar otros indicios para reconocer al depredador.

Guarida: Durante el día descansa en cuevas, madrigueras abandonadas o marañas de vegetación. En otras regiones, las hembras usan oquedades de grandes árboles como paridera y para la cría de los cachorros (Suzuki 2003). La nutria se guarece entre rocas o prepara una cama —aplasta la vegetación— para reposar, cerca de la orilla. El tejón y el zorro excavan una madriguera subterránea. El coatí construye un nido arbóreo, abierto y semiesférico (Olifiers *et al*. 2009), aunque también se refugia entre rocas.

Sendas: Abre sendas para recorrer el territorio. Se reconocen por la vegetación aplastada y el suelo hollado y se suele encontrar huellas o excrementos de los animales que la usan.

Referencias bibliográficas

Álvarez A (2008) Predacion de nidos de galápago leproso (*Mauremys leprosa*) por mapaches. Quercus 269: 49.

Álvarez CM & Mayol J (2007) El coatí, *Nasua nasua* (L. 1766), especie invasora naturalizada en Mallorca. Resúmenes de las VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), p. 7. Huelva.

Beltrán-Beck B, García FJ & Gortázar C (2012) Raccoons in Europe: disease hazards due to the establishment of an invasive species. European Journal of Wildlife Research 58(1): 5-15.

Clavero M, Blanco-Garrido F & Ruiz-Olmo J (2003) Nutria paleártica (*Lutra lutra*). Guía de indicios de los mamíferos. Galemys 15(2): 49-54.

Boletín Oficial del Estado (2011) Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE, 12 de diciembre de 2011, núm. 298, pp. 132711-132735.

García JT, García FJ, Alda F, González JL, Aramburu MJ, Cortés Y, Prieto B, Pliego B, Pérez M, Herrera J & García-Román L (2011) Recent invasion and status of the raccoon (*Procyon lotor*) in Spain. Biological Invasions 14(7): 1305-1310.

Jeffress MR, Paukert, CP, Sandercock BK & Gipson PS (2011) Factors affecting detectability of river otters during sign surveys. The Journal of Wildlife Management 75(1): 144-150.

Kauhala K (1996) Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. Wildlife Biology 2(3): 197-204.

Olifiers N, Bianchi RDC, Mourão GDM, & Gompper ME (2009) Construction of arboreal nests by brown-nosed coatis, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Pantanal. Brazilian Journal of Zoology 26(3): 571-574.

Suzuki T, Aoi T & Maekawa, K (2003) Spacing pattern of introduced female raccoons (*Procyon lotor*) in Hokkaido, Japan. Mammal Study 28(2): 121-128.

Virgós, E (2001) Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for the conservation of medium-sized Iberian carnivores. Biodiversity and Conservation 10(7): 1039-1049.

A
Abad M. 97
Abbas A.M. 181
Abril S. 145
Aldridge D.C. 164
Alonso A. 133
Amigo J. 83, 104
Anadón A. 18, 34
Anadón N. 99, 167
Andrades-Moreno L. 184
Andreu J. 9
Aparicio Martín M. 53
Arán D. 174, 202
Araujo R. 77, 153
Arias A. 99, 167
Assadi García C. 87

B
Baquero R.A. 36
Bañobre F. 85
Bárbara I. 83, 104
Barca-Bravo S. 22, 25
Benavent González A. 39, 170
Bernal J. 202
Bernárdez G. 61
Besteiro C. 95, 97
Beteta E. 13, 58
Bisbe E. 42
Blanco J. 80
Blanco J.A. 45
Blanco Neo A. 47
Boyero L. 148

C
Cabra Rivas A. 205
Cabrera-Pérez M.A. 70
Cadenas M.J. 56, 184
Campos J.A. 125
Campos M. 77, 153
Candás M. 95, 97
Cañellas I. 128
Caño L. 125
Capdevila-Argüelles L. 28, 31, 45
Carbonell J.A. 148
Casal M. 174, 202
Castellanos E.M. 56, 123, 184
Castilla-Álvarez A. 178
Castillo J.M. 178, 181
Castro Díez P. 133, 205
Cavieres L. 198
Cifuentes A. 45
Cobo F. 22, 25,
Coccia C. 148
Cornide T. 189
Couto-Mendoza M.T. 22, 25
Crespo López V. 87
Crespo Mazagatos A. 135
Cuevas M. 138
Curado G. 178
Cursach J. 15

D
De Cires A. 181
De las Heras P. 135, 138
Deltoro V. 50
Díaz-Agras G. 95, 97
Díaz-Vizcaíno E.A. 189
Domínguez-Martínez M.A. 189
Donat-Torres M.P. 117
Durán C. 18, 34

