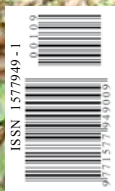


# ambienta

## Especies Exóticas Invasoras



n.º 109  
Diciembre  
2014  
3 €

# Trabajamos en proyectos como Red-ITAA

chil Innova Inicio | Documentos | Eventos | Fotos | Noticias | Blogs | Prensa | Ayuda Iniciar Sesión

Red-ITAA European Network of Innovation and Technology in the Agricultural and Food Sectors

HOME  
THE PROJECT  
PARTNERS  
ACTIVITIES  
RESULTS

Los miembros del proyecto

Unirme al Grupo

El objetivo general del proyecto es: El desarrollo de un portal de conocimiento para la Agroindustria en los tres países con la tecnología Web 2.0 y su uso como herramienta de apoyo a las organizaciones en este sector, con un enfoque de colaboración.

Mapa Satélite Aliviar

France  
Toulouse  
Marsel  
Andorra  
Zaragoza  
Barcelona  
Espana (Spain)  
Porto  
Portugr'

SUDOE  
Programa de Cooperación Territorial  
Programme de Coopération Territoriale  
Territorial Cooperation Programme

RED-ITAA en imágenes

**Para que nuestro sistema agroalimentario  
y el medio ambiente sean más sostenibles:  
Todo es cuestión de conocimiento.  
Conócelo en**

**<http://www.chil.org/innova/group/red-ita>  
y piensa lo que puedes hacer con él.  
Verás que es mucho**



**ambienta****109 / Diciembre 2014**

## Edita:

Secretaría General Técnica  
Ministerio de Agricultura,  
Alimentación y Medio Ambiente

## Directora de la Revista:

Maribel del Álamo Gómez

## Portada:

Varios Autores

## Redacción:

Plaza de San Juan de la Cruz, s/n.  
28071 Madrid  
Tel.: 91 597 67 96

## Consejo Asesor:

Presidente:  
Adolfo Díaz-Ambrona  
Secretario General Técnico

## Vocales:

José Abellán Gómez  
Maribel del Álamo Gómez  
Arturo Cortés de la Cruz  
Antonio Gómez Sal  
Esteban Hernández Bermejo  
Carlos Hernández Díaz Ambrona  
Fernando López Ramón  
Eduardo Martínez de Pisón  
Ángel Menéndez Rexach  
Eduardo Moyano Estrada  
Antonio Sáenz de Miera



Depósito Legal: M-22694-2001

ISSN: 1577-9491

NIPO: 280-14-015-8

NIPO WEB: 280-14-014-2

Esta Publicación no se hace necesariamente solidaria con las opiniones expresadas en las colaboraciones firmadas. Esta revista se imprime en papel 100% reciclado.




---

**02** Escriben en este número de *Ambienta* . . .

---

**04** Claves del éxito de las especies invasoras  
Daniel Sol

---

**14** Las especies exóticas invasoras en la legislación española  
Ramón Álvarez Halcón

---

**34** La importancia de la prevención, la formación y la divulgación en la gestión de EEI  
Isabel Lorenzo y Luis Mariano González

---

**42** Actuaciones contra las invasiones acuáticas en la Confederación Hidrográfica del Ebro  
Concha Durán

---

**52** El cangrejo señal y el declive de las poblaciones de cangrejo autóctono  
Paloma Alcorlo y Javier Diéguez-Urbeondo

---

**62** EEI: el caso del archipiélago cubano  
Lázaro Rodríguez, Laura M. Castro y Dalia Salabarría

---

**78** La invasión de *Baccharis halimifolia* en la costa cantábrica  
J.A. Campos, Lidia Caño y Mercedes Herrera

---

**92** Invasiones de plantas en islas: procesos no extrapolables  
José Ramón Arevalo

---

**104** Distribución vertical del mejillón cebra en el embalse de Iznájar. Estrategias de control: gestión de niveles  
V. Gros, M. de la Cruz, V. Cifuentes, R. Álvarez y J.M. Palero

---



**Paloma Alcorlo**

Licenciada y Doctora en Biología por la Universidad Autónoma de Madrid, es profesora Contratada Doctora del Departamento de Ecología de la UAM, donde imparte docencia centrada en la Ecología, Limnología y Análisis de Sistemas Acuáticos para alumnos de grado y postgrado en Biología y Ciencias Ambientales. Su actividad investigadora se ha centrado en estudiar la estructura de las comunidades de los ecosistemas acuáticos mediterráneos mediante la aplicación de isótopos estables, siendo pionera en la introducción de esta metodología en el Dpto. Ecología de la UAM, y el efecto de las especies invasoras en la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas, con especial énfasis al papel del cangrejo rojo en Doñana y la pérdida asociada a los servicios de los ecosistemas. Además, entre los años 2002 y 2006, ha trabajado en ecotoxicología, concretamente en la evaluación y seguimiento del vertido minero de Aznalcóllar en la cuenca del río Guadiamar (realización de 3 proyectos financiados por administraciones públicas).



**Rafael Álvarez Giménez**

(Córdoba, 1964), Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos por la Universidad Politécnica de Madrid (1989). Tras ejercer su profesión cinco años en la empresa privada, ingresa como funcionario de carrera por oposición en la Junta de Andalucía, permaneciendo durante diecisiete años en las concejalías de Obras Públicas y Medio Ambiente en puestos de responsabilidad y compatibilizando cinco de ellos con la docencia en la Escuela de Ingenieros de Caminos de Granada. En enero de 2013 es nombrado Comisario de Aguas de la CHG.



**Ramón Manuel Álvarez Halcón**

Es Licenciado en Filosofía y Máster en Derecho Ambiental por la UNED. Actualmente es doctorando en Derecho adscrito al Departamento de Derecho Público de la Universidad de Zaragoza, con un proyecto de tesis doctoral que versa sobre el marco jurídico de las especies exóticas invasoras y su implementación con la planificación hidrológica en España. Su ámbito de investigación es en Ciencia, Tecnología y Sociedad (CTS) y Derecho de la Biodiversidad, con especial énfasis en los aspectos jurídicos y éticos de los conflictos socio-ambientales. Ha impartido cursos de formación ambiental para empleados públicos del Gobierno de Aragón y de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Asimismo, es asesor ambiental autónomo y Secretario de la Sociedad Española de Malacología.



**José Ramón Arévalo Sierra**

Licenciado en Ciencias por la Universidad de Málaga y doctorado por la Universidad de La Laguna, ha desarrollado labores docentes en la Universidad Estatal de Oklahoma y en la actualidad es profesor de Ecología de la Universidad de La Laguna. Desarrolla líneas de investigación relacionadas con el impacto de las quemadas prescritas en la estructura de la vegetación, la colonización por especies exóticas de ambientes insulares y el efecto de la ganadería extensiva en la composición de especies. Involucrado en los trabajos del Parque Nacional del Teide (Tenerife) que analizan la relación temporal de la composición y riqueza de especies exóticas con respecto a variables socioeconómicas y climáticas, además de participar en proyectos de conservación de especies amenazadas.



**Juan Antonio Campos Prieto**

Doctor en Biología, es investigador y profesor contratado dentro del Grupo de Flora y Vegetación de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU). Su actividad investigadora se centra en el estudio de la flora y vegetación del norte peninsular, especialmente el País Vasco, Navarra, Cantabria y norte de Burgos. Desde el año 1997 ha participado en distintos proyectos que se enmarcan en varias líneas de investigación: flora y vegetación del centro-norte de la Península Ibérica; inventariación, caracterización, cartografía y valoración de hábitats; impacto de la flora alóctona y conservación de flora amenazada. Realizó su tesis doctoral sobre el impacto de la flora alóctona en la vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV). En relación con la conservación, ha participado en la elaboración de la Lista Roja de la CAPV y en la elaboración y ejecución de diversos planes de gestión de especies y de hábitats de interés por encargo de diversas administraciones.



**Lidia Caño Pérez**

Doctora en Biología, profesora e investigadora de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU). Su investigación se centra en los factores ecológicos y evolutivos que regulan la invasión de especies exóticas y en el impacto en los ecosistemas. Ha desarrollado parte de su carrera científica en la Universidad de Barcelona y en la Universidad de California Davis donde ha trabajado con especies exóticas invasoras en ecosistemas mediterráneos. En los últimos años su trabajo científico en la UPV/EHU se ha centrado en el estudio de los patrones y mecanismos de invasión en marismas cantábricos. Ha participado en 12 proyectos de investigación europeos y españoles. Ha impartido docencia en la Universidad de Barcelona y en la UPV/EHU en las Licenciaturas de Biología y los Grados de Farmacia y Ciencias Ambientales y dirigido varias tesis de máster y trabajos dirigidos relacionados con las plantas invasoras.

**Laura Mercedes Castro Muñoz**

Graduada en Universidad de La Habana, en la especialidad de Comunicación Social en 2009. Especialista para la Ciencia, la Tecnología y el Medio Ambiente, en el Centro de Información, Gestión y Educación Ambiental(2010-2012) Especialista para la Ciencia, la Tecnología y el Medio Ambiente, en el Centro Nacional de Áreas Protegidas (2013- hasta la fecha).



**Víctor Juan Cifuentes Sánchez**

Licenciado en CC Químicas. Funcionario (en excedencia) del Cuerpo de Diplomados en meteorología del Estado (1991). Licenciado en CC Biológicas (1992). Funcionario de la Escala Superior de Técnicos Facultativos del Ministerio de Medio Ambiente. (2001) Su trayectoria profesional reciente en la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir es la siguiente: 2011-2012 Jefe de la Oficina de Planificación Hidrológico; 2012: Jefe de Área de Régimen de Usuarios; 2012-2013 Jefe de Área de Gestión Medioambiental; En la actualidad Comisario Adjunto.



**Marta de la Cruz Vera**

(Sevilla 1979), Licenciada en Bioquímica y Doctora en Ciencias Químicas por la Universidad de Córdoba (2009). Tras finalizar sus estudios de doctorado en el Departamento de Química Analítica de la Universidad de Córdoba, en la actualidad está participando en varios proyectos entre la Universidad de Córdoba (Grupo FQM-215) y la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba S.A. (EM-PROACSA), entre los que se encuentra el Convenio de colaboración con la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir para el seguimiento y control del mejillón cebrá.



### Javier Diéguez Uribeondo

Licenciado en Biología por la Universidad de Navarra, España y Doctor en Micología por la Universidad de Uppsala, Suecia. Es Científico Titular del CSIC y trabaja en la actualidad en el Departamento de Micología del Real Jardín Botánico. Es también Vicedirector de Investigación del Real Jardín Botánico CSIC. Es profesor asociado del Master en Biodiversidad Tropical y su Conservación en la Universidad Internacional Menéndez Pelayo-CSIC. Es autor de numerosos libros y artículos en revistas científicas.



### Concha Durán Lalaguna

Licenciada en Ciencias Biológicas por la Universidad de Valencia. 1987. Doctora en Ciencias por la Universidad de Zaragoza, con premio a la mejor tesis doctoral en materia medioambiental de la Cátedra Mariano Lopez Navarro. Ha desarrollado su actividad profesional en el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, la Diputación General de Aragón, la Universidad de Zaragoza y en ESNE - World University. Es por oposición libre, Técnica Superior de Organismos Autónomos del Ministerio de Medio Ambiente. Actualmente Jefa del Servicio en el Área de Calidad de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Es experta en trabajos de control y gestión de calidad de aguas en ríos, lagos y embalses, para la aplicación y desarrollo de la Directiva Marco del Agua en la cuenca del Ebro.

Es referente nacional en los trabajos realizados para evitar la dispersión de la plaga del mejillón cebra, ha coordinado y dirigido numerosos trabajos sobre esta especie participando en la primera Estrategia Nacional para control de una especie exótica invasora en España. Preside la ONG "Gota a Gota", dedicada a prestar asesoramiento técnico en materia de Agua, Cooperación y Desarrollo a ONG.



### Luis Mariano González

Doctor en Biología por la Universidad Autónoma de Madrid (Facultad de Ciencias Ambientales). Ha desempeñado la mayor parte de su labor profesional en la Administración de conservación de la naturaleza y actualmente trabaja en el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente como Jefe del área de acciones de conservación de la Subdirección General de Medio Natural. Se ha especializado en la biología de conservación de especies amenazadas dirigiendo las estrategias, planes y proyectos que realiza la Administración estatal para la protección de las especies incluidas en el Catálogo español de especies amenazadas. Es autor de más de una cincuenta de publicaciones en revistas científicas de prestigio internacional, además de colaborar habitualmente en revistas de divulgación ambiental.



### Verónica Gros Giraldo

(Madrid 1978). Licenciada en Ciencias Ambientales por la Universidad Autónoma de Madrid (2001). Tras ejercer en la empresa privada dos años, ingresa en 2004 como Funcionaria de carrera del Ministerio de Medio Ambiente, (Escala Superior de Técnicos Facultativos del Ministerio de Medio Ambiente) permaneciendo desde entonces en la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Desde su puesto como Jefa de Servicio de Estudios Medioambientales se dedica, entre otras funciones, a la lucha contra Especies Exóticas Invasoras.



### Mercedes Herrera Gallastegui

Doctora en Biología y profesora Titular de Botánica de la Universidad del País Vasco (UPVEHU) desde el año 1995. Ha impartido docencia en las licenciaturas y grados de Biología y Ciencias Ambientales. Conservadora

del Herbario BIO desde 1984. Ha participado en 26 proyectos de investigación de convocatorias públicas y en 32 contratos de investigación con administraciones y empresas y ha publicado numerosos artículos científicos y varios libros, tres de ellos de plantas invasoras. Los proyectos se enmarcan en varias líneas de investigación: flora alóctona invasora, flora y vegetación del Norte centro de la Península Ibérica, inventariación y cartografía de hábitats y conservación de flora y hábitats amenazados. Ha sido investigadora principal de varios proyectos relacionados con plantas invasoras y con conservación de flora y hábitats y ha dirigido la tesis doctoral de Juan Antonio Campos sobre flora alóctona invasora.



### Isabel Lorenzo Íñigo

Es Ingeniera Agrónoma y trabaja en la empresa TRAGSATEC. Ha participado en la elaboración de la legislación nacional relativa al Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras así como en el Grupo de Trabajo de Especies Exóticas Invasoras. A nivel europeo, ha participado en las reuniones que ha llevado a cabo la Comisión Europea para discutir la elaboración del recientemente publicado Reglamento (UE) No 1143/2014 del Parlamento europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.



### Juan Manuel Palero Sanz

(Las Palmas de Gran Canaria, 1955), Licenciado en Ciencias Químicas por la Universidad de Sevilla (1977). Tras ejercer su profesión seis años en la empresa privada, se incorporó como técnico del Laboratorio de Control de Calidad y Procesos de la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba, siendo posteriormente Jefe del Servicio. En año 1.990 fue Jefe de Servicio de los Consorcios de Abastecimiento de Agua Potable a los Municipios de la Zonas Norte y Sur de La Provincia de Córdoba. Desde enero de 2.001 es Jefe del Servicio Supramunicipal Fase en Alta del Abastecimiento de Agua de Emproacsa.



### Lázaro Francisco Rodríguez Farrat

Licenciado en Geografía por la Universidad de la Habana. Máster en Ciencias en Ecología y Sistemática Aplicada por el Instituto de Ecología y Sistemática de la Academia de Ciencias de Cuba. Investigador Agregado del Centro Nacional de Biodiversidad. Ha participado en la elaboración de artículos en revistas nacionales e internacionales y en capítulos de libros, en eventos científicos de carácter nacional e internacional y en la actualidad es coordinador del Componente de Monitoreo para el Proyecto Mejorando el Control y Manejo de especies Exóticas Invasoras en Ecosistemas Vulnerables de Cuba.



### Dalia María Salabarría Fernández

Graduada Universidad de La Habana, en 1966, como Licenciada en Ciencias Biológicas, especialidad Biología Marina. Obtuvo el grado de Dr. en Ciencias Biológicas, en 1979. Trabajó 14 años como Investigador Científico en el Instituto de Oceanología de la Academia de Ciencias de Cuba, pasando a trabajar en la Comisión Nacional de Medio Ambiente, en 1977. Actualmente trabaja en el Centro Nacional de Áreas Protegidas, como Directora del proyecto sobre especies exóticas invasoras.



### Daniel Sol Rueda

Es doctor en Biología por la Universidad de Barcelona (2000), fue investigador postdoctoral en la McGill University, Canadá (2001-2003), y actualmente es Científico Titular del CSIC en el CREAL. El objetivo principal de su investigación es entender cómo los animales responden a los cambios ambientales -con especial atención al papel de las estrategias vitales y el comportamiento- integrando estudios de comportamiento, morfología, ecología y filogenia.

# Claves del éxito de las especies invasoras

**Daniel Sol**

CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals)  
CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas)

Los ecólogos se preguntan desde hace tiempo qué hace que una especie sea buena invasora. La cuestión es importante no solo para entender mejor cómo los animales responden a los cambios ambientales, un tema de actualidad por la creciente pérdida de biodiversidad asociada a la destrucción del entorno, sino también para ayudar a identificar y evitar situaciones en las que es alto el riesgo de que una especie se establezca y cause impacto ecológico cuando se introduce en una nueva región. En los últimos años los ecólogos han dedicado mucho esfuerzo a esclarecer el tema, y actualmente empezamos a entender qué es lo que hace que una especie sea buena invasora.

El éxito de las especies invasoras es en cierto modo paradójico: ¿Cómo es posible que organismos que provienen de regiones distantes y que han tenido pocas oportunidades de adaptarse al nuevo ambiente no solo sean capaces de establecerse sino que pueden incluso llegar a ser más abundantes que muchas especies nativas? Esto es menos paradójico, sin embargo, cuando tenemos en cuenta que solo una pequeña fracción de las especies introducidas llegan a ser invasoras. Aun así, el éxito de estas especies invasoras requiere explicación.

## CAUSAS DEL ÉXITO INVASOR

Una especie introducida solo se puede establecer en el nuevo entorno si los individuos son capaces de reproducirse a un ritmo mayor del que mueren, un escenario indispensable para que la población aumente en número (Fig. 1). Esto depende a su vez de que el organismo encuentre un nicho ecológico adecuado en el nuevo entorno, es decir, condiciones climáticas que el organismo pueda tolerar, recursos que no estén monopolizados por las especies nativas, y una presión de enemigos (depredadores, parásitos y patógenos) que no sea muy intensa. Para un invasor, la falta de un nicho apropiado es quizás la ruta más obvia hacia la extinción.

En función de las características de la especie exótica y las del ambiente receptor, hay cuatro maneras principales en que los organismos exóticos pueden adquirir un nicho en un nuevo entorno. En primer lugar, si la competencia por los recursos es intensa y la adversidad ambiental es baja, entonces el éxito del invasor se basa en ser competitivamente superior a las especies nativas con nichos similares. En segundo lugar, si la competencia en la comunidad invadida es baja y la adversidad ambiental es grande





(por ejemplo porque hay muchos depredadores o porque la temperatura en invierno es muy baja), entonces el invasor solo puede tener éxito si cuenta con las adaptaciones necesarias para sobrevivir y reproducirse en el nuevo ambiente. En tercer lugar, si las condiciones de competencia y ambientales son adversas, entonces no hay necesidad de invocar adaptaciones para entender el éxito; este puede ser entendido por procesos neutros en que las adaptaciones de las especies juegan un papel menor. Por último, si tanto la adversidad competitiva como la ambiental son

importantes, entonces el invasor necesita la combinación improbable de alta capacidad competitiva y adaptaciones adecuadas a un entorno exigente.

Aunque no existen evidencias concluyentes de la importancia relativa de cada uno de estos mecanismos, los pocos estudios existentes hasta la fecha tienden a apoyar el segundo escenario, en el que el éxito del organismo depende de ser capaz de encontrar un nicho vacío o poco utilizado por las especies nativas. En las aves, por ejemplo, la mayoría de especies exó-

Los individuos invasores pueden decidir reproducirse solo cuando las condiciones sean favorables.  
Foto: Álvaro López.

Una especie introducida solo se puede establecer en el nuevo entorno si los individuos son capaces de reproducirse a un ritmo mayor del que mueren, un escenario indispensable para que la población aumente en número. Esto depende a su vez de que el organismo encuentre un nicho ecológico adecuado en el nuevo entorno, es decir, condiciones climáticas que el organismo pueda tolerar, recursos que no estén monopolizados por las especies nativas, y una presión de enemigos que no sea muy intensa

ticas se concentran principalmente en entornos urbanos o rurales, donde la diversidad y abundancia de especies nativas suele ser baja. Del mismo modo, en las plantas, las especies nativas y exóticas difieren en los entornos que utilizan. En Nueva Zelanda, por ejemplo, las plantas exóticas principalmente se concentran en ambientes que han sido desforestados y reconvertidos en áreas de pastoreo.

Aun cuando muchos invasores estén restringidos a ambientes perturbados por las actividades humanas (es decir, ambientes antropogénicos), la duda que surge es por qué las especies invasoras son capaces de sobrevivir y reproducirse en estos ambientes y la mayoría de especies nativas no. Más aún, la pregunta que nos podemos hacer es: ¿Cómo puede un organismo ser capaz de hacer frente a presiones ambientales a las que nunca o rara vez se ha expuesto previamente? Una posibilidad obvia es que los ambientes de origen e introducción del organismo sean parecidos y que, por tanto, la especie ya posea adaptaciones para persistir en el nuevo entorno. Aunque las especies exóticas generalmente provie-

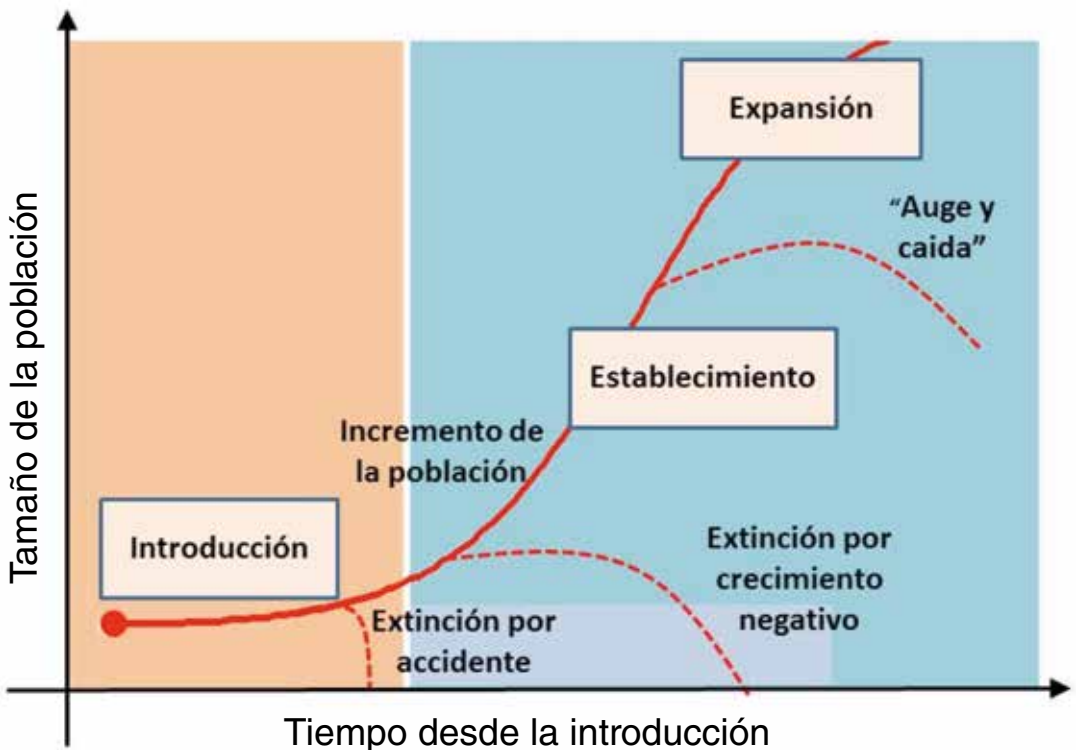


Figura 1. Esquema de las principales fases del proceso de invasión y vías de extinción de poblaciones introducidas. Basado en Sol (en prensa).



nen de regiones distantes, existen razones para esperar cierta similitud entre los ambientes de origen e introducción. Esto es evidente para las introducciones deliberadas ya que los inductores de estas introducciones es probable que liberen las especies exóticas en entornos en los que crean que puedan funcionar mejor. Pero cierta similitud entre ambientes de origen e introducción es esperable incluso en introducciones accidentales. En las aves, por ejemplo, algunas de las especies con mayor éxito de invasión se asocian a ambientes antrópicos. Estando cerca de asentamientos humanos, estas especies están más disponibles para ser transportadas a otros lugares y, cuando son introducidas, es más probable que terminen cerca de asentamientos humanos, a los que ya están adaptados.

Otra explicación para el éxito de las especies invasoras es que el nuevo ambiente, aunque sea diferente del de origen, es poco exigente, por ejemplo porque los recursos son abundantes y los competidores y enemigos son escasos. En tales circunstancias, no se espera que las tasas de supervivencia y reproducción disminuyan sustancialmente por el hecho de que la especie se encuentre en un entorno nuevo, lo que facilita el establecimiento. En ambientes urbanos, por ejemplo, la disponibilidad de alimentos deliberada o accidentalmente proporcionada por los seres humanos y la falta de depredadores especialistas podría haber facilitado el establecimiento de algunas especies exóticas escapadas de cautividad (Fig. 2).



Figura 2. La cotorra de pecho gris (*Myiopsitta monachus*) ejemplifica las características del buen invasor. Esta especie sudamericana es muy común como mascota y el escape de cautividad ha permitido su establecimiento con gran éxito en muchos lugares de Europa y Norteamérica. La especie presenta una elevada plasticidad comportamental y ecológica, y es abundante en hábitats urbanos y rurales (tanto en su área de distribución natural como en la introducida) en donde aprovecha una gran variedad de oportunidades de alimentación y nidificación facilitadas por humanos. Foto: Daniel Sol.

Por último, si las especies exóticas tienen un nicho ecológico amplio, entonces es más probable que puedan encontrar los recursos necesarios y las condiciones climáticas favorables en el nuevo ambiente. Esto debería favorecer su establecimiento. En las aves, las especies que son o bien generalistas en la dieta o en el hábitat son más propensas a establecerse con éxito en nuevas regiones. En acacias australianas y eucaliptos, la invasión está tan estrechamente asociada con la tolerancia ambiental que esta característica por sí sola puede predecir más del 90% de las presencias y ausencias de la especie en lugares fuera de Australia. El generalismo ecológico es probable que sea una característica común de muchas especies exóticas si tenemos en cuenta que las especies generalistas suelen ser más abundantes cerca de los asentamientos humanos que las especialistas y, en consecuencia, se espera que estén más disponibles para ser transportadas e introducidas. Por la misma razón, las comunidades en ambientes antropogénicos están formadas principalmente por generalistas, lo que debería reducir su resistencia biótica.

#### FACTORES FAVORABLES Y FACTORES ADVERSOS

Sin embargo, cuando el ambiente de introducción es muy distinto del de origen, entonces es probable que los individuos encuentren condiciones adversas en el nuevo ambiente, lo que puede comprometer su supervivencia y reproducción. Es bien conocido, por ejemplo, que algunas plantas y animales se han introducidas en regiones fuera del rango climático que encuentran en su distribución natural. A pesar de ello, a estas especies les va muy bien en el nuevo ambiente. Una propiedad de los organismos que podría resolver esta aparente paradoja es la plasticidad fenotípica. La plasticidad fenotípica, que define la capacidad de los organismos para expresar diferentes fenotipos en diferentes contextos, es una adaptación que ayuda a los individuos a sobrevivir cuando

se ha producido un cambio en el entorno. En los animales, una forma de plasticidad que parece particularmente importante es la flexibilidad de comportamiento. A través del aprendizaje, los animales pueden modificar su comportamiento y desarrollar respuestas a muchos de los problemas que puedan surgir en un ambiente nuevo, como la necesidad de cambiar de alimento, evitar nuevos depredadores y encontrar condiciones apropiadas para reproducirse. De hecho, existen evidencias en reptiles, aves y mamíferos (pero no en peces) que las especies con mayor flexibilidad de comportamiento tienen una mayor capacidad de establecerse en nuevas regiones.

Pero incluso si la población tiene las adaptaciones necesarias para sobrevivir y reproducirse en el nuevo ambiente, una población introducida puede extinguirse por mala suerte. Esto se debe a que las poblaciones fundadoras suelen ser pequeñas, lo que las hace muy vulnerables a la extinción por accidente. Por poner un ejemplo, en una población pequeña puede que por azar en un año mueran todos los machos (estocasticidad demográfica), lo que conlleva la imposibilidad de reproducirse y condena la población a la extinción. Además, en una población pequeña los machos y hembras es más difícil que se encuentren para aparearse (efecto Allee) y si se encuentran puede que los individuos no sean reproductivamente compatibles (estocasticidad genética). Teniendo en cuenta todos estos factores, no debería sorprender que el número de individuos introducidos sea el mejor predictor de la probabilidad de establecimiento en plantas y animales. Esto sugiere que los accidentes son otra ruta importante de extinción de especies introducidas (Fig. 1).

Sin embargo, la probabilidad de padecer accidentes no es igual para todas las especies sino que depende de su estrategia vital, es decir, de la forma en que la especie asigna tiempo y energía a la reproducción y a la supervivencia. En general, las especies con historias vi-



Algunas plantas y animales se han introducidas en regiones fuera del rango climático que encuentran en su distribución natural. A pesar de ello, a estas especies les va muy bien en el nuevo ambiente. Una propiedad de los organismos que podría resolver esta aparente paradoja es la plasticidad fenotípica. La plasticidad fenotípica, que define la capacidad de los organismos para expresar diferentes fenotipos en diferentes contextos, es una adaptación que ayuda a los individuos a sobrevivir cuando se ha producido un cambio en el entorno

tales que priorizan la reproducción sobre la supervivencia se espera que tengan ventajas cuando la población fundadora es reducida, ya que pueden crecer en número más rápido y, por lo tanto, reducen el tiempo en que la población es pequeña y muy vulnerable a la extinción por accidente. No obstante, esto no es necesariamente cierto cuando la especie se introduce en un ambiente muy distinto al ambiente de donde proviene, lo que conlleva un desajuste adaptativo y muchas incertezas relativas a los recursos y enemigos. Bajo estas condiciones, una estrategia que priorice la supervivencia ofrece más ventajas ya que reduce los costos de un fracaso reproductivo. Pensemos en un animal que se introduce en un ambiente muy distinto del ambiente de

donde procede. La probabilidad que fracase en sus primeros intentos de reproducirse es elevada, no solo porque los individuos están insuficientemente adaptados al nuevo entorno, sino porque además carecen de información sobre los recursos y enemigos; esto puede llevar a malas decisiones sobre, por ejemplo, donde y cuando es mejor reproducirse. Para una especie invasora que priorice la reproducción, estos fracasos pueden tener consecuencias negativas importantes ya que los individuos tienen pocas oportunidades de reproducirse en el futuro. Pero en organismos que priorizan la supervivencia, y que por tanto se pueden volver a reproducir en el futuro, los costes son menores. Los individuos, por ejemplo, pueden decidir reproducirse solo cuando las condiciones sean favorables, y pueden también gozar de más oportunidades para adquirir información ambiental y mejorar así su ajuste al entorno mediante el aprendizaje. Los estudios más recientes sugieren que por lo menos en aves, la estrategia de invertir en reproducción futura es la que mejor caracteriza a los buenos invasores, quizás porque la falta de adaptación al nuevo ambiente es la principal causa de extinción en este grupo.

## AMBIENTES ANTROPOGÉNICOS

Otra pregunta que nos podemos hacer es por qué las comunidades perturbadas por las actividades humanas parecen más fáciles de invadir que las comunidades en ambientes más naturales. Como ya se ha avanzado, quizás no es que sean más fáciles de invadir sino más bien que las especies que se han introducido ya estén adaptadas a estos ambientes. Sin embargo, ciertas propiedades de los ambientes antropogénicos es probable que las hagan menos resistentes a las especies invasoras. Las perturbaciones temporales o permanentes causadas por los humanos pueden facilitar la invasión abriendo simultáneamente oportunidades ecológicas (ej. nuevos recursos alimentarios, como vertederos y comederos artificiales para aves y mamíferos)

y disminuyendo la competencia de especies nativas residentes y el impacto de los enemigos especialistas (ya que estos ambientes suelen ser pobres en especies). Los hábitats alterados o enteramente creados por los seres humanos pueden ser particularmente susceptibles a las invasiones ya que las comunidades no solo contienen menos especies sino que estas han tenido menos tiempo para co-evolucionar, y por lo tanto, para adaptarse a las condiciones locales y entre ellos. Por otra parte, estas comunidades son también más propensas a tener un número mayor de especies generalistas con menor capacidad competitiva.

Pero la reducción de resistencia biótica no parece ser toda la explicación de por qué las especies exóticas se restringen mayoritariamente a ambientes antrópicos. Por un lado, las interacciones ecológicas rara vez permiten a las comunidades resistir el establecimiento de especies exóticas; solo limitan su abundancia, al menos en plantas. Por otro lado, si la falta de resistencia biótica fuera la única explicación, esperaríamos que la riqueza de especies invasoras fuera menor en comunidades más ricas en especies nativas (ya que los nichos disponibles estarían más llenos y la competencia por recursos como la comida, los lugares de reproducción y los refugios sería más intensa). Sin embargo, las observaciones a escalas espaciales grandes a menudo muestran una relación positiva (en lugar de negativa, como se esperaría) entre la riqueza de especies exóticas y nativas. Estos patrones sugieren que otros elementos del hábitat también son importantes, si no más importantes, que la baja resistencia biótica a la hora de explicar por qué las especies exóticas tienen más éxito en ambientes antropogénicos. La naturaleza de tales factores ambientales aún no se conoce bien, pero un factor que parece ser importante es la heterogeneidad ambiental. Una región estructuralmente heterogénea puede proporcionar una mayor variedad de microambientes para las especies nativas, lo que aumenta la probabilidad de que el invasor se encuentre con

un nicho favorable no monopolizado por las especies nativas. En las plantas, por ejemplo, las especies exóticas suelen ser más abundantes en los bordes entre hábitats que en el interior de estos.

La correlación positiva entre la riqueza de especies exóticas y nativas es probable que también refleje las dificultades de separar la invasibilidad de una región (entendida como la susceptibilidad a ser invadida) de la tasa de invasión (que se refiere a la frecuencia e intensidad a la que se producen las introducciones). Las actividades humanas no solo pueden crear nuevas oportunidades ecológicas para las especies exóticas y nativas adaptadas a las perturbaciones, sino que también facilitan el transporte (intencionado o no) y propagación de especies exóticas y nativas adaptadas a estos ambientes. En plantas, la correlación positiva entre la riqueza de especies exóticas y nativas se debe en gran parte a las especies ruderales, que no solo están adaptadas a los ambientes antrópicos sino que su dispersión se ve facilitada por las propias actividades humanas.

## LA PRESIÓN DE LOS ENEMIGOS

Aunque la competencia se considera a menudo la fuente principal de resistencia biótica, cada vez más se reconoce que otros mecanismos también subyacen en el fenómeno e incluso pueden ser en ocasiones más importantes. La presión de los enemigos es uno de estos mecanismos. En aves, por ejemplo, la probabilidad de establecimiento en islas oceánicas es más baja en islas con muchos depredadores que en islas con pocos depredadores. De hecho, los depredadores, o más bien la falta de depredadores, puede explicar una de las observaciones más desconcertantes en biología de invasiones: el hecho que algunas plantas y animales invasores sean, en promedio, más abundante en las regiones de introducción que en sus regiones nativas. Según la hipótesis de la “liberación del enemigo”, las especies exóticas pueden



proliferar en el nuevo entorno porque se han liberado de la presión de los enemigos con los que co-evolucionaron en sus ambientes ancestrales. Aunque esta hipótesis puede explicar el éxito de algunas especies invasoras, existen dudas de que esta explicación sea general. Salvo algunas excepciones, las evidencias no indican que las especies exóticas se vean menos afectadas por los enemigos que las especies nativas, que es una premisa central de la hipótesis. Además, muchas especies invasoras son generalistas que no han coevolucionado estrechamente con sus enemigos. Ciertamente podemos esperar cierta liberación de la presión de los enemigos en entornos perturbados por las actividades humanas, ya que estos ambientes suelen contener comunidades simplificadas en los que los enemigos son escasos. Sin embargo, esto no solo debería beneficiar a las especies exóticas, sino también las especies nativas. Una alternativa para explicar la proliferación de algunas especies exóticas es la disponibilidad de recursos directamente o indirectamente generados por las actividades humanas. En Australia, por ejemplo, las aves introducidas que aprovechan mejor las oportunidades de alimentación facilitadas por las actividades humanas son también las que presentan densidades más elevadas.

El énfasis en la resistencia biótica también ha conducido a menospreciar la importancia de las interacciones positivas (mutualistas y comensales) en el proceso de invasión. Sin embargo, estas interacciones positivas son también comunes, y contribuyen a explicar el éxito o fracaso de algunas introducciones. Un ejemplo lo encontramos en las plantas que producen micorrizas, cuyo éxito invasor se ve limitado en algunas regiones por la ausencia de hongos simbioses apropiados. Las interacciones positivas que se pueden crear entre las mismas especies exóticas son útiles para entender la rápida invasión de algunos ambientes (conocidas como “crisis de invasiones”), un tema de gran importancia desde el punto de vista de la conservación.