E
El Haddad M. 87
Encina L. 155
Esteve I. 70

F
Fàbregas E. 42
Feo C. 77, 153
Ferreiro X.L. 97
Figueroa E. 178, 181
Flechoso F. 161, 207, 210

G
Gallardo B. 140, 164
Gallo-Barneto R. 70
García Alonso D. 110
García Collado A. 120
García D. 80
García E. 36
García Díaz J. 53, 187
García García R. 120
García Novo F. 155
García Rodríguez C. 47
García-Álvarez A. 56, 123, 184
García-Berthou E. 108
García-Duro J. 174, 202
García-Guijas Redondo J.M. 53
García-Magro D. 125
García-Regueira X. 97
Gervilla C. 15
Gilabert Carmona J. 87
Giménez de Azcárate J. 104
Goldarazena A. 143
Gómez C. 145
Gómez-Sande P. 22, 25
González Robles J.A. 45

Granado C. 155
Green A.J. 123, 148
Guareschi S. 148
Guerra C. 36
Guerra Barrena M.J. 110, 113
Guerra-García J.M. 20
Guirado M. 42
Gutiérrez Esteban M. 110, 113

H

Hernández Mateo L. 128
Herrera M. 125
Hoffmann M. 39, 170

J

Jiménez M.J. 117
Jimenez-Pérez J. 50
Jiménez Ruiz J. 53, 187
Jover Benjumea M. 108

K

Kok L.T. 67

L

Lago-Meijide L. 22, 25
Lamb A.B. 67
Lanao M. 18, 34
Lizana M. 161, 207, 210
López N. 138
López S. 143
López Leiva C. 47
López-Jurado L.F. 70
Losada T. 95, 97
Luque C.J. 56, 123, 184

M

Márquez F. 80
Martínez Bautista M.C. 110, 113
Martínez Fernández 128
Martínez García F. 120
Mateos-Naranjo E. 184
Mateu A. 15
Mayoral O. 117
Medina-Villar S. 133
Mellado Díaz A. 106
Millán A. 148
Morales J. 161, 207, 210
Morla Juarista C. 120
Morquecho C. 22, 25
Mouriño J. 61

N

Nachón D. 22, 25
Nicola G.G. 36

O

Olivella E. 64
Oreja L. 58
Oubiña J. 83

P

Palacios M.J. 80
Parente Romero L. 85
Patiño-Martínez C. 70
Pauchard A. 198
Peg Cámara M. 106
Peña Breton C. 50
Pérez Corona M.E. 133, 135, 138
Perez Rodríguez R. 85
Pérez Vázquez A 56, 123, 184
Pino J. 9
Piorno V. 73
Plaza A. 138
Pou-Rovira Q. 77, 153
Prieto A. 58

R

Redondo-Gómez S. 184
Reinoso J. 83
Reyes O. 174, 202
Richter A. 99, 167
Rigueiro A. 104
Rita J. 15
Rivas V. 45
Rivas-Rodríguez S. 22, 25
Rodríguez A. 155
Rodríguez D. 161, 210
Rodríguez Álvarez V. 85
Rodríguez Guitián M.A. 104
Rodríguez Oubiña J. 104
Rodríguez-Rey M. 36
Romero M.I. 83, 104
Romero R. 73, 157
Ros M. 20
Rosselló J.A. 108
Rozas M. 13, 58
Rubio Maroto R. 120
Rubio-Casal A.E. 181

S

Saiz de la Hoya Zamacola A. 53
Salgado I. 213
Salom S.M. 67
Salvande M. 28, 31
Sánchez J.A. 161, 210
Sánchez Martínez Fco. J. 53, 187
Sánchez-Fernández D. 148
Sánchez-Hernández J. 22, 25

Sandoya V. 198
Santamarina J. 28, 31
Santín-Montanyá M.I. 187
Sebastián A. 50
Señarís P. 95
Servia M.J. 22, 25
Shiyake S. 67
Silva-Bautista S. 22, 25
Suárez Álvarez V.A. 28, 31

T
Tasso Bermell V. 87
Toro Velasco M. 106
Torres L. 189
Torres Rodríguez N.A. 193
Touya V. 18, 34

U
Urgorri V. 97, 99

V
Vargas Ríos J.O. 197
Vázquez E. 97
Vázquez F.M. 80
Vázquez de Aldana B.R. 137 139, 142
Vázquez de la Cueva A. 132
Vázquez-Luis M. 20
Vázquez Pardo F.M. 114
Velasco J. 152
Vélez Martín A. 56, 127, 188
Vieira L.C. 67
Vieira-Lanero R. 22, 25
Vilán Fragueiro X.M. 53, 191
Vilar Sais LL. 111

Y
Yoldi Salinas G. 139

Z
Zilletti B. 28, 31

GEIB

Grupo Especialista en Invasiones Biológicas