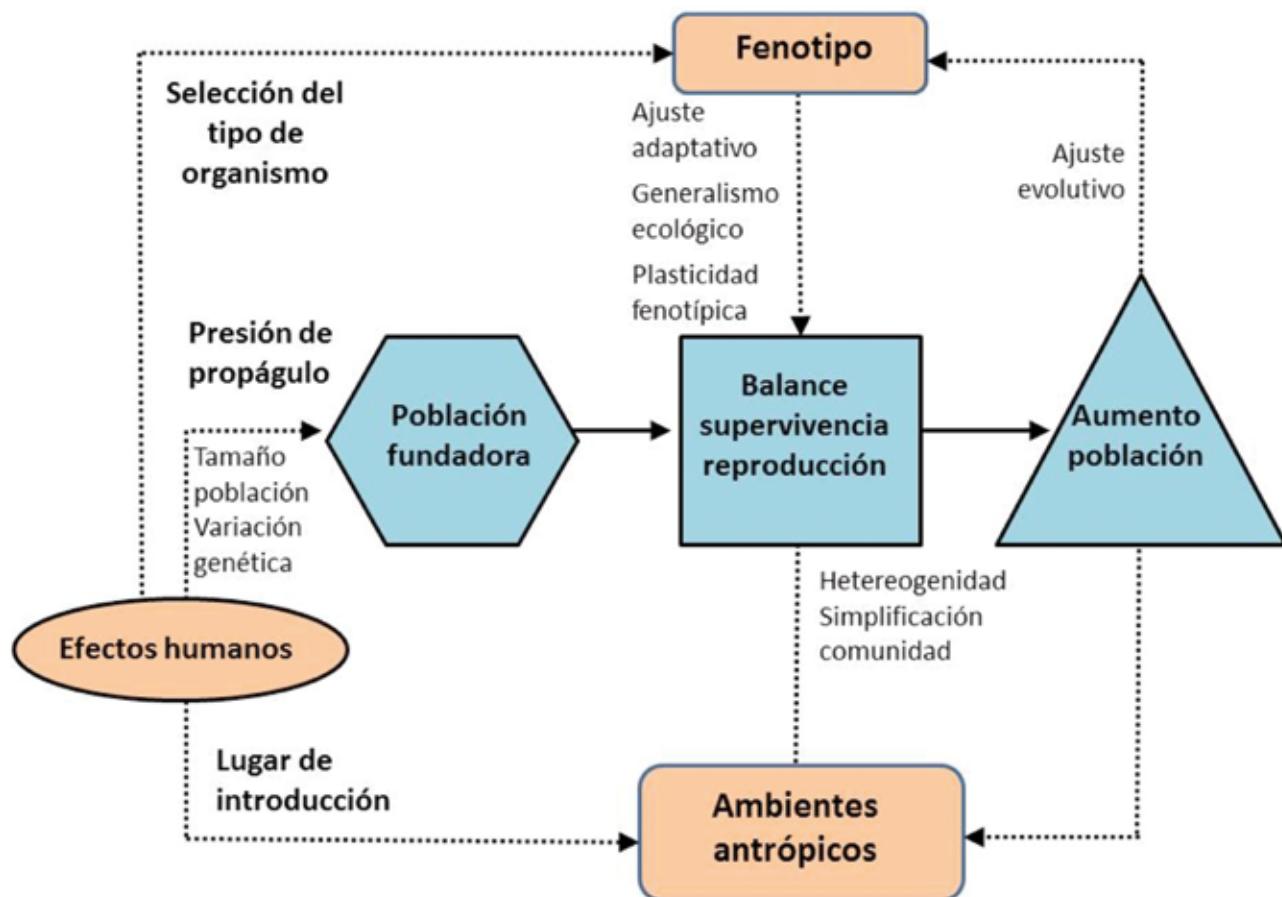
**La falta de depredadores puede explicar una de las observaciones más desconcertantes en biología de invasiones: el hecho que algunas plantas y animales invasores sean, en promedio, más abundante en las regiones de introducción que en sus regiones nativas. Según la hipótesis de la “liberación del enemigo”, las especies exóticas pueden proliferar en el nuevo entorno porque se han liberado de la presión de los enemigos con los que co-evolucionaron en sus ambientes ancestrales**

A pesar del éxito de algunas especies exóticas, desde hace tiempo se sabe que en muchas ocasiones el éxito viene después de un período más o menos largo en que la población ha permanecido reducida y localizada. Estos desfases podrían en parte ser atribuidos a la falta de adaptación local. La evolución a menudo ha sido menospreciada como un factor importante en el proceso de invasión, principalmente porque se espera que la variación genética en poblaciones pequeñas sea escasa. De hecho, los cuellos de botella se han demostrado en muchas poblaciones introducidas. Estos cuellos de botella pueden limitar el éxito de los invasores por depresión genética y reducen la variación genética disponible para que la selección natural ayude a adaptar a la población localmente.

Sin embargo, la reducción genética esperada no siempre se observa. Por ejemplo, en una revisión de las invasiones acuáticas, solo 16 de las 43 especies invasoras analizadas presentaban una reducción substancial de diversidad genética. De hecho, la variación genética puede aumentar sustancialmente en poblaciones introducidas si los individuos introducidos provienen de distintas poblaciones, lo cual parece ser frecuente. La hibridación entre especies también puede aumentar la variación genética. La rápida propagación del virus del Nilo se atribuye en parte a la hibridación entre mosquitos. Los cuellos de botella pueden ellos mismos contribuir a la rápida adaptación de la población al proveer materia prima para la selección natural a través de la deriva genética.

importante en las invasiones biológicas es la creencia común de que el cambio adaptativo es lento. Sin embargo, la evolución rápida de adaptaciones al nuevo ambiente en poblaciones introducidas se ha demostrado en numerosas ocasiones. En Norte-América, la planta invasora *Lythrum salicaria* ha adaptado el tiempo de floración a las condiciones locales, siendo esta más temprana en las poblaciones que viven más al norte. Otro ejemplo es la introducción de la mosca *Drosophila suboscuro* en Norte-América, en donde las poblaciones del norte han aumentado en tamaño conforme a la ley de Bergman que predice un aumento del tamaño con la latitud. A pesar del progreso, nuestra comprensión de la función exacta de la evolución en el proceso de invasión es deficiente. Se sabe que algunos organismos pueden evolucionar más rápidamente que otros, o que unas trayectorias evolutivas son más probables que otras, pero se desconoce

Figura 3. Influencias de las actividades humanas sobre el proceso de invasión (ver detalles en el texto principal). Basado en Sol (en prensa).





hasta qué punto esto explica el éxito de las especies invasoras. Ni siquiera conocemos en qué etapa del proceso de invasión es la evolución más importante, a pesar de que varias líneas de evidencia sugieren que la evolución debería ser más relevante en las últimas etapas del proceso de invasión.

## CONCLUSIONES

Los avances recientes sugieren que el éxito de las especies invasoras no es una paradoja sino que se puede entender si reconocemos que las actividades humanas afectan al proceso de invasión a través de una variedad de procesos (Fig. 3). Específicamente, las actividades humanas pueden aumentar la probabilidad que una especie exótica encuentre un nicho ecológico apropiado en el nuevo ambiente de tres maneras: (1) seleccionando el tipo de organismos que se introducen, lo que a menudo favorece a organismos pre-adaptados al nuevo entorno o que presentan alta plasticidad ecológica y fenotípica; (2) determinando los entornos en los que los organismos son accidentalmente o deliberadamente introducidos, lo que prioriza ambientes alterados que ofrecen oportunidades ecológicas y poca resistencia biótica por su heterogeneidad ambiental y simplificación de la comunidad nativa (liberando la especie exótica de muchos enemigos y competidores); y (3) influyendo sobre el tamaño y la estructura de las poblaciones fundadoras, que determina la importancia de la estocasticidad demográfica y genética y los efectos Allee.

Aunque todavía existen muchos aspectos del proceso de invasión que desconocemos, como el papel de los enemigos o el de la evolución, actualmente empezamos a entender qué es lo que hace una especie sea buena invasora. Estos avances en nuestra comprensión de los factores que gobiernan las invasiones ofrecen por primera vez herramientas para mitigar el impacto de las especies invasoras. Todavía no podemos predecir con exactitud el resultado de una introducción particular, ya que el azar

juega un papel central en el proceso. Pero nuestros conocimientos actuales ya nos permiten identificar situaciones donde el riesgo de establecimiento y expansión de una especie exótica es elevado, un aspecto fundamental para prevenir y mitigar el impacto ambiental, económico y social que causan las especies invasoras. ❀

## Agradecimientos

A Louis Lefebvre, Richard Duncan, Tim Blackburn, Phill Cassey, Joan Maspons, Oriol Lapiedra, Miquel Vall-llosera, Montse Vilà, Tamas Székely, Miguel Clavero, Joan Pino, Salit Kark, Sven Bacher, Pepe Tella, Martina Carrete, Wojciech Solarz, Wolfgang Nentwig y Diego Vásquez por discusiones en los últimos años. Este trabajo es una contribución del Proyecto de Investigación ref. CGL2013-47448-P. Para más información y referencias, ver: Sol (en prensa) Progresses and controversies in invasion biology, Current Trends in Ecology (Arroyo, Mateo & García, editores), Wildlife research monographs. Springer.

**Todavía no podemos predecir con exactitud el resultado de una introducción particular, ya que el azar juega un papel central en el proceso. Pero nuestros conocimientos actuales ya nos permiten identificar situaciones donde el riesgo de establecimiento y expansión de una especie exótica es elevado, un aspecto fundamental para prevenir y mitigar el impacto ambiental, económico y social que causan las especies invasoras**

# Las especies exóticas invasoras en la legislación española

**Ramón Manuel Álvarez Halcón**

Departamento de Derecho Público, Universidad de Zaragoza

Los medios de comunicación han ido transmitiendo a la sociedad española en los últimos años las graves consecuencias económicas y ecológicas provocadas por ciertas invasiones biológicas en nuestro país. Ya no resulta extraño oír hablar del camalote, de los plumeros de la Pampa o de los ailantos; de los visones americanos, las cotorras de argentina, las tortugas de Florida o los siluros; y de los picudos rojos de las palmeras, las avispa asesinas, los cangrejos rojos americanos, los mejillones cebra, las almejas asiáticas o los caracoles manzana. Son unos pocos ejemplos, como sabemos hay muchos más.

Existe un conocimiento social sobre la introducción de muchas especies alóctonas en el medio natural y de que algunas de estas se han convertido en invasoras, siendo por tanto un problema. Sin embargo, la preocupación es desigual: desde quienes lejos de entenderlo como algo negativo lo conciben como una oportunidad de ocio o negocio, hasta quienes con posicionamientos animalistas defienden la liberación sin preocuparse de las consecuencias ecológicas.

A su vez, los científicos expertos en estas especies abordan el problema desde sus disciplinas con el enfoque sistémico y riguroso que les caracteriza, sentando las bases para una regulación y gestión racional. No obstante, sus aportaciones no siempre son acordes

con la visión que otros colectivos sociales poseen y entonces se producen escenarios conflictivos.

Las Administraciones Públicas, en sus distintos ámbitos competenciales, deben regular y gestionar esta materia, en cumplimiento de las obligaciones constitucionales y derivadas de los tratados o convenios internacionales. Pero resulta una tarea compleja, no solo por las dificultades para controlar y erradicar estos organismos, sino también cuando se trata de poner orden entre intereses contrapuestos.

Considerando todo esto, a partir de un marco heterogéneo y disperso de competencias y normas, en los últimos años se ha ido conformando el vigente régimen jurídico de las especies exóticas invasoras en España. En el presente artículo se expone una síntesis sobre la legislación española al respecto, esbozando las claves para una interpretación en su contexto científico, tecnológico y social.

## CARACTERIZACIÓN SOCIAL DE LAS ESPECIES ALÓCTONAS

Para abordar la regulación de las especies exóticas invasoras es preciso atender primero a la caracterización social que estos organismos tienen. En este sentido, vamos a observar tres



aspectos: a) el factor antropogénico, b) el papel de la Ciencia y c) la función del Derecho.

La intervención antropogénica sobre la distribución de las especies biológicas es un factor determinante si atendemos a la extraordinaria capacidad de transformación del medio natural que ha desarrollado la humanidad desde sus orígenes hasta nuestros días, aunque seamos parte integrante e indisoluble de la biosfera. Se trata de una caracterización social de estas especies porque tiene como referencia a la humanidad como agente de cambio de una biota, cuya composición ya no está determinada solo por la evolución natural. Requiere del conocimiento científico biogeográfico y ecológico de los organismos, incluidos los aspectos socio-ambientales.

La palabra “exótica” es un adjetivo que significa extranjero, peregrino, especialmente si procede de un país lejano. Atribuido a las especies biológicas, hace referencia al origen

no autóctono de dichas especies. Son especies exóticas o alóctonas, es decir, no son originarias o nativas del lugar en que se encuentran. La intervención humana es la clave de esta interpretación, ya sea intencional o no, y ya sea mediante un transporte directo o a consecuencia del calentamiento global provocado por el hombre.

Cuando las especies exóticas son agentes de cambio, afectando a los ecosistemas y sus elementos, tales como la diversidad biológica nativa, así como a las actividades humanas, se las considera “invasoras”. Puede haber especies autóctonas que también posean ese carácter invasor, pero estas no son nuestro objeto aquí.

La importancia del ámbito social es vital para interpretar el régimen jurídico de las especies exóticas invasoras. Además, el conocimiento científico es resultado de una actividad social y sus resultados revierten en la propia la socie-

Hembra de caracol manzana (*Pomacea maculata*) realizando una puesta de huevos en un tronco de la ribera del Ebro (Tortosa, Tarragona).  
Foto: Cristóbal Rubio/ Paleoymás SL.



**Las Administraciones Públicas, en sus distintos ámbitos competenciales, deben regular y gestionar las especies exóticas invasoras, en cumplimiento de las obligaciones constitucionales y derivadas de los tratados o convenios internacionales. Pero resulta una tarea compleja, no solo por las dificultades para controlar y erradicar estos organismos, sino también cuando se trata de poner orden entre intereses contrapuestos**

dad contribuyendo a su desarrollo. Este régimen jurídico está modelado de una parte por la conceptualización científica de los organismos que regula, pero también por los intereses sociales que entran en juego, que son muy diversos y en ocasiones entran en conflicto. Es importante destacar el papel de la Ciencia, tanto por sus aportaciones técnicas como por su contribución a dotar de racionalidad a las normas jurídicas, algo que es controvertido en la configuración del ordenamiento jurídico (Esteve Pardo, 2009).

No obstante, en esta caracterización de las especies exóticas invasoras se mantiene el Derecho como hecho social consistente en el conjunto de normas y actos que, constituyendo un sistema ordenado e institucionalizado mediante el poder de una autoridad social, regula las relaciones de convivencia social y las soluciones de los conflictos individuales y colectivos. En este sentido, el ordenamiento jurídico español incorpora una regulación propia sobre las especies exóticas invasoras, pero estableciendo las debidas referencias a otras materias relacionadas.

Desde una perspectiva científico-jurídica, será necesario discutir en profundidad el contenido de estas normas. Es fundamental analizar con detenimiento su estructura, sus principios y sus características propiamente jurídicas. Interesa discutir sus aportaciones a la solución de los problemas ecológicos, económicos, sanitarios, agronómicos, etc. También analizar los nuevos conflictos derivados de la propia regulación, tales como las limitaciones a ciertas actividades sociales, así como las posibles lagunas y problemas de aplicación. El análisis jurídico doctrinal del derecho positivo debe ser completado con el estudio de la jurisprudencia, que en materia de especies exóticas invasoras es todavía muy escasa en España.

En definitiva, estamos ante un tema que requiere de amplitud de miras y del manejo de un conocimiento interdisciplinar para evitar interpretaciones muy sesgadas o polarizadas a intereses de todo tipo que, sin restar legitimidad a sus posicionamientos de partida, tendrían que ser debidamente justificadas. Aquí nos vamos a limitar a una aproximación divulgativa y no exhaustiva sobre las especies exóticas invasoras en la legislación española.

#### CONCEPTUALIZACIÓN CIENTÍFICA DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

No es posible entender el régimen jurídico de las especies exóticas invasoras sin su conceptualización científica. Se nutre del conocimiento proporcionado por las ciencias naturales y otras disciplinas científicas aplicadas afines, como las agronómicas. A estas hay que añadir a las ciencias sociales que se ocupan de los problemas socio-ambientales. Al igual que ocurre en otras normas jurídicas con elevado contenido científico, las reguladoras de las especies exóticas invasoras tiene su origen en tratados y convenios internacionales en los que la comunidad científica posee un papel muy destacado. Estas normas prevén la asistencia de comités para asegurar la participación y el asesoramiento de representantes de la comunidad científica.



La comunidad científica de expertos en estos organismos ha puesto de manifiesto que existen diferencias terminológicas e incluso conceptuales sobre las especies exóticas invasoras (Capdevila Argüelles *et al.*, 2006). Esto va a condicionar la ya de por sí compleja tarea de “validar” en el ámbito jurídico un concepto biológico de especie exótica invasora que no haya sido previamente consensuado por los expertos. No es misión del jurista definir desde la perspectiva biológica el concepto de especie exótica invasora, pero sí resulta imprescindible disponer de una definición científicamente

rigurosa que sea aplicable a efectos jurídicos. Definición sobre la que los juristas podrán luego discutir sobre su validez práctica o sobre su alcance a efectos jurídicos, y sobre la cual los expertos en estas especies podrán también deliberar, resultando así un proceso de discusión que se retroalimenta y enriquece de forma continua. Hay que trabajar en una misma dirección y con vistas a elaborar procedimientos normalizados de gestión de acuerdo con los tratados internacionales en materia de biodiversidad y otros ámbitos sectoriales en los que tienen cabida estas especies.

Prospección de caracol manzana (*Pomacea maculata*) en el río Ebro (Tortosa, Tarragona). Foto: Confederación Hidrográfica del Ebro.

Una primera dificultad para definir la especie exótica invasora a efectos jurídicos la encontramos en el propio concepto biológico de especie, cuya definición técnica, por mucho que se inserte en una disposición de definiciones de una norma jurídica, en realidad es un concepto extrajurídico, cuya determinación o aplicación corresponde en primer lugar al taxónomo de acuerdo con su conocimiento científico experto y a partir de entonces al jurista en el asunto de que se trate.

Otra dificultad para aplicar las normas solo desde una perspectiva jurídica se produce a la hora de determinar las especies que deben considerarse exóticas invasoras en un área geográfica establecida, dado que esta labor corresponde a los científicos expertos. La labor del jurista en este caso es igualmente secundaria y posterior a la determinación científica, por lo que en este sentido también se trata de un concepto extrajurídico. De igual modo, la identificación taxonómica de un organismo catalogado como especie exótica invasora a efectos jurídicos es una labor extrajurídica.

Los científicos han comprobado que la existencia de especies exóticas, desplazadas de su lugares de origen por causas antropogénicas, se ha producido desde tiempos prehistóricos hasta la actualidad, en un proceso imparable de homogenización, acelerada en nuestro días por la globalización socioeconómica. Por esta razón, se han establecido criterios de clasificación de estas especies, atendiendo a su grado de naturalización desde una perspectiva diacrónica. De este modo, no todas las especies exóticas tienen la misma consideración, sino que se valora su estatus en función de escalas geográficas de distribución y temporales de introducción, adaptación y aprovechamiento, cultivo o cría productiva. Y estos criterios van a influir de forma notable en la interpretación de su estatus jurídico.

Básicamente, el carácter invasor de una especie exótica se determina en función de los efectos negativos que produce en los ecosistemas y sus elementos, así como en las actividades huma-

nas (Perrings, Mooney y Williamson, 2010). Este carácter invasor de una especie exótica en un área determinada es en ocasiones discutible para los científicos expertos, puesto que depende de muchos factores no siempre evaluables en el momento de la introducción. Son muy útiles las listas internacionales y regionales de especies exóticas invasoras con referencias documentadas y comprobadas de sus efectos. Los científicos también se ocupan de otros aspectos más complejos, tales como las consecuencias de la posible erradicación de determinadas especies exóticas invasoras que llevan muchos años introducidas y reportando ciertos beneficios a los ecosistemas o a las actividades humanas, o las relaciones entre la propagación de algunas especies exóticas invasoras y el calentamiento global de origen antrópico, las transacciones comerciales internacionales por vía aérea, terrestre, fluvial y marítima. etc. Algunos de estos aspectos son muy controvertidos y plantean mayores dudas o discrepancias en materia de gestión ambiental a la hora de decidir su inclusión en un catálogo aprobado como instrumento legal para dotar a su gestión de una mayor seguridad jurídica.

## LA CONSTRUCCIÓN DE UN PROBLEMA SOCIO-AMBIENTAL

Hasta aquí hemos aludido a la importancia de la caracterización social de las especies exóticas invasoras, incluida la que se efectúa desde el ámbito científico en general, que condiciona nuestra concepción de estos organismos. Pero conviene destacar un matiz que ya hemos introducido: el carácter problemático de las invasiones biológicas. Y preguntarnos: ¿por qué son un problema?, ¿para quién son un problema? y ¿ha sido siempre el mismo problema? Estas cuestiones interesan antes de entrar de lleno en la respuesta institucional al problema y a la necesidad de un tratamiento jurídico del mismo.

Desde una perspectiva histórica, la gestión de la diversidad biológica a escala internacional y regional ha respondido a múltiples intereses





sociales, por lo general económicos, de tipo alimentario, lúdico y otros aprovechamientos, sin reparar en los costes ecológicos. Solo en las últimas décadas se ha conformado una preocupación social por la conservación del medio natural suficiente como para ir construyendo un derecho de la biodiversidad, que culmina con la necesidad de proteger la diversidad biológica a escala internacional frente a las especies exóticas invasoras (Shine, Williams y Burhenne-Guilmin, 2005; Young, 2006). De este modo, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) promovió la elaboración del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), hecho en Río de Janeiro el 5

de junio de 1992, que fue aprobado y ratificado por España entrando en vigor el 29 de diciembre de 1993, en cuyo artículo 8, letra h), se establece que cada Parte Contratante “impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies”.

En el marco del CDB, las invasiones biológicas se interpretan como un grave problema, una de las causas principales de pérdida de la biodiversidad autóctona y de costes económicos asociados. Sin embargo, persiste en todo el mundo una cultura de aprovechamiento de las especies exóticas invasoras que no es fácil

Ejemplares de almeja asiática (*Corbicula fluminea*). Foto: Gloria Muñoz/ Paleoymás SL.

de modificar, sobre todo cuando se mantiene gracias a prácticas institucionalizadas o arraigadas socialmente y con beneficios económicos añadidos.

Estos organismos actúan en los ecosistemas que invaden aprovechando las oportunidades que el medio les proporciona, incluidas las antrópicas. Suelen ser especies oportunistas, que ocupan nichos ecológicos vacíos o no poseen suficientes depredadores. Encuentran en las actividades humanas un gran apoyo para sus mecanismos naturales de dispersión y propagación. En otras palabras, hacen lo que su propia naturaleza les permite, si bien implementada por la acción antropogénica de un modo decisivo para su introducción fuera de su área de distribución natural.

Desde un punto de vista estrictamente biológico, la actividad de estas especies exóticas en el ecosistema que han invadido no tiene por qué poseer una valoración moral (buena o mala). En realidad, se trata de una postura antropocéntrica, en la que la percepción humana es la que opera para decidir luego el tipo de gestión a realizar. En la medida en que nosotros, los humanos, consideremos como algo bueno la salvaguarda del medio físico lo más próximo a su equilibrio natural, para el funcionamiento propio del ecosistema y para nosotros mismos, entonces será negativa la presencia de las especies exóticas invasoras. A partir de esta concepción podrá haber planteamientos más estrictos a favor o en contra, y otros más flexibles o incluso indiferentes, sobre la presencia de estos organismos en el medio natural.

El carácter invasor, en la medida en que su análisis es realizado por los humanos, es un factor que ha sido usado históricamente para la gestión de los ecosistemas, y todavía lo es en nuestros días como agente de control biológico (aunque ya se exige un análisis de riesgos previo). El cambio sustancial en la valoración moral sobre la presencia de las especies exóticas invasoras no es algo que se pueda producir de un día para otro con la

aprobación de normas jurídicas que inviertan el estatus legal de estos organismos, pues ese cambio requiere de transformaciones socio-culturales incentivadas con campañas de información, sensibilización, educación y ética ambiental.

Las invasiones biológicas son un ineludible problema ecológico y económico a escala internacional y regional, pero con matices distintos a escala más local en función del interés social que generan los usos de ciertas especies exóticas invasoras. Constituyen un doble problema: para la consecución de una gestión ecosistémica de los recursos biológicos propiciada por las autoridades ambientales y para lograr que en esta se integre la gestión de dichos recursos con plena aceptación de los colectivos sociales involucrados.

La resolución de este problema en el marco de la Unión Europea se está desarrollando me-

En el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica, las invasiones biológicas se interpretan como un grave problema, una de las causas principales de pérdida de la biodiversidad autóctona y de costes económicos asociados. Sin embargo, persiste en todo el mundo una cultura de aprovechamiento de las especies exóticas invasoras que no es fácil de modificar, sobre todo cuando se mantiene gracias a prácticas institucionalizadas o arraigadas socialmente y con beneficios económicos añadidos



dante la Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras (Genovesi y Shine, 2004) y la Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones: Hacia una estrategia de la UE sobre especies invasoras [SEC(2008) 2887 y SEC(2008) 2886] (COM/2008/0789 final), participando de los principios de la política ambiental de la Unión Europea: el principio de cautela y de acción preventiva, el principio de corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la fuente misma, y el principio de quien contamina paga, persiguiendo la recuperación de los costes incluidos los de reparación.

En definitiva, estamos asistiendo en la Unión Europea a un proceso de cambio de paradigma cultural en relación con la forma de apreciar la presencia de las especies exóticas invasoras. Y en este proceso es crucial la respuesta institucional al problema y la necesidad de proveernos de un tratamiento jurídico acorde con el mismo.

#### RESPUESTA INSTITUCIONAL Y JURÍDICA AL PROBLEMA EN ESPAÑA

Como sabemos, España es un país integrado en la comunidad internacional de estados que promueven políticas de protección ambien-

Ejemplar de mejillón cebrá (*Dreissena polymorpha*) sobre una almeja de río autóctona o náyade (*Potomida littoralis*). Foto: Gloria Muñoz/ Paleoymás SL.





Vista de un tramo del río Ebro invadido por helecho de agua (*Azolla filiculoides*), planta acuática flotante de hojas pequeñas y con raíces cortas. Foto: Ismael Sanz.

tal e incluyen la conservación de la diversidad biológica, con mención expresa a la lucha contra las especies exóticas invasoras. Como Estado soberano, España ha ratificado los tratados y convenios internacionales existentes en la materia, entre otros el ya citado CDB, la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (Convenio de Bonn, 1979), el Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa (Convenio de Berna, 1979), el Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y

Flora Silvestres (CITES, Washington, 1973) y el Convenio Internacional para el Control y Gestión del Agua de Lastre y Sedimentos de los Buques (Londres, 2004).

Como parte integrante de la Unión Europea, España está obligada al cumplimiento de un amplio corpus jurídico (reglamentos, directivas y decisiones) en materia de derecho de la biodiversidad (García Ureta, 2010). La Directiva de Hábitats y la Directiva de Aves son las dos normas principales en materia de conservación de la biodiversidad en general, que

obligan a adoptar medidas de lucha contra las especies exóticas invasoras, además de los tratados y convenios internacionales ya citados. Son de aplicación directa el Reglamento (CE) n° 708/2007 del Consejo, de 11 de junio de 2007, sobre el uso de las especies exóticas y las especies localmente ausentes en la acuicultura, el Reglamento (CE) n° 318/2007 de la Comisión, de 23 de marzo de 2007, por el que se establecen condiciones zoonitarias para la importación de determinadas aves en la Comunidad y las correspondientes condiciones de cuarentena (texto pertinente a efectos del EEE), y el Reglamento (UE) n° 1143/2014, del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.

A escala internacional y europea, nuestro país está dando una respuesta institucional y jurídica sobre el problema de las invasiones biológicas acorde con lo previsto en los compromisos adquiridos en esos tratados y convenios internacionales. Además, es uno de los países más afectados por este problema y por eso participa activamente en los foros internacionales especializados en la materia.

Ahora bien, para entender la respuesta institucional y jurídica al problema de las invasiones biológicas en España es preciso tener en cuenta el reparto competencial entre el Estado, las Comunidades Autónomas y las Entidades Locales que establece la Constitución Española, así como la dispersión de materias en las que tiene cabida la regulación de las especies exóticas invasoras.

En el presente artículo, que como se ha expuesto al comienzo pretende ser divulgativo y no exhaustivo, nos vamos a referir sobre todo a la legislación estatal vigente en materia de especies exóticas invasoras, dada la amplitud del marco jurídico internacional, de la Unión Europea y de las Comunidades Autónomas. Por los mismos motivos, tampoco vamos a realizar una revisión diacrónica de estas normas ni un análisis de la jurisprudencia al respecto, cuya

síntesis crítica puede verse en el trabajo de Brufao Curiel (2012).

## LAS ESPECIES ALÓCTONAS EN EL ORDENAMIENTO JURÍDICO ESPAÑOL

Antes de exponer el régimen jurídico de las especies exóticas invasoras en España conviene aclarar tres aspectos: 1) la naturaleza jurídica de los tratados y convenios internacionales suscritos por España, 2) el ámbito jurisdiccional estatal, autonómico y local de las normas, y 3) las referencias a las especies alóctonas o exóticas y a las exóticas invasoras.

Los tratados y convenios internacionales que ya se han citado con anterioridad, incluidos los de la Unión Europea, cuyo cumplimiento es obligado en todo el territorio español, requieren ser transpuestos al ordenamiento jurídico español, excepto los reglamentos de la Unión Europea por ser de aplicación directa. Señalamos aquí la necesidad de que el Estado, en este caso el español, haga suyo a través de su propio ordenamiento jurídico las disposiciones cuya aplicación no es directa. Incluso cuando

A escala internacional y europea, nuestro país está dando una respuesta institucional y jurídica sobre el problema de las invasiones biológicas acorde con lo previsto en los compromisos adquiridos en esos tratados y convenios internacionales. Además, es uno de los países más afectados por este problema y por eso participa activamente en los foros internacionales especializados en la materia

estos tratados y convenios internacionales son publicados en el Boletín Oficial del Estado, las disposiciones están redactadas con la expresión de la declaración de obligaciones contraídas y, aun siendo vinculantes, su aplicación no contraría con la suficiente seguridad y efectos jurídicos que su integración en una norma con rango de ley.

En definitiva, lo importante es que las normas de ámbito supraestatal que incorporan disposiciones para la lucha contra las especies exóticas invasoras sean reconocidas bajo el amparo de la legislación interna cuando no son directamente aplicables. Por otro lado, nos encontramos con tratados y convenios ratificados por España como Estado soberano, que a su vez han sido ratificados por la Unión Europea, aunque las obligaciones contraídas son las mismas en la práctica.

En relación con el reparto competencial al que ya hemos aludido en la Constitución Española, es importante distinguir el ámbito jurisdiccional de la lucha contra las especies exóticas invasoras. El papel del Estado español en la aprobación de disposiciones básicas al respecto es fundamental dada la dimensión supraestatal del problema y la necesidad de una interlocución interestatal para la adopción de determinadas decisiones. De otra parte, las competencias autonómicas en materia de gestión y de aprobación de normas adicionales de protección del medio ambiente, entre otras establecidas en la Constitución Española y en los correspondientes Estatutos de Autonomía, son las que en buena medida pueden lograr la efectividad o no de la lucha contra las especies exóticas invasoras. Por su parte, las Entidades locales pueden implementar esta lucha contribuyendo con las competencias previstas en la Ley 7/1985, de 2 de abril, Reguladora de las Bases del Régimen Local. En el caso de espacios naturales protegidos o del dominio público (hidráulico o marítimo-terrestre), que funcionan como corredores biológicos por los que se propagan las especies exóticas invasoras, su gestión eficiente y eficaz pasa necesariamente por la

coordinación, colaboración y cooperación entre las instituciones competentes en estos tres ámbitos jurisdiccionales de actuación.

El tercer aspecto al que nos referíamos es la referencia en las normas jurídicas en unos casos a las especies alóctonas o exóticas y en otros casos a las exóticas invasoras. Efectivamente, no todas las especies exóticas son invasoras y la existencia de unas y otras se recoge ya de modo expreso en la vigente legislación española. Pero esto no siempre fue así: en el artículo 27, letra b), de la ya derogada Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (Hava García, 2000), se preveía como criterio de actuación de las Administraciones Públicas en favor de la diversidad genética del patrimonio natural el criterio de “evitar la introducción y proliferación de especies, subespecies o razas geográficas distintas a las autóctonas, en la medida que puedan competir con estas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos”; pero no había ninguna mención a las especies exóticas invasoras.

De igual modo, el artículo 333 del Código Penal (Matellanes Rodríguez, 2008; Ramos Vázquez, 2011; Silva Sánchez, 2012) alude a la introducción o liberación de especies de flora o fauna “no autóctona” empleando una expresión poco explícita, cuando la redacción vigente del tipo penal se refiere a las especies exóticas que son invasoras: “El que introdujera o liberara especies de flora o fauna no autóctona, de modo que perjudique el equilibrio biológico, contraviniendo las leyes o disposiciones de carácter general protectoras de las especies de flora o fauna, será castigado con la pena de prisión de cuatro meses a dos años o multa de ocho a 24 meses y, en todo caso, inhabilitación especial para profesión u oficio por tiempo de uno a tres años”.

En cualquier caso, conviene distinguir en la legislación española entre las disposiciones que regulan las especies alóctonas o exóticas, que trataremos a continuación, y las disposiciones que además se ocupan de modo particular de





las especies exóticas invasoras, que trataremos con posterioridad.

El artículo 52, sobre la garantía de conservación de especies autóctonas silvestres, de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (LPNB) (Alli Turillas, 2008), establece en su punto 2 que “las Administraciones Públicas competentes prohibirán la introducción de especies, subespecies o razas geográficas alóctonas cuando estas sean susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas, alterar su pureza genética

o los equilibrios ecológicos”. Esta disposición general, redactada en similares términos a la derogada Ley 4/1989, de 27 de marzo, se completa con la prevista en el artículo 62, sobre las especies objeto de caza y pesca, en su punto 3, que “con carácter general se establecen las siguientes prohibiciones y limitaciones relacionadas con la actividad cinegética y acuícola en aguas continentales:”, letra e): “En relación con la actividad cinegética y acuícola, queda prohibida la introducción de especies alóctonas. En el caso de introducciones accidentales o ilegales, no se podrá autorizar en ningún caso su

Control de ejemplares de cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*). Foto: Ismael Sanz.

aprovechamiento cinegético o piscícola, promoviendo las medidas apropiadas de control de especies para su erradicación”.

En el artículo 76 de la LPNB, que establece la tipificación y clasificación de las infracciones, se prevé que a los efectos de esta Ley, y sin perjuicio de lo que disponga al respecto la legislación autonómica, se considerarán infracciones administrativas: “f) La introducción de especies alóctonas incluidas en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, sin autorización administrativa”. Para las especies alóctonas no incluidas en dicho catálogo, sería aplicable lo dispuesto en la letra r: “el incumplimiento de los demás requisitos, obligaciones o prohibiciones establecidos en esta Ley”, por lo que tendría la consideración de “infracción leve” según el artículo 77 sobre la clasificación de las sanciones.

El artículo 61 de la LPNB regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, que se definen en su artículo 3.13): “Especie exótica invasora: la que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética”. Luego se expondrá con más detenimiento el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, pero conviene citar aquí que en el artículo 2 de este reglamento, y no en el artículo 3 de definiciones de la LPNB, es donde se define la “especie exótica o alóctona”: “se refiere a especies y subespecies, incluyendo sus partes, gametos, semillas, huevos o propágulos que pudieran sobrevivir o reproducirse, introducidos fuera de su área de distribución natural y de su área potencial de dispersión, que no hubiera podido ocupar sin la introducción directa o indirecta, o sin el cuidado del hombre”. Además, este real decreto incluye la definición de “especie exótica con potencial invasor”: “especie exótica que podría convertirse en invasora en España, y en especial aquella que ha demostrado ese carácter en otros países o

regiones de condiciones ecológicas semejantes a las de España”.

En el artículo 8 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, relativo a las medidas de seguimiento general y prevención, en su punto 1 prevé que las CCAA y ciudades de Ceuta y Melilla y la Administración General del Estado, en el marco de sus competencias, realizarán el seguimiento general de las especies exóticas con potencial invasor, tal y como determina el artículo 61.4 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre. Para ello, establecerán una relación indicativa en la que se incluyan las especies exóticas para las que, por sus especiales circunstancias, sea aconsejable mantener un mayor nivel de control y vigilancia, con el fin de proponer, llegado el caso, su inclusión en el catálogo”. Y en su punto 2 se cita que “solo se autorizará la liberación por vez primera de una especie alóctona no incluida en el catálogo, en el caso de contar con un análisis de riesgos favorable y una autorización previa administrativa de la autoridad competente en medio ambiente de las comunidades autónomas o ciudades de Ceuta y Melilla o, en el ámbito de sus competencias, del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente”.

Por otro lado, hay tres disposiciones adicionales y una transitoria de este reglamento de la LPNB, que aluden a las especies alóctonas. En la adicional tercera, sobre la singularidad de las islas, se establece que “se considerarán especies exóticas invasoras todas las especies alóctonas introducidas que se reproduzcan en las islas deshabitadas del litoral”. En la adicional cuarta, sobre comercialización de variedades de especies alóctonas por razones fitosanitarias, se prevé la posibilidad de “establecer, con carácter excepcional, limitaciones a la comercialización de variedades por razones fitosanitarias, cuando existan indicios de riesgos para la salud humana o sanidad animal, así como para el medio ambiente, y por las razones agronómicas que se establezcan para aquellas variedades que solamente puedan ser utilizadas en determinadas zonas o condiciones de cultivo”, de acuerdo al artículo 6 de la Ley 30/2006, de 26 de julio,





de semillas y plantas de vivero y de recursos fitogenéticos. En la adicional novena, sobre posesión, transporte y comercio de aves alóctonas, “en cumplimiento del Reglamento (CE) n.º 318/2007, de 23 de marzo de 2007, de la Comisión Europea por el que se establecen condiciones zoonosanitarias para la importación de determinadas aves en la Comunidad y las correspondientes condiciones de cuarentena, se prohíbe la posesión, transporte y comercio, incluyendo el comercio exterior, de ejemplares de todas las especies de aves alóctonas de origen silvestre” y “de esta prohibición se exceptúan los ejemplares de origen silvestre adquiridos legalmente con anterioridad al 23 de marzo de 2007”.

Por último, la Disposición transitoria tercera del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, regula las sueltas con especies alóctonas no catalogadas objeto de aprovechamiento piscícola o cinegético, estableciendo que “se permitirá, previa autorización administrativa, las sueltas con especies alóctonas no catalogadas objeto de aprovechamiento piscícola o cinegético y no afectadas por la prohibición del artículo 52.2 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, exclusivamente en los cotos en los que se hayan autorizado antes de la entrada en vigor de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre. La relación de estos cotos deberá hacerse pública por las comunidades y ciudades autónomas. Se excluyen los cotos con sueltas

Mapache.  
Foto: Álvaro  
López.



posteriores a esa fecha o con sueltas ilegales o accidentales. Por parte de las administraciones competentes se fomentará la sustitución progresiva de estas especies por otras autóctonas. En el caso de la especie trucha arco iris («*Oncorhynchus mykiss*»), las sueltas deberán además realizarse exclusivamente con ejemplares criados en cautividad, procedentes de cultivos monosexo y sometidas a tratamiento de esterilidad”.

### EL RÉGIMEN JURÍDICO DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN ESPAÑA

Ya hemos citado que hasta la entrada en vigor de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (LPNB), no existía en España un régimen jurídico propio para las especies exóticas invasoras. A todas luces, resultaba insuficiente la legislación española en la materia y esta laguna quedó subsanada con el artículo 61 de la LPNB.

El capítulo III de la LPNB, dentro del Título III sobre conservación de la biodiversidad, se dedica por entero a la prevención y control de las especies exóticas invasoras, con un único artículo, el 61, sobre el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Se trata de una novedad en el ordenamiento jurídico español y supone un punto de inflexión en la lucha contra las invasiones biológicas en nuestro país. Se atendía así una necesidad muy demandada por los científicos expertos en estas especies, las organizaciones conservacionistas del medio natural y los grupos ecologistas.

En el punto 1 del artículo 61 de la LPNB se crea el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras y se establece que su “estructura y funcionamiento se regulará reglamentariamente y en el que se incluirán, cuando exista información técnica o científica que así lo aconseje, todas aquellas especies y subespecies exóticas invasoras que constituyan una amenaza grave para

las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agronomía o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural”. En la actualidad depende del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), posee carácter administrativo y es de ámbito estatal.

No obstante, dicho Catálogo estuvo en la práctica vacío de contenido hasta la entrada en vigor del Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras, que fue luego derogado por el vigente Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Efectivamente, el artículo 61.3 de la LPNB establece que “la inclusión en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras conlleva la prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos, de sus restos o propágulos, incluyendo el comercio exterior. Esta prohibición podrá quedar sin efecto, previa autorización administrativa, cuando sea necesario por razones de investigación, salud o seguridad de las personas”. De manera que a pesar de estar en vigor desde el 15 de diciembre de 2007, no se pudo aplicar hasta que entró en vigor el 13 de diciembre de 2011 la primera inclusión de especies en dicho Catálogo.

El artículo 61.2 de la LPNB prevé que “la inclusión de una especie en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras se llevará a cabo por el Ministerio de [Agricultura, Alimentación y] Medio Ambiente, a propuesta de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, previa iniciativa de las Comunidades autónomas o del propio Ministerio, cuando exista información técnica o científica que así lo aconseje. Cualquier ciudadano u organización podrá solicitar la iniciación del procedimiento de inclusión o exclusión de una especie o subespecie, acompañando a la correspondiente solicitud una argumentación científica de la medida propuesta”.



De forma similar a la gestión de las especies amenazadas catalogadas, el artículo 61.5 de la LPNB dispone que el MAGRAMA y las CCAA, en el marco de la Comisión Estatal del Patrimonio Natural y la Biodiversidad, “elaborarán Estrategias que contengan las directrices de gestión, control y posible erradicación de las especies del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, otorgando prioridad a aquellas especies que supongan un mayor riesgo para la conservación de las fauna, flora o hábitats autóctonos amenazados, con particular atención a la biodiversidad insular. La Conferencia Sectorial de Medio Ambiente, a propuesta de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, y previo informe del Consejo Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodi-

versidad, aprobará estas estrategias, que tendrán carácter orientativo”.

El resto del artículo 61 de la LPNB se ocupa del papel de las Comunidades Autónomas en la gestión, como el “seguimiento de las especies exóticas con potencial invasor, en especial de aquellas que han demostrado ese carácter en otros países o regiones, con el fin de proponer, llegado el caso, su inclusión en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras” (artículo 61.4) y poder establecer, en sus respectivos ámbitos territoriales, catálogos de Especies Exóticas Invasoras, “determinando las prohibiciones y actuaciones suplementarias que se consideren necesarias para su erradicación” (artículo 61.6).

El galápagos de Florida (*Trachemys scripta elegans*) ha invadido numerosas áreas fluviales, humedales y otras masas de agua en España. Foto: Joaquín Guerrero Campo.

Como ya se ha expuesto, en el artículo 76.f) de la LPNB, se prevé que a los efectos de esta Ley, y sin perjuicio de lo que disponga al respecto la legislación autonómica, se considerarán infracciones administrativas: “f) La introducción de especies alóctonas incluidas en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, sin autorización administrativa”, con una consideración de “infracción grave” según el artículo 77 sobre la clasificación de las sanciones.

El Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras forma parte del Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que establece la LNPB y desarrolla el Real Decreto 556/2011, de 20 de abril. Por su parte, el Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, fija en el objetivo 2.4 “establecer mecanismos para la prevención de la entrada, detección, erradicación y control de las especies exóticas invasoras”.

Por razones de espacio, no vamos a entrar aquí a deliberar sobre el conflicto que supuso la aprobación del Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. Para profundizar en ello puede consultarse la Resolución de 13 de marzo de 2012, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se publica el Acuerdo de Consejo de Ministros de 24 de febrero de 2012, por el que se da contestación a los requerimientos planteados por los Gobiernos de las Comunidades Autónomas de Aragón, Castilla y León y de Cataluña, al amparo de lo previsto en el artículo 44.3 de la Ley 29/1998, de 13 de julio, reguladora de la Jurisdicción Contencioso-Administrativa, en relación con el Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y el catálogo español de especies exóticas invasoras. También el trabajo de Brufao Curiel (2012) y la documentación generada en la Plataforma sobre el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras disponible en la página web del Grupo Especialista en Invasiones Biológicas:

<https://sites.google.com/site/plataformacatalogoespanoldeeei>.

En cualquier caso, el régimen jurídico de las especies exóticas invasoras en España está establecido en el citado artículo 61 de la LPNB y en el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, en vigor desde el 3 de agosto de 2013, si bien se aplicará a partir del 13 de diciembre de 2011, con carácter retroactivo, a todos los aspectos relacionados con el listado de especies exóticas con potencial invasor, recogido en el anexo II del Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre. En la exposición del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, se justifica su necesidad y la revisión de la política de control de especies exóticas invasoras a la luz de la experiencia adquirida durante el año y medio de aplicación del Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre. El resultado es un nuevo articulado y una nueva relación de taxones del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras que consta en un anexo final. La ficha científica de los taxones del anexo puede consultarse en la página web del MAGRAMA: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/default.aspx>.

El vigente reglamento establece: a) las características, contenidos, criterios y procedimientos de inclusión o exclusión de especies en el catálogo, b) las medidas necesarias para prevenir la introducción de especies exóticas invasoras y para su control y posible erradicación, y c) las características y el contenido de las estrategias de gestión, control y posible erradicación de las especies exóticas invasoras. Pero no se aplicará a: a) los recursos fitogenéticos para la agricultura y la alimentación, que se regulan por la Ley 30/2006, de 26 de julio, de Semillas y Plantas de vivero y de Recursos Fitogenéticos, b) los recursos pesqueros regulados por la Ley 3/2001, de 26 de marzo, de Pesca Marítima del Estado, y c) los recursos zoogenéticos para la agricultura y alimentación, que se regirán por su normativa específica.



El régimen jurídico de las especies exóticas invasoras en España está establecido en el citado artículo 61 de la LPNB y en el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. En la exposición del Real Decreto se justifica su necesidad y la revisión de la política de control de especies exóticas invasoras a la luz de la experiencia adquirida durante el año y medio de aplicación del Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre. El resultado es un nuevo articulado y una nueva relación de taxones del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras que consta en un anexo final

Este real decreto concreta las definiciones en la materia que regula y determina su ámbito de aplicación al territorio del Estado español y en las aguas marinas sometidas a soberanía o jurisdicción española, incluyendo la zona económica exclusiva y la plataforma continental. No obstante, el ámbito territorial de aplicación para cada especie del catálogo se detalla en el anexo.

El articulado del capítulo II de dicho real decreto desarrolla lo previsto en la LPNB para las especies alóctonas y en particular para las especies exóticas invasoras: contenidos y características (artículo 4), procedimientos de inclusión o exclusión de especies (artículo 5), información contenida en el registro (artículo

6) y efectos de la inclusión de una especie en el catálogo (artículo 7).

En el capítulo III sobre medidas de prevención y de lucha contra las especies exóticas invasoras se establecen las medidas de seguimiento general y prevención (artículo 8), las medidas urgentes (artículo 9), las medidas de lucha contra las especies exóticas invasoras del catálogo (artículo 10), las medidas de control en las partidas presentadas a inspección en los Puestos de Inspección Fronterizos (PIF) (artículo 11), las medidas de control en los ejemplares detectados en las terminales de viajeros de los puertos y aeropuertos (artículo 12), los medios para realizar los controles en frontera (artículo 13) y la Red de Alerta para la vigilancia de especies exóticas invasoras (artículo 14).

El artículo 61.5 de la LPNB prevé las estrategias de lucha contra las especies exóticas invasoras, que se regulan en el Capítulo IV de este real decreto, estableciéndose las características de las estrategias de gestión, control y posible erradicación (artículo 15) y su contenido (artículo 16).

Concluye el articulado de este reglamento con un capítulo V relativo a la financiación que el MAGRAMA podrá proporcionar a las CCAA y ciudades de Ceuta y Melilla, la prestación de ayuda técnica y económica para la ejecución de las medidas descritas en esta norma, condicionada a las disponibilidades presupuestarias de cada ejercicio (artículo 17), y a las sanciones previstas en la LPNB y en otros regímenes sancionadores previstos en las leyes que afecten a la materia, incluidos los aplicables en materia de comercio (artículo 18).

El Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, posee además diez disposiciones adicionales, cinco transitorias, una derogatoria y tres finales. Las disposiciones adicionales y transitorias regulan una serie de aspectos complementarios destinados a establecer la coherencia del contenido de esta norma con la LPNB en determinadas circunstancias y con otras leyes que regulan la materia en otros títulos competenciales.

En síntesis, podemos afirmar que se trata de una norma que mejora sustancialmente diversos aspectos muy criticados de la anterior que deroga, al menos desde una perspectiva jurídica. Pero sigue siendo objeto de controversia y discusión porque no ha respondido a las expectativas que tenían algunos colectivos sociales, en especial los grupos ecologistas. Es posible que su contenido no responda fielmente a lo inicialmente esperable tras la entrada en vigor de la LPNB, sobre todo si nos atenemos a la literalidad del artículo 61 de dicha ley, pues delimita o matiza su alcance, y a la ausencia de algunas especies exóticas invasoras en el anexo definitivo. Las principales dudas que ha suscitado este real decreto versan sobre lo que se puede hacer o no con determinadas especies exóticas (González y Lorenzo, 2014).

Por otro lado, en el artículo 8 del Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, relativo a la identificación del agente causante del daño, se establece que el operador identificará el agente causante del daño y lo clasificará, entre otros tipos: “c) Biológico, entre otros, los organismos modificados genéticamente, las especies exóticas invasoras y los microorganismos patógenos”.

En el artículo 9 de dicho real decreto, sobre la caracterización del agente causante del daño, se establece que “una vez clasificado el agente causante del daño, el operador lo caracterizará a partir de la mejor información disponible, conforme a las siguientes variables: [...]”; c) En caso de que el agente sea de tipo biológico, se considerará el organismo causante del daño, su definición taxonómica o su nomenclatura específica, según el caso, así como otros parámetros, atendiendo a la normativa vigente y a las recomendaciones técnicas emitidas, en su caso, por entidades acreditadas u organismos oficiales. Algunos de los parámetros a considerar, en función del tipo de agente biológico, son: 1.º Organismo modificado genéticamente: [...]. 2.º Especies exóticas invasoras: se considerará,

entre otros aspectos, la especie introducida, la cantidad y la capacidad de amenaza a la diversidad biológica autóctona por interferencia en la dinámica de las poblaciones, incluido, en su caso, la capacidad para contaminar química o genéticamente, competir, depredar o transmitir enfermedades a las especies autóctonas. 3.º Microorganismos patógenos [...]”.

Además, el artículo 21 del mismo real decreto, sobre la identificación de las medidas de reparación primarias, prevé que: “1. En la reparación primaria, se restituirán o aproximarán al máximo los recursos naturales y los servicios que estos prestan, a su estado básico, en el lugar en el que se produjo el daño. La reparación primaria podrá consistir, entre otras, en una o varias de las siguientes actuaciones: a) Eliminar, retirar o neutralizar el agente causante del daño. b) Evitar la acción de especies exóticas invasoras. c) Reponer o regenerar, según el caso, el recurso afectado con el fin de acelerar su recuperación hasta el estado básico. d) Cualquier acción dirigida específicamente a reponer los servicios de los recursos naturales afectados. e) La recuperación natural”.

Otras muchas leyes y sus reglamentos regulan de una forma u otra competencias que afectan a especies que son exóticas invasoras, tales como el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas, la Ley 43/2002, de 20 de noviembre, de Sanidad Vegetal, la Ley 8/2003, de 24 de abril, de Sanidad Animal, la Ley 13/2003, de 27 de octubre, de conservación de la fauna silvestre en los parques zoológicos, la Ley 30/2006, de 26 de julio, de semillas y plantas de vivero y de recursos fitogenéticos, la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, y la Ley 14/2014, de 24 de julio, de Navegación Marítima.

En cualquier caso, el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras es hoy por hoy el principal instrumento para la gestión de estos organismos en España. La ley y el reglamento que lo regulan son las herramientas básicas, aunque de compleja aplicación, para propiciar

un cambio de paradigma cultural en relación con la forma de apreciar la presencia de las especies exóticas invasoras en España. En este sentido, la legislación autonómica debe ajustarse a lo previsto en este nuevo régimen jurídico, implementándolo, sobre todo en materia de espacios naturales, montes, pesca, caza y animales de compañía. Cabe esperar que muchas de las prácticas sociales que con estas especies se realizaban hasta ahora irán cesando en los próximos años y habrá menos reticencias a aprobar normas más estrictas. A esto contribuirá una mayor concienciación social y un mejor conocimiento científico sobre estas especies y sus dañinos efectos.

Finalmente, es obligado citar aquí que en el actual contexto de la Unión Europea, cada vez más sensibilizada en la lucha contra las especies exóticas invasoras, se aumentará el compromiso institucional, y social en general, en la lucha contra las invasiones biológicas. En este sentido, supone un nuevo impulso jurídico la reciente aprobación del Reglamento (UE) nº 1143/2014, del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras, en vigor a partir del 1 de enero de 2015 y de aplicación directa en España, si bien la “Lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión” no estará propuesta hasta principios de 2016. ❀

## BIBLIOGRAFÍA

- Alli Turrillas, J.C. 2008. *La protección jurídica de la biodiversidad*. Cuadernos de Urbanismo, 11. Madrid: Montecorvo, 164 p.
- Brufao Curiel, P. 2012. Las especies exóticas invasoras y el Derecho, con especial referencia a las especies acuáticas, la pesca recreativa y la acuicultura. *Revista Catalana de Dret Ambiental*, 3(1), 1-54.
- Capdevila Argüelles, L., Iglesias García, A., Orueta, J.F. y Zilleti, B. 2006. *Especies Exóticas Invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo Parques Nacionales, 287 p.
- Esteve Pardo, J. 2009. *El desconcierto del Leviatán, Política y derecho ante las incertidumbres de la ciencia*. Madrid: Marcial Pons, 211 p.

**El Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras es hoy por hoy el principal instrumento para la gestión de estos organismos en España. La ley y el reglamento que lo regulan son las herramientas básicas, aunque de compleja aplicación, para propiciar un cambio de paradigma cultural en relación con la forma de apreciar la presencia de las especies exóticas invasoras en España**

- García Ureta, A. 2010. *Derecho europeo de la biodiversidad. Aves silvestres, hábitats y especies de flora y fauna*. Madrid: Iustel, 755 p.
- Genovesi, P. y Shine, C. 2004. *European strategy on invasive alien species*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention). Nature and Environment, nº 137. Strasbourg: Council of Europe Publishing, 68 p.
- González, L.M. y Lorenzo, I. 2014. Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras: 10 respuestas a 10 dudas. *Quercus*, 345: 40-47
- Hava García, E. 2000. *Protección jurídica de la fauna y flora en España*. Madrid: Trotta, 389 p.
- Matellanes Rodríguez, N. 2008. *Derecho Penal del Medio Ambiente*. Madrid: Iustel, 244 p.
- Perrings, C., Mooney, H. y Williamson, M. 2010. *Aliens, globalization, and biodiversity. Bioinvasions and Globalization: Ecology, Economics, Management, and Policy*. Oxford: Oxford University Press, 288 p.
- Ramos Vázquez, J.A. 2011. Comentario al artículo 333 del Código penal. En: Faraldo Cabana, P. (dir.) y Puente Alba, L.M. (coord.), *Ordenación del territorio, patrimonio histórico y medio ambiente en el Código penal y la legislación especial*. Valencia: Tirant lo Blanch, p. 383-397.
- Shine, C., Williams, N. y Burhenne-Guilmin, F. 2005. Legal and institutional frameworks for invasive alien species. En: Mooney, H.A., Mack, R.N., McNeely, J.A., Neville, L.E., Schei, P.J. y Waage, J.K. (eds.), *Invasive alien species: a new synthesis*. London: Island Press: 233-284.
- Silva Sánchez, J.M. 2012. *Los delitos contra el medio ambiente: reforma legal y aplicación judicial*. Barcelona: Atelier, 278 p.
- Young, T.R. 2006. *National and Regional Legislation for Promotion and Support to the Prevention, Control, and Eradication of Invasive Species*. Washington: The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, 88 p.



# La importancia de la prevención, la formación y la divulgación en la gestión de EEI

Isabel Lorenzo<sup>1</sup> y Luis M. González<sup>2</sup>

1. Tragsatec

2. Subdirección General de Medio Natural, MAGRAMA

Como se estableció en el *Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el catálogo español de especies exóticas invasoras*, las administraciones competentes adoptarán, en su caso, las medidas de gestión, control y posible erradicación de las especies incluidas en el catálogo. Además, estas medidas serán adoptadas según las prioridades determinadas por la gravedad de la amenaza y el grado de dificultad previsto para su erradicación.

Aunque esta normativa es bastante reciente, el Convenio de Diversidad Biológica ya indicaba en su artículo 8h que cada Parte Contratante, en la medida de lo posible y según proceda, impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies. Asimismo la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, de 10 de diciembre de 1982, de la que España es parte 41, establece en su artículo 196 que los Estados tomarán todas las medidas necesarias para prevenir, reducir y controlar la introducción intencional o accidental (...) de especies extrañas o nuevas que puedan causar en él cambios considerables y perjudiciales.

Para poder analizar técnicamente las cuestiones relativas a la gestión de especies exóticas invaso-

ras (EEI) a nivel nacional, el Comité de Flora y Fauna Silvestres, comité especializado adscrito a la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, creó el 10 de octubre de 2012 el Grupo de Trabajo de Especies Exóticas Invasoras.

Este grupo de trabajo tiene como objetivo las siguientes cuestiones:

- Apoyar al cumplimiento de las obligaciones legales derivadas de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto.
- Desarrollar las estrategias, que así se considere, y elevarlas al Comité de Flora y Fauna Silvestres para posterior aprobación por la Comisión Estatal del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.
- Recopilar la información referente a las especies del Catálogo para mantenerlo actualizado. La información será compilada y mantenida por el MAGRAMA.
- Contribuir a la puesta en común, de la situación de las especies exóticas invasoras en los respectivos territorios.



- Identificar los puntos focales de la Red de Alerta y establecer una propuesta de protocolo de funcionamiento.
- Apoyo técnico a actuaciones de gestión, control y posible erradicación de las EEI.
- Informar al Comité de Flora y Fauna Silvestres, a instancias de esta, sobre todos los aspectos referentes a las especies exóticas invasoras.

En el marco de este grupo de trabajo una de las primeras cuestiones que se han discutido ha sido la necesidad de establecer prioridades para el desarrollo de futuras estrategias. Hasta la fecha se han publicado en España la Estrategia nacional para el control del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) y la Estrategia de gestión, control y erradicación del visón americano (*Neovison vison*).

Las especies presentes en nuestro territorio y cuyo control se considera prioritario en la ac-

tualidad son, en el caso de flora: la hierba de la pampa (*Cortaderia* spp.), la chilca (*Baccharis halimifolia*), carpobrotus, *Spartina alternifolia*, *Azolla* spp., *Egeria densa*, *Fallopia japonica*, la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), *Nicotiana glauca*, el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), *Cylindropuntia* spp., las opuntias, *Spartina patens*, *Tradescantia fluminensis*, *Buddleja davidii*, *Pennisetum*, *Nymphaea mexicana*.

En relación a la fauna se clasificaron como prioritarias: el mapache (*Procyon lotor*), el coipú (*Myocastor coypus*), el visón americano (*Neovison vison*), los cangrejos exóticos (*Procambarus clarkii* y *Pacifastacus leniusculus*, principalmente), los peces invasores de aguas continentales, el caracol manzana (*Pomacea* spp.), el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), la almeja asiática (*Corbicula fluminea*), la avispa asiática (*Vespa velutina*), los galápagos de Florida (*Trachemys scripta*), cotorras (*Psittacula krameri* y *Myiopsitta monachus*) y picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*). Se ha señalado también como prioritaria la invasión de

El siluro, que en España es una especie invasora, puede llegar a medir 3 metros y a pesar 100 kilos.  
Foto: Roberto Merciai.

caulerpa. Además, la incipiente invasión del alga diatomea moco de roca (*Didymosphenia geminata*) parece bastante preocupante. Los ecosistemas más afectados por la expansión de especies exóticas invasoras son los ríos, zonas húmedas y ecosistemas dunares.

Es necesario recordar aquí que las estrategias tienen carácter orientativo, y son elaboradas por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y las comunidades autónomas y ciudades de Ceuta y Melilla, en el marco del Comité de Flora y Fauna de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, y aprobadas por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente, a propuesta de la Comisión, previa consulta al Consejo Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Tras su aprobación, las estrategias serán publicadas en el Boletín Oficial del Estado.

Ha de recordarse también que en relación a las competencias de gestión, en lo referente a especies no marinas, el seguimiento y las acciones de control y erradicación en campo corresponden a las comunidades autónomas y ciudades de Ceuta y Melilla. El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente tiene la función de proponer la legislación básica y de impulsar la cooperación entre la Administración General del Estado y las comunidades autónomas y Ciudades de Ceuta y Melilla.

La no existencia de una estrategia no exige a la administración competente de adoptar medidas de control de las especies exóticas invasoras presentes en su territorio y también la puesta en marcha de acciones preventivas que limiten futuras introducciones.

En este artículo, por tanto, pretendemos indicar, además de las especies prioritarias, cuáles podrían ser las acciones más urgentes de actuación. A continuación intentaremos identificar estas cuestiones siguiendo el “enfoque jerárquico en tres etapas” establecido en los Principios de orientación del Convenio de Diversidad Biológica –CBD– (decisión VI/23 de la Conferencia de las Partes) como base de cualquier acción relativa a las EEI.

## ACCIONES PREVENTIVAS

La Administración General del Estado (AGE), en relación al comercio exterior con terceros países tiene un papel importante en esta cuestión, pues la prevención de la introducción de EEI es mucho más rentable y preferible para el medio ambiente que las medidas de lucha que puedan tomarse una vez que las EEI se hayan introducido y establecido.

Además de los trabajos de la AGE en mejorar por ejemplo los controles en frontera, la prevención se hace también mediante el seguimiento de las especies en campo; los técnicos y agentes ambientales tienen que estar preparados para la identificación de posibles nuevas introducciones. Así lo reconoce el Real Decreto 630, de 2 de agosto, en su artículo 8: *Las comunidades autónomas y ciudades de Ceuta y Melilla y la Administración General del Estado, en el marco de sus competencias, realizarán el seguimiento general de las especies exóticas con potencial invasor; tal y como determina el artículo 61.4 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre. Para ello, establecerán una relación indicativa en la que se incluyan las especies exóticas para las que, por sus especiales circunstancias, sea aconsejable mantener un mayor nivel de control y vigilancia, con el fin de proponer, llegado el caso, su inclusión en el catálogo.*

*En cualquier caso, en el marco de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, se establecerá una relación indicativa de especies con potencial invasor, especialmente en el caso de especies que se distribuyan por medios o hábitats que puedan afectar a más de una comunidad autónoma o aquellas que han demostrado ese carácter en otros países o regiones. Esta relación se hará pública en la página web del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.*

Como se ha mencionado más arriba, además de identificar prioridades se debería, para cada una de ellas, identificar al órgano competente, intentando pasar del ámbito más amplio, o nacional, al regional y posteriormente al ámbito local.

Por lo tanto, en este punto se considera necesario establecer las siguientes acciones:





- Aumentar la **coordinación a nivel internacional**, principalmente con nuestros vecinos directos Portugal y Francia con los que compartimos frontera y por ello mutuos intereses.
- Elaborar la **relación indicativa de especies con potencial invasor**. Se ha establecido un subgrupo de trabajo entre el MAGRAMA y algunas comunidades autónomas para su desarrollo.
- **Actualizar la normativa** para prohibir el uso de aquellas especies que cumplan los criterios y supongan una grave amenaza.
- Extender a los sectores industriales afectados la herramienta de **análisis de riesgos**. Son los interesados en el comercio de especies exóticas invasoras los que deben realizar este tipo de análisis previo a la utilización o venta de especies alóctonas.
- Instaurar **protocolos eficaces de consulta entre las distintas administraciones**, previos a una autorización de introducción de nuevas especies en España. Es necesario implicar a todas las administraciones para una prevención eficaz.
- **Actualizar las bases de datos** con la información de presencia de especies, que puedan además incluir otros campos como son las metodologías empleadas y una evaluación de la efectividad de las mismas. A nivel europeo se va a poner en marcha un sistema de intercambio de información.
- Poner en marcha las medidas establecidas en el **Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques** (ratificado por España).
- **Prevenir la expansión a través de vías de comunicación lineales**, el movimiento de tierras o cualquier otro movimiento de mercancías. Tanto en el momento de construcción como en el de mantenimiento, las administraciones competentes de carreteras de ser conscientes del potencial de expansión de especies invasoras que suponen. Aquí se debe incluir también el control de los movimientos de tierra que se realicen en las obras.
- Establecer y mejorar los **controles de embarcaciones que se mueven** por nuestra red fluvial, para prevenir nuevas introducciones

Existe una colonia de mapache en los alrededores de Madrid desde 2003 que se intenta mantener controlada. Foto: Albert Roura.

o prevenir futuras expansiones de las especies presentes y establecer obligaciones de limpieza de las mismas y facilitar para ello estaciones, móviles o fijas, donde se pueda realizar la misma.

- Sensibilizar a las **administraciones locales**, cercanas a la población, para concienciar a sus ciudadanos sobre la problemática y así fomentar la prevención antes futuras invasiones.
- **Prevenir a través de la educación.** Se deberá fomentar la realización de campañas y exposiciones en colegios, así como la elaboración de material didáctico que pueda facilitar a los educadores la transmisión de la problemática. La formación también debe realizarse en sectores profesionales que de una u otra forma estén en contacto con especies exóticas invasoras.
- Realizar **campañas de sensibilización** y concienciación para informar al público en general y evitar la compra de especies exóticas invasoras. Se pueden establecer convenios para la divulgación a través de los colegios profesionales, los parques zoológicos

y los jardines botánicos. Se deberá además controlar el comercio por internet que no se ajuste a la normativa.

- **Estudios de cuantificación de los impactos y los costes de control** que suponen las especies invasoras. Aunque, lo más importante es saber que amenazas producen sobre nuestra biodiversidad, el cálculo de los costes ha resultado ser una herramienta muy útil a la hora de transmitir el impacto que suponen estas especies. A nivel europeo ya se han presentado algunos datos, se consideran que las especies invasoras en Europa suponen en torno a 12 000 millones de euros anuales. A nivel nacional solo se conocen datos de algunas de las especies que está teniendo mayor impacto sobre actividades económicas como pueden ser el mejillón cebra (los costes económicos previstos en la cuenca para poder gestionar la invasión del mejillón cebra se estiman en 105 millones hasta 2025 desde su aparición en 2001) o el caracol manzana (desde su aparición en 2009 ha supuesto unos 6 millones de euros). También hay datos sobre el control del jacinto de agua (24 millones euros desde 2004).



El control de la *Nymphaea mexicana* se considera prioritario. Foto: David Catita.



España cuenta con una Estrategia de gestión, control y erradicación del visón americano (*Neovison vison*). Foto: Ricardo Gómez Calmaestra.

- Trabajar con sectores directamente relacionados con las especies invasoras (cazadores, pescadores, jardinería, etc.) con los que desarrollar **códigos de conducta** que vayan más allá de las obligaciones legales y que sirvan como vehículo de concienciación.

#### ACCIONES DE DETECCIÓN PRECOZ Y RESPUESTA RÁPIDA Y SI ES POSIBLE ERRADICACIÓN

Si la barrera de la prevención no es suficiente o falla y se introduce una EEI en un territorio la mejor opción es la detección precoz y la puesta en marcha de acciones de respuesta rápida. Estas acciones, en la medida de lo posible, deberían ir enfocadas a la erradicación de la especie.

Al igual que en el apartado anterior, este punto ha sido también así contemplado en el *Reglamento (UE) No 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras*.

- **Red de alerta.** A nivel del Grupo de Trabajo de Especies Exóticas Invasoras de coordinación entre el MAGRAMA y las comunidades autónomas se ha puesto en funcionamiento esta red para el intercambio de información de forma rápida entre los distintos territorios. La información deberá volcarse en un sistema de información geográfico que facilite la visualización de la situación.
- Mejorar la formación de los técnicos que trabajan en los Puestos de Inspección Fronterizos, los técnicos de Aduanas y de la Guardia Civil, encargada del control de entrada por las terminales de viajeros. Para ello puede ser necesaria la elaboración de guías identificativas por grupos de especies. Además en estas instalaciones es el lugar donde llegan multitud de especies como “polizones” de mercancías, sería interesante que, aún no estando catalogadas como invasoras, se informase de la localización e identificación de estas especies a la red de alerta.
- Será también necesario, según lo establecido en el *Reglamento (UE) 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras*, que entrará en vigor el



próximo 1 de enero de 2015, la elaboración de un **plan de acción de vías de entrada** donde se coordinen todas las administraciones con competencias, directas o indirectas, en la gestión de especies. Para establecer este plan de acción será necesario coordinar además de a las administraciones competentes en biodiversidad y medio ambiente, a las administraciones de comercio y SOIVRE; aduanas; puestos de inspección fronteriza; guardia civil y SEPRONA; secretaria general de infraestructuras, autoridad portuaria y marina mercante del Ministerio de Fomento; confederaciones hidrográficas, etc.

- A nivel de las comunidades autónomas se deberá implementar un **plan de seguimiento en campo** gracias al cual se puedan identificar nuevas invasiones. Ya se hace un seguimiento para el cumplimiento de las Directivas de Hábitats y de Aves que podría ampliarse con el seguimiento de las especies exóticas invasoras. El *Reglamento (UE) 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014*, incluye también esta cuestión.
- **Mejorar la formación de los técnicos y agentes medioambientales y forestales** para poder detectar nuevas especies, re-invasiones o expansión de especies desde otros territorios.
- **Aumentar las inspecciones y controles a los centros de ventas.** Desde tiendas de mascotas, y jardinería, viveros, y diversas instalaciones. Se deben controlar además las ferias y mercadillos ambulantes así como exhibiciones de reptiles u otros animales.
- Puesta en marcha de **aplicaciones móviles** que faciliten la transmisión de información rápida y con la localización exacta. Además este tipo de aplicaciones puede ser importante para fomentar la participación pública en la identificación de nuevas invasiones.

## ACCIONES DE CONTROL A LARGO PLAZO

En algunos casos, debido a las técnicas disponibles o, en muchos de ellos, a la falta de financiación y de recursos, la erradicación no es posible. Es estos casos la defensa de nuestras especies y ecosistemas autóctonos precisa de una acción constatable de contención y un control a largo plazo que minimice los efectos causados por las especies exóticas invasoras.

- Se deben realizar controles sobre posible transmisión de enfermedades y desarrollar **formación sobre la transmisión de enfermedades** a humanos causados por las especies exóticas invasoras. Tanto en hospitales, centros médicos como con los colegios veterinarios, ya que son estos los que están más cerca de las mascotas y pueden conocer de primera mano este problema.
- Es necesario **aumentar los recursos y esfuerzos de captura** para algunas especies, como el visón americano, el mapache u otras especies de fauna que están suponiendo un grave problema para nuestra fauna autóctona. A modo de ejemplo, el visón americano es probablemente en la actualidad en España la principal amenaza para el visón europeo, el cual se encuentra en una situación muy crítica.
- Es necesario **coordinar los esfuerzos.** De nada sirve que una comunidad autónoma, que son las competentes en la gestión de especies invasoras, realice campañas de control si otras comunidades autónomas vecinas no refuerzan las acciones. Es necesario además identificar nuevas localizaciones.
- Llevar a cabo medidas de **restauración de hábitats** al mismo tiempo que se acometer las labores de control y erradicación. Es necesario que los hábitats tengan mayor resiliencia para evitar futuras invasiones. Se deben priorizar los hábitats más amenazados como son los ríos, zonas húmedas y ecosistemas dunares.



- **Elaborar protocolos con las mejores técnicas disponibles** que aseguren un buen uso de los recursos públicos. En ocasiones los técnicos de administraciones locales no disponen de la información más actualizada sobre cual es la mejor forma de actuar. Las administraciones deben promover la investigación en aquellos campos en los que no dispongamos de conocimientos suficientes.
- Es necesario fomentar la **sustitución de plantas exóticas invasoras en parques y jardines públicos** por especies autóctonas principalmente o exóticas para las que se haya demostrado que no hay riesgo potencial.
- **Mejorar los controles de animales asilvestrados** que también suponen un impacto directo en nuestras especies.
- **Facilitar la recogida de EEI y entrega de mascotas.** Se debe facilitar al ciudadano que pueda entregar las especies de las cuales ya no puede hacerse cargo y evitar así que puedan ser liberadas al medio natural. Se debe disponer por tanto de puntos de entrega que estén cerca de los ciudadanos y dónde la ad-

ministración pueda recogerlos de forma periódica.

- Se debe **limitar la venta de especies exóticas en ferias y mercados donde no se cumplan las condiciones mínimas necesarias** para este hecho y que facilitan la venta de especies no legalizadas.
- Desarrollo de **mecanismos que detecten la venta a través de internet de especies catalogadas** para mejorar su control.
- Fomentar el trabajo de asociaciones que puedan colaborar en las tareas de control de especies. En otros países funciona muy bien esta vía y son capaces de trabajar en amplias zonas gracias a los **voluntarios**. Es necesario contar con más gente en campo que pueda colaborar en estas tareas tan costosas.

En definitiva, en cualquiera de las tres etapas identificadas se ha mencionado la necesidad de llevar a cabo acciones de formación, divulgación y sensibilización. La información es básica a la hora de conservar la biodiversidad y hacer frente a la amenaza que suponen las especies invasoras. ❀

Jacinto de agua.  
Foto: Isabel Lorenzo.

# Actuaciones contra las invasiones acuáticas en la Confederación Hidrográfica del Ebro

Concha Durán<sup>1</sup>, Munia Lanao<sup>2</sup> y Antonia Anadón<sup>2</sup>

1. Confederación Hidrográfica del Ebro

2. Tragsatec

## ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DE AGUAS CONTINENTALES

Es bien conocido que las invasiones biológicas representan una de las principales amenazas para la biodiversidad, especialmente en aquellos ecosistemas más sensibles como los ecosistemas fluviales e insulares. La presencia de especies exóticas invasoras (EEI) en las Demarcaciones Hidrográficas, pone en riesgo el cumplimiento de los objetivos medioambientales establecidos por la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE). Estas especies constituyen un riesgo para alcanzar el buen estado de las masas de agua y por ello, el seguimiento de las EEI en la cuenca del Ebro ha ido cobrando importancia en los últimos años.

A escala de cuenca, la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) realiza numerosas actuaciones para evitar la entrada y dispersión de estas EEI. En el año 2001, la detección del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) marcó un hito en los trabajos de seguimiento y control de estas especies. Con el fin de hacer frente a esta creciente amenaza, se elaboró una Estrategia Nacional para el Control del Mejillón Cebra en España (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2007) con objeto de orientar a las Administraciones competentes

en la gestión de la especie. La CHE diseñó el “Plan de Choque para Controlar la Invasión del Mejillón Cebra 2007-2010” en coherencia con dicha estrategia en la que se incluyeron actuaciones en navegación, competencia directa del Organismo de cuenca, en seguimiento de las poblaciones de mejillón cebra en las masas de agua navegables de la cuenca, así como actividades de divulgación y formación.

Otras especies invasoras, presentes en la cuenca del Ebro, con afecciones también de carácter ecológico y económico sobre los ecosistemas fluviales afectados son: la almeja asiática (*Corbicula fluminea*), la Didymo o moco de roca (*Didymosphenia geminata*), la Azolla (*Azolla filiculoides*) y el caracol manzana (*Pomacea* spp.) (Figura 1). Las Figuras 2 y 3 muestran la presencia geográfica de estas especies en la cuenca del Ebro.

## LEGISLACIÓN VIGENTE

En España, la normativa para la lucha contra las especies exóticas invasoras ha avanzado con mayor rapidez que a nivel europeo. La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE nº 299, de 14/12/2007) tiene carácter de legislación básica sobre protección del





Mejillón cebra  
(*Dreissena polymorpha*)

Caracol manzana  
(*Pomacea* spp.)

Almeja asiática  
(*Corbicula fluminea*)



Moco de roca  
(*Didymosphenia geminata*)



Azolla  
(*Azolla filiculoides*)

Figura 1. Especies invasoras presentes en la cuenca del Ebro.

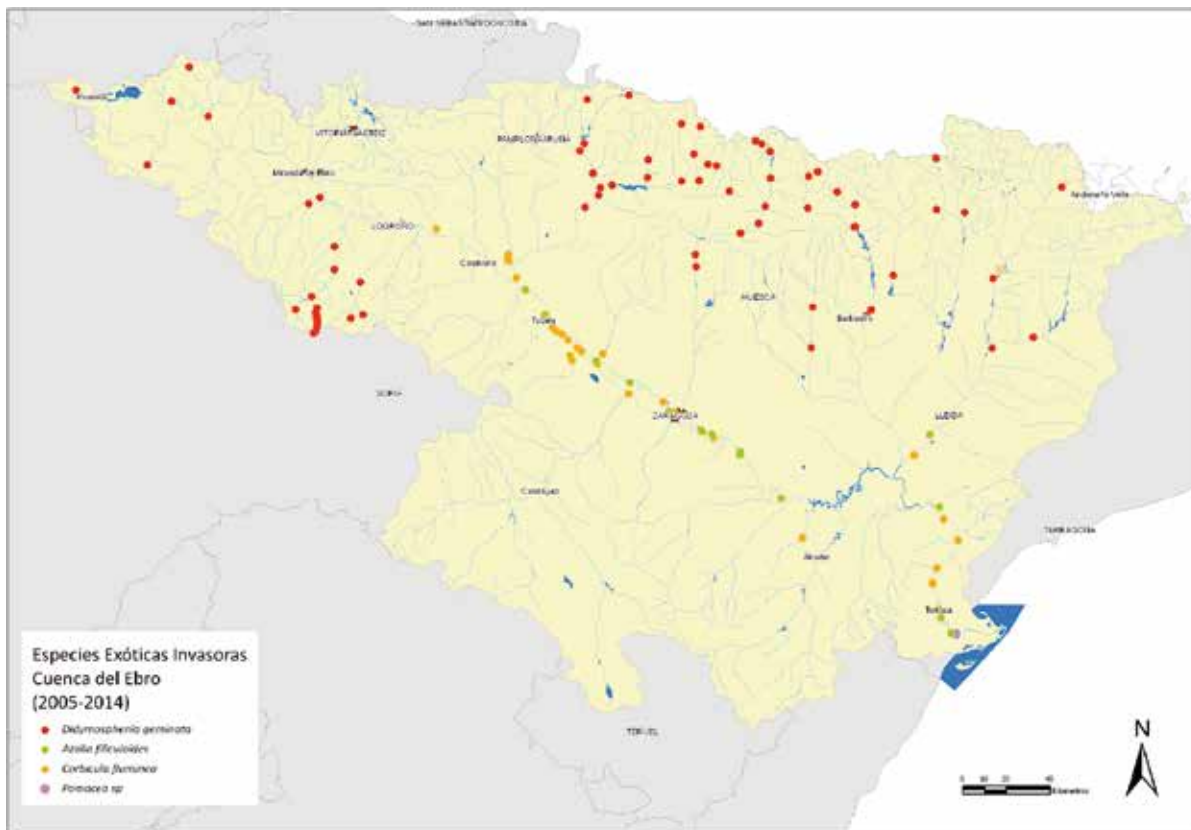


Figura 2. Mapa de las especies exóticas invasoras sobre las que se realiza seguimiento en la cuenca del Ebro. Periodo 2005-2014.



Figura 3. Mapa de presencia de mejillón cebra en la cuenca del Ebro (octubre 2014).

medio ambiente, estableciendo el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad, como parte del deber de conservar y del derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona.

Para el desarrollo del artículo 61.1 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad se publica, tras un intento previo, el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Esta herramienta legal permitirá luchar contra la continua introducción y proliferación de especies exóticas invasoras y con potencial invasor en los ecosistemas españoles. La Tabla 1 muestra las especies incluidas en el RD 630/2013 relacionadas con los ecosistemas acuáticos cuya posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos, de sus restos o propágulos, incluyendo el comercio exterior, están prohibidos. En dicha tabla se remarcan en azul las especies sobre las que se están desarrollando estrategias de gestión en la cuenca del Ebro, aunque siempre hay activado un sistema de vigilancia para una detección temprana del resto de especies presentes en el Catálogo. Esta

información se nutre también de los trabajos que llevan a cabo las nueve Comunidades Autónomas con territorio en la cuenca del Ebro.

A nivel europeo y hasta el momento, en el ámbito de la política de aguas continentales, se contaba con la Directiva Marco del Agua que refleja que la presencia de especies exóticas invasoras en las Demarcaciones Hidrográficas pone en riesgo el cumplimiento de los objetivos medioambientales establecidos en su artículo 4. Recientemente se ha publicado en el Diario Oficial de la Unión Europea el Reglamento nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras que entrará en vigor el 1 de enero de 2015. Este Reglamento establece normas para prevenir, reducir al máximo y mitigar los efectos adversos de las Reglamento nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras sobre la biodiversidad y los servicios asociados de los ecosistemas, y sobre la salud de las personas y la seguridad, así como para reducir sus consecuencias sociales y económicas.

**Tabla 1.- EEI del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (RD 630/2013) asociadas a ecosistemas acuáticos. Sombreado en azul, las especies sobre las que se están desarrollando estrategias de gestión en la cuenca del Ebro**

Especie	Ámbito de aplicación	Nombre común
<b>Algas</b>		
<i>Didymosphenia geminata</i> ((Lyngbye) M. Schmidt, 1899)		Didymo o moco de roca
<b>Flora</b>		
<i>Arundo donax</i> L.	Canarias	Caña, cañavera, bardiza, caña silvestre
<i>Azolla</i> spp.		Azolla
<i>Cabomba caroliniana</i> Gray		Ortiga acuática
<i>Egeria densa</i> Planch.		Elodea densa
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms		Jacinto de agua, camalote
<i>Elodea canadensis</i> Michx.		Broza del Canadá, peste de agua
<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John		Broza del Canadá, peste de agua
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.		Redondita de agua
<i>Ludwigia</i> spp.(excepto <i>L. palustris</i> (L.) Elliott)		Duraznillo de agua
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc		
<i>Pistia stratiotes</i> L. Royle		Lechuga de agua
<i>Salvinia</i> spp.		Salvinia
<b>Invertebrados no artrópodos</b>		
<i>Achatina fulica</i> (Ferussac, 1821)		Caracol gigante africano
<i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834)		
<i>Corbicula fluminea</i> (Muller, 1774)		Almeja de río asiática
<i>Cordylophora caspia</i> (Pallas, 1771)		Hidroide esturiano
<i>Dreissena bugensis</i> Andrusov, 1897		Mejillón quagga
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)		Mejillón cebra
<i>Melanooides tuberculatus</i> (Muller, 1774)		Caracol trompeta
<i>Mytilopsis leucophaeata</i> (Conrad, 1831)		Mejillón de agua salobre
Familia Ampullariidae (J.E. Gray 1824)		Caracoles manzana y otros
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J.E.Gray, 1853)		Caracol del cieno
<i>Limnoperna securis</i> (Lamarck, 1819)		Mejillón pequeño marrón
<b>Crustáceos</b>		
<i>Cherax destructor</i> (Clark, 1936)		Yabbie
<i>Dikerogammarus villosus</i> (Sowinsky, 1894)		
<i>Eriocheir sinensis</i> (Milne-Edwards, 1853)		Cangrejo chino
<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817)		Cangrejo de los canales
<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana, 1852)		Cangrejo señal, cangrejo de California
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)		Cangrejo rojo, cangrejo americano
<i>Triops longicaudatus</i> (Le Conte, 1846)		
<b>Peces</b>		
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)		Alburno
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)		Pez gato negro
<i>Channa</i> spp.		Pez Cabeza de Serpiente del norte
<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)		Lucio
<i>Fundulus heteroclitus</i> (Linnaeus, 1766)		Fúndulo, Pez momia
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)		Chanchito
<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)		Gambusia
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)		Pez gato punteado, bagre de canal
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)		Percasol, pez sol
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)		Perca americana
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)		Dojo
<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)		Perca de río
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846)		Pseudorasbora
<i>Pterois volitans</i> (Linnaeus, 1758)		Pez escorpión, pez león.
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)		Rutilo
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchell, 1815)		Salvelino
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)		Lucioperca
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)		Gardí
<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)		Siluro
<b>Anfibios</b>		
<i>Bufo marinus</i> (Linnaeus, 1758) = <i>Rhinella marina</i>		Sapo marino
<i>Duttaphrynus melanostictus</i> (Schneider, 1799)		Sapo común asiático
<i>Lithobates</i> (= <i>Rana</i> ) <i>catesbeianus</i> (Shaw, 1802)		Rana toro
<i>Xenopus laevis</i> (Daudin, 1802)		Rana de uñas africana
<b>Reptiles</b>		
<i>Trachemys scripta</i> (Schoepff, 1792)		Galápago americano o de Florida
<b>Mamíferos</b>		
<i>Mustela</i> (Neovison) <i>vison</i> (Schreber, 1777)		Visón americano
<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)		Coipú
<i>Ondatra zibethicus</i> (Linnaeus, 1766)		Rata azmilclera
<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)		Mapache



## Competencias en materia de especies

Las competencias en materia de gestión de especies del medio acuático continental son de ámbito autonómico. Las Comunidades Autónomas tienen atribuidas competencias que inciden en las EEI de manera directa.

No obstante, cuando la gestión del Dominio Público Hidráulico corresponde al Estado, se deben establecer mecanismos de colaboración y cooperación interadministrativa. Las especies invasoras no se detienen en las fronteras territoriales, por eso es necesario coordinar los esfuerzos entre todas las Administraciones.

La Confederación Hidrográfica del Ebro, así como el resto de Confederaciones, se han ido involucrando en este problema, debido, principalmente, a la influencia que tienen sobre el estado ecológico de las masas de agua. Las especies exóticas invasoras acuáticas se consideran presiones que alteran los ecosistemas naturales, siendo competencia de los Organismos de cuenca velar por el estado ecológico de las masas de agua superficiales y por ende, luchar contra estas especies.

Además, las Confederaciones comprenden en su marco competencial gestionar y regular la utilización de las aguas del Dominio Público Hidráulico con fines de navegación (artículos 51.a y 78 del Texto Refundido de la Ley de Aguas, en la redacción que le da la Ley 25/2009, de 22 de diciembre). Siendo la navegación una de las principales vías de traslado de especies exóticas invasoras, los Organismos de cuenca pueden gestionar medidas para evitar el avance y dispersión de estas especies mediante la modificación y adaptación de la normativa que rige el ejercicio de la navegación y la flotación.

La CHE, con motivo de la aparición y expansión del mejillón cebra en la cuenca del Ebro, modificó en 2002 y 2007 las normas de navegación de la cuenca y estableció una nueva clasificación de los embalses navegables con la finalidad principal de confinar la navegación en aquellas masas de agua con presencia

de la especie (Resolución de 24 de septiembre de 2002 de la Confederación Hidrográfica del Ebro y Resolución de 15 de mayo de 2007, de la Confederación Hidrográfica del Ebro). El confinamiento de embarcaciones significa que el declarante que quiera navegar en un embalse afectado por mejillón cebra, solo podrá navegar en dicho embalse y únicamente durante el periodo declarado, con el fin de evitar la dispersión de la especie a otras masas de agua. Si quisiera cambiar de embalse, deberá anular su declaración, enviando el ticket que justifique la limpieza de la embarcación y solicitar una nueva declaración responsable.

En 2014, en coordinación con otras administraciones competentes, la CHE ha confinado la navegación en el tramo Bajo del río Ebro, desde la descarga de la central eléctrica de Flix (Tarragona) hasta el puente del Estado en Tortosa (Tarragona) con el fin de evitar la dispersión del dañino caracol manzana, localizado hasta el momento en los arrozales y Delta del Ebro.

## VÍAS DE DISPERSIÓN COMPROBADAS

Las vías de dispersión de las especies invasoras son variadas y de origen diverso (antrópico y natural), lo que permite que algunas de ellas puedan y deban ser controladas desde los organismos de gestión. Entre los vectores de dispersión del mejillón cebra se encuentra la navegación recreativa, la pesca deportiva, los trasvases de agua a pequeña y gran escala y cualquier actividad que implique movimiento de aguas de una masa a otra (Minchin, D., 2003).

En respuesta a las dudas planteadas por algunos colectivos sobre la capacidad de dispersión de larvas de mejillón cebra a través de actividades recreativas, la Confederación ha dirigido y realizado varios estudios para comprobar la capacidad de dispersión de algunos vectores de traslado y para que las medidas de gestión que se apliquen estén avaladas científicamente. De esta manera se han realizado varios trabajos sobre la influencia de las piraguas y sus accesorios en la dispersión de EEI, así como material utili-

zado para el ejercicio de la pesca recreativa y el papel de las aves acuáticas migratorias.

### Piragüismo

El análisis de la práctica del piragüismo y accesorios asociados a dicha actividad como vectores de traslado de larvas de mejillón cebra evidencia que esta actividad recreativa es un vector activo en la propagación de esta especie invasora, si bien no el más peligroso.

El estudio se llevó a cabo en 2010 sobre diferentes tipos de piraguas y sus complementos (CHE, 2010). Se introdujeron en aguas afectadas por mejillón cebra y se trasladaron en la bota de un coche. Una vez finalizado el trayecto se analizó la supervivencia de las larvas. El estudio se llevó a cabo en dos fases. En la primera, se utilizaron dos equipamientos completos formados por la embarcación ligera propiamente dicha y los accesorios para la práctica del piragüismo deportivo y recreativo en aguas tranquilas: piragua, pala, cubrebañeras, calzado, guantes, chaleco salvavidas, traje de neopreno, cuerda o cincha. De cada elemento se escogieron dos modelos de materiales diferentes, ambos de uso habitual y que se pueden encontrar con facilidad en el mercado (Figura 4).

Los resultados indicaron que las embarcaciones muestran un mayor grado de contaminación que el resto de los complementos asociados utilizados. En los siete muestreos realizados se detectaron larvas de *D. polymorpha* en las aguas de lavado de las embarcaciones, y presentaron, además, el mayor número de larvas (15,93 lar-

vas de media) en comparación con el resto de indumentaria y complementos, que mostraron diversos grados de contaminación. Entre ellos, los elementos más contaminados fueron 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) (Figura 5).

En la segunda fase del estudio se volvieron a realizar siete campañas de muestreo. En este caso se utilizaron tres tipos de embarcación ligera y tres tipos de cada uno de los accesorios estudiados: chaleco salvavidas, calzado, cubrebañeras, palas y trajes de neopreno. El principal objetivo de este estudio era reproducir unas condiciones de transporte ordinarias de todos estos elementos, tras permanecer una hora siendo utilizados en el embalse de Ribarroja, para determinar si las larvas sobrevivían al final del recorrido, al llegar al lugar de almacenamiento del material hasta su próximo uso.

Se puede concluir que las larvas 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 (CHE, 2011). 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.

Si bien se desconoce el número de larvas que es necesario introducir en una masa de agua libre de la especie para que una nueva población se



Figura 4. Equipación asociada a la práctica del piragüismo objeto de análisis.



Figura 5. Los elementos más contaminados fueron los trajes de neopreno y los chalecos.

desarrolle y establezca, el gran número de navegantes y su facilidad de desplazamiento aumentan las posibilidades de traslado del estadio larvario de esta invasora.

### Pesca deportiva y aves acuáticas

En cuanto al papel de la pesca deportiva en la capacidad de distribución de *Dreissena polymorpha*, la Diputación Foral de Álava realizó en 2009 un estudio en colaboración con la CHE con distintos materiales utilizados en la práctica de la pesca (Asensio, R. y Carreras, J., 2009). Para ello se evaluaron tres grupos principales de artilugios: aquellos dotados de red (retel cangrejero y rejón para el mantenimiento de peces vivos), botas y vadeadores y por último, los aparejos diseñados para la pesca a cebo. Los resultados mostraron que todos los elementos pueden transportar larvas de mejillón cebra adheridas, en mayor o menor grado, excepto los propios aparejos de la caña (flotador, plomada, sedal y anzuelo). Una de las conclusiones que se podrían derivar de este estudio, a falta de más pruebas que ratificaran estos resultados, es que la pesca desde orilla, en la que los únicos elementos en contacto con el agua fueran los propios de un aparejo de pesca, no supondría un grave riesgo en la transmisión de esta invasora a otras aguas. Este estudio sirvió para que la Diputación Foral de Álava estableciera que la única modalidad de pesca permitida en aguas afectadas por mejillón cebra en su territorio, fuera la pesca desde orilla y con la caña de pescar como único utensilio admitido.

Respecto a la influencia de las aves acuáticas en la capacidad de dispersión del mejillón cebra, la CHE realizó un trabajo de investigación en colaboración con la Universidad de Zaragoza y la Universidad de Évora en 2013. Los vectores de dispersión evaluados fueron anátidas de la especie *Anas platyrhynchos* y dos materiales asociados a la práctica de la pesca (vadeadores y nasas). Los objetivos de la investigación se centraron en el estudio de la capacidad de adhesión de las larvas de mejillón cebra a estos vectores (el plumaje de las anátidas y el material de pesca) y el estudio y comparación de la tasa de

supervivencia de las larvas adheridas durante el desplazamiento habitual de estas aves y el almacenamiento normal de los aparejos de pesca, que pueden contribuir al transporte de larvas a escala local.

El análisis de los datos indica que las larvas son capaces de adherirse a los tres vectores de estudio, si bien el número medio de larvas adheridas a los vectores de pesca fue más del doble que los valores encontrados para los patos. También se obtuvo que los vectores estudiados pueden contribuir al transporte de larvas de mejillón cebra entre masas de agua cercanas, aunque el riesgo de dispersión por vectores de pesca es muy superior al detectado para *Anas platyrhynchos* (Artículo In Press).

Como consecuencia de estas investigaciones, el Organismo de cuenca sigue destacando la importancia de desinfectar cualquier tipo de embarcación y elementos o equipos en contacto con agua, sobre todo en masas de agua con presencia conocida de mejillón cebra o de otra especie invasora, para minimizar al máximo el riesgo de dispersión de las mismas.

### VALORACIÓN ECONÓMICA

Se hace necesaria una valoración de los costes que supone la llegada y establecimiento de una especie invasora ya que, en numerosas ocasiones, es la única llamada de atención captada por ciertos sectores de la sociedad. Sin embargo, a pesar de la gravedad de las consecuencias que pueden llegar a tener estas invasiones, las valoraciones económicas en torno a esta problemática son escasas y aún menor, el número de estudios disponibles en la literatura económica especializada (Born *et al.*, 2005; Pimentel *et al.*, 2005; Lovell *et al.*, 2006; Binimelis *et al.*, 2007).

Acerca del mejillón cebra y otras invasoras, se han desarrollado estudios del impacto económico que su presencia está ocasionando, pero no existen trabajos definitivos que puedan valorar con rigor científico la presencia de estas especies en el medio acuático.



En la cuenca del Ebro, con la finalidad de evaluar el coste económico que la plaga del mejillón cebra estaba suponiendo para la sociedad, se realizó una primera valoración económica en el periodo 2001-2005 para el Bajo Ebro, zona afectada por el molusco en ese momento. Del resultado de dicho análisis se constató que el montante de los costes totales durante los cinco años en dicha área ascendía a 2 680 325 euros, con una tendencia creciente de año a año (CHE, 2005). El avance de la invasión a otras cuencas secundarias del Ebro provocó la necesidad de reevaluar los costes invertidos por la afección de nuevos agentes sociales en los años posteriores de 2005 a 2009 (Durán, C., 2012). En los nueve años transcurridos desde que se detectó el mejillón cebra, el gasto en control y prevención de los distintos usuarios afectados se multiplicó, alcanzando un total de 13,7 millones de euros. Además, el ritmo de crecimiento del gasto fue mucho más elevado en el periodo 2005-09 que en el anterior 2001-05, como se recoge en la Figura 6.

En la cuenca del Guadiana, la especie que más presupuesto está acaparando es el camalote o jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), planta in-

vasora muy utilizada con fines ornamentales en estanques. Está actualmente presente en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras y es la planta que más amenaza la biodiversidad acuática en la Península Ibérica. En el año 2008 un estudio recoge que la inversión por parte de la Confederación Hidrográfica del Guadiana hasta ese momento era aproximadamente de 8 millones de euros (Ruiz, T., 2008), si bien se sabe que esa cifra ha aumentado considerablemente hasta alcanzar los 20 millones en la actualidad.

### IMPORTANCIA DE LA DIVULGACIÓN

Todas las medidas de gestión llevadas a cabo en torno a la problemática de las invasoras no sirven de mucho si no hay una concienciación de toda la población. Durante estos años de trabajo se ha percibido la falta de conocimiento que existe en la sociedad sobre la problemática de las especies invasoras y mayor todavía cuando se trata del ámbito de las aguas continentales. Es por ello que se considera fundamental el papel de la divulgación a todos los niveles y a todos los públicos.

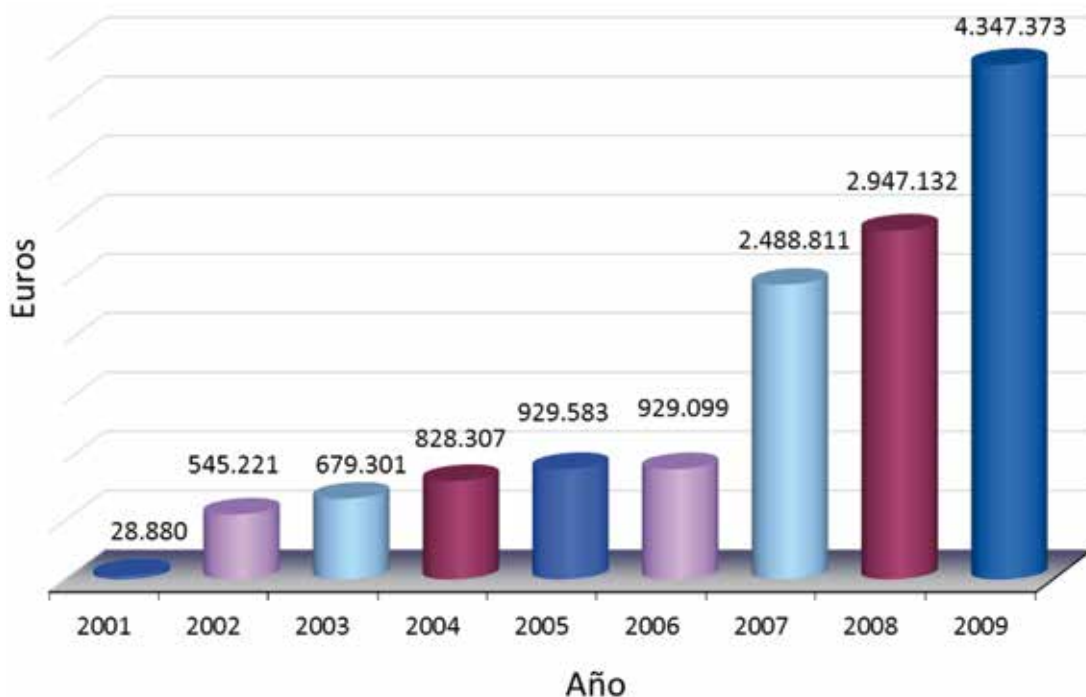


Figura 6. Evolución del coste total anual de la invasión del mejillón cebra para todos los usuarios de la cuenca del Ebro (2001-2009).

Un primer paso ha sido tratar de integrar a la población en este problema y hacerles ver que con la pérdida de diversidad y con los daños generados por estas especies, todos somos los afectados. Con esta finalidad, se ha llevado a cabo

una intensa labor informativa editando diversos materiales de divulgación dirigidos a un público variado, entre los que destacan niños y jóvenes, formadores, usuarios socioeconómicos afectados por la plaga y usuarios lúdicos del medio acuá-



Figura 7. Cuento de educación primaria, folleto divulgativo sobre EEI de aguas continentales, carteles informativos en campo.

tico. Se han realizado trípticos, material escolar, cartelería en campo, manuales informativos, etc. (Figura 7). Para llegar a la población en general, que esporádicamente puede ser vector de esta plaga o que puede hacer difusión del problema, se han organizado charlas y jornadas conjuntamente con la distribución de folletos divulgativos y DVD explicativos. Además, se ha contado en todo momento con apoyo de la divulgación a través de la prensa y radio por medio de noticias publicadas por el Organismo de cuenca. Todo el material divulgativo y los estudios realizados por la CHE están disponibles en su página web ([www.chebro.es](http://www.chebro.es)).

También se considera de vital importancia que exista una buena comunicación entre la comunidad científica y los organismos de gestión, ya que la primera establece una base de conocimientos apropiada sobre la que se sustentan las decisiones de dichos organismos. En consecuencia, la CHE participa en numerosos congresos y jornadas de carácter nacional e internacional donde se intercambian conocimientos e ideas que dan nuevas visiones a la gestión de esta problemática.

Otra prueba de la importancia que la presencia de las especies acuáticas está provocando en la gestión, es el aumento de proyectos europeos relacionados con este campo de investigación. Desde 1992, la Unión Europea ha invertido más de 38 millones de euros a través del programa LIFE para apoyar más de 180 proyectos que tratan la realidad y las consecuencias de las especies exóticas invasoras en nuestros ecosistemas (Natura 2000, 2008).

Por todo esto, el “lema” que la CHE utiliza para la prevención y control de las EEI acuáticas está siendo: “NO a las especies invasoras, proteger nuestro ríos es cosa de todos. COLABORA. Tu ayuda es importante”. ❀

## BIBLIOGRAFÍA

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

- Born, W., Rauschmayer, F., Brauer, I.: Economic evaluation of biological invasions - a survey. *Ecol. Econ.*, 55: 321-336. 2005.
- Binimelis, R., Born, W., Monterroso, I., Rodríguez-Labajos B.: Socioeconomic impacts and assessment of biological invasions. In: *Biological Invasions. Ecological Studies*. N. Nentwig (eds.): 331-348. Berlin. 2007.
- CHE: Valoración económica de la invasión del mejillón cebrá en la cuenca del Ebro. Informe interno. 2005. Accesible a través de: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=28341>
- CHE: El piragüismo como posible vector de dispersión del mejillón cebrá. Informe interno. 2010. Accesible a través de: <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. Informe interno. 2011. Accesible a través de: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=28341&idMenu=4080>.
- Directiva Marco del Agua. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo 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.
- Durán, C., Lanao, M., Pérez y Pérez, L., Chica C., Anadón A., Touya, V.: Estimación de los costes de la invasión del mejillón cebrá en la cuenca del Ebro (periodo 2005-2009). *Limnética*, 31 (2): 213-230. 2012.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Estrategia Nacional para el Control del Mejillón Cebrá en España. 2007.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE nº 299 de 14/12/2007).
- 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.
- Lovell, S.J., Stone, S.F., Fernández, L.: The economic impact of aquatic invasive species: a review of the literature. *Agric. Res. Econ. Rev.*, 35: 195-208. 2006.
- Minchin, D., Maguire, C., Rosell, R.: The Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas) invades Ireland: human mediated vectors and the potential for rapid intranational dispersal. *Biology and Environment: proceedings of the Royal Irish Academy* 103, 23-30. 2003.
- Pimentel, D., Zúñiga, R., Morrison, D.: Update on the environmental and economic cost associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273-288. 2005.
- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.
- Reglamento nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.
- Resolución de 24 de septiembre de 2002, de la Confederación Hidrográfica del Ebro, sobre normas para la navegación en los embalses de Mequinenza, Ribarroja y Flix, tramos inferior del río Ebro por la aparición del mejillón cebrá.
- Resolución de 15 de mayo de 2007, de la Confederación Hidrográfica del Ebro, sobre modificación de las normas de navegación con motivo de la expansión del mejillón cebrá y nueva clasificación de embalses de la cuenca del Ebro.
- Ruiz, T., Martín, E., Lorenzo, G., Albano, E., Morán, R., Manuel, J.: The Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions*, Volume 3, Issue 1: 42-53. 2008.



# El cangrejo señal y el declive de las poblaciones de cangrejo autóctono

Paloma Alcorlo Pagés<sup>1</sup> y Javier Diéguez-Uribeondo<sup>2</sup>,\*

1. Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid

2. Departamento Micología. Real Jardín Botánico-CSIC

\* Autor corresponsal

Los cangrejos de río forman un grupo monofilético, es decir que proceden de un antepasado común, y están directamente emparentados con los bogavantes Nephropoidea Dana (Crandall *et al.*, 2000; Gherardi *et al.*, 2010). Se trata de un grupo de organismos muy antiguo, que se remontan al Triásico con un origen en Pangea, como demuestran sus registros fósiles (Hasiotis y Mitchell, 1993).

El término cangrejo de río hace referencia a un grupo increíblemente diverso –más de 600 especies– de crustáceos acuáticos que se distribuyen prácticamente a lo largo de todo el mundo (Crandall y Buhay, 2008; Gherardi *et al.*, 2010). Aunque la taxonomía de cangrejos de río está bastante bien resuelta, existen todavía pequeños debates sobre la separación de algunas especies y los caracteres que las definen (Starobogatov, 1995). Existen dos centros de diversidad de estas especies, uno de ellos al sur de la cadena montañosa de los Apalaches en el sur de los Estados Unidos, y un segundo en el sureste de Australia (Crandall y Buhay, 2008).

Las especies de cangrejo de río se engloban en dos superfamilias llamadas: Astacoidea y Parastacoidea. Las especies de la superfamilia Astacoidea que comprende las familias

Astacidae and Cambaridae (cf. Hobbs, 1989; Crandall y Buhay, 2008) se distribuyen en el hemisferio norte, mientras que la superfamilia Parastacoidea está compuesta de una sola familia (Parastacidae), cuyas especies se encuentran distribuidas desde Madagascar, Sudamérica, hasta Australasia (Crandall y Buhay, 2008). Sin embargo, ninguna especie de cangrejo de río se encuentra distribuida de forma natural ni en el África continental, el subcontinente de la India, la Antártida, ni en la mayor parte de Asia.

La diversidad de cangrejos de río se encuentra actualmente gravemente amenazada debido a factores antropogénicos como la degradación y la pérdida de hábitats, la sobrepesca, la contaminación, y los efectos negativos de la introducción de especies invasoras. Así pues, se encuentran amenazadas todas las especies europeas y más de un 50% de las especies americanas. (Taylor *et al.*, 1996). Desde el siglo XIX y principalmente en las últimas cuatro décadas, la distribución original del cangrejo de río ha sido dramáticamente alterada debido a la translocación masiva de especies fuera de su rango de hábitat natural debido a la acción del ser humano, y la posterior dispersión de algunas especies introducidas, algunas de ellas de claro

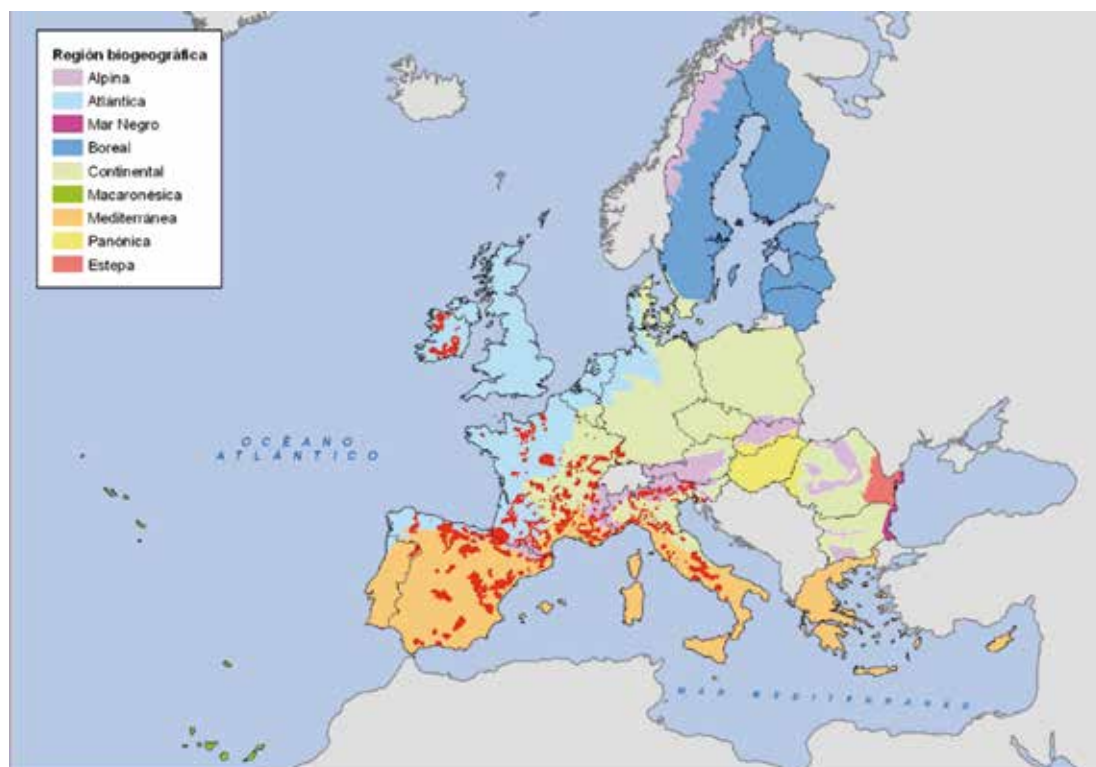


Figura 1. Distribución de espacios de la Red Natura 2000 con presencia de *Austropotamobius pallipes*. Fuente: Alonso, 2012.

carácter invasor (Lodge *et al.*, 2000, Gherardi *et al.*, 2011).

## LAS ESPECIES EUROPEAS

Existen en Europa 5 especies de cangrejo de río autóctonas: *Astacus astacus*, *Astacus leptodactylus*, *Astacus pachypus*, *Austropotamobius pallipes*, *Austropotamobius torrentium* (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Estas especies parecen representar complejos que engloban numerosas especies crípticas, estos complejos representan las unidades de conservación y son los aceptados para su manejo y gestión. Las especies del género *Austropotamobius* se distribuyen en el oeste, centro y sur de Europa, mientras que las del género *Astacus* lo hacen en el norte y este.

### El género *Austropotamobius*

El área de distribución del género *Austropotamobius* abarca desde el sur de la Península Ibérica hasta los Balcanes y las Islas Británicas (Figura 1). Tradicionalmente en este género se

han incluido dos especies, *A. pallipes* (cangrejo de patas blancas) y *A. torrentium* (cangrejo de los torrentes) aunque actualmente su taxonomía y filogenia están en revisión debido a los datos aportados por los análisis de marcadores moleculares, y probablemente se definan varias subespecies diferentes nuevas.

***Austropotamobius pallipes*** (Lereboullet, 1858) es tradicionalmente conocido en España como “cangrejo común”. Es una especie que no suele sobrepasar los 10 cm de longitud. Presenta una coloración variable, dependiendo del entorno, generalmente pardo verdosa. Se identifica por la base blanca de las pinzas. Las suturas longitudinales del caparazón se encuentran separadas y con espinas en ambas caras de la zona apical del dorso del cefalotórax, detrás del surco cervical. Presenta una sola cresta postorbital (Figura 2).

Se distribuye por el centro y sur de Europa abarcando el arco mediterráneo occidental, desde el sur de España hasta los Balcanes y las Islas Británicas. Aparece en Bosnia, Croacia,



Figura 2. Ejemplar de *Austropotamobius pallipes*. Foto: Josu Antón y Javier Diéguez-Urbeondo.

Eslovenia, Italia, Suiza, Francia, Alemania, Irlanda, Inglaterra, España (Galindo *et al.*, 2014) y, hasta hace pocos años en Portugal, donde parece haber desaparecido.

## INTRODUCCIÓN DE ESPECIES INVASORAS DE CANGREJOS DE RÍO

A finales del siglo XIX tuvo lugar la primera translocación conocida de una especie de cangrejo de río alóctono en Europa (*i.e.*, *Orconectes limosus*), procedente de Norteamérica e introducida en Alemania, Polonia y Francia. Esta especie, desde entonces se encuentra distribuida en casi toda Europa norte y central (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Curiosamente su introducción coincide con los primeros brotes de la enfermedad de cangrejos conocida como afanomicosis “peste del cangrejo” y producida por el organismo zoospórico, *Aphanomyces astaci* (Rezinciuc *et al.*, 2015). La afanomicosis ha ocasionado una regresión dramática de las especies autóctonas europeas y la desaparición total en un gran número de áreas. Sin embargo,

la mayor oleada de introducciones de especies de cangrejo alóctono ocurrió a partir de 1969 con la explosión de la acuicultura, lo que produjo la introducción de dos nuevas especies adicionales: el cangrejo rojo, *Procambarus clarkii*, y el cangrejo señal, *Pacifastacus leniusculus*, y puntualmente de la especie australiana, *Cherax destructor* (Rezinciuc *et al.*, 2014, 2015). Estas dos especies americanas mencionadas son portadoras crónicas del organismo causante de la afanomicosis (Diéguez-Urbeondo y Söderhäll, 1993; Diéguez-Urbeondo, 2006; Rezinciuc *et al.*, 2015) y su distribución ha representado, no solamente la introducción de la enfermedad, sino además la creación de áreas crónicamente infectadas allá donde se han naturalizado.

Tanto el cangrejo rojo como el señal son posiblemente dos de las especies más representativas de las hoy llamadas especies invasoras. El cangrejo rojo se ha introducido en prácticamente todos los continentes: África, cuyo ejemplo más devastador es Kenia), Asia (donde China es hoy en día el principal productor de esta especie), Suramérica, y Europa (donde España es uno de los mayores productores mundiales). Por su parte, el cangrejo señal igualmente se encuentra ampliamente distribuido en Europa, y en Asia (especialmente en Japón donde amenaza directamente a las poblaciones endémicas de *Cambaroides japonicus*).

## EL CANGREJO SEÑAL

*Pacifastacus leniusculus* Dana, tradicionalmente conocido como “cangrejo señal”, es originario de Norteamérica, y es el único género que pertenece a la familia Astacidae. Su rango de distribución natural se encuentra en el noroeste de Norteamérica en Canadá, Washington, Oregón y California (Gherardi *et al.*, 2010). Es una especie también de coloración variable, preferentemente de color castaño con tonos azulados en ejemplares grandes y cuya característica más distintiva es la mancha blanca en el dorso de sus pinzas, que causa su denominación. Además poseen suturas longitudinales del caparazón separadas a diferencia del



cangrejo rojo en el cual se encuentran solapadas (Figura 3).

La introducción del cangrejo señal en Europa fue realizada por primera vez en Suecia en 1969 procedentes de California (Lodge *et al.*, 2000 a) y fue rápidamente introducida en otros muchos países europeos en los años ochenta (1980). Actualmente, está ampliamente introducido en Europa y es la principal causa de regresión de las especies autóctonas. La mayoría de estas introducciones han representado nuevos focos de dispersión, y hoy se puede encontrar en gran parte del continente europeo y algunas islas.

#### EL CANGREJO SEÑAL Y LA INTERACCIÓN CON CANGREJO AUTÓCTONO: LA AFANOMICOSIS

Existen muy pocos casos en donde se haya detectado que coexistan ejemplares de cangrejo autóctono y cangrejo señales. En algunos casos descritos en Escandinavia de coexistencia de cangrejo noble, *A. astacus*, y cangrejo señal, se ha observado que el cangrejo señal desplaza a la especie autóctona, principalmente por competencia reproductiva. Sin embargo, estas casos son anecdóticos, y representan, en general, situaciones temporales antes de que la enfermedad se acabe transmitiendo a las ejemplares autóctonos (Diéguez-Urbeondo, 2006).

Los cangrejos norteamericanos americanos, en contraste con el resto de especies, presentan gran resistencia a la enfermedad ya que conviven con ella de manera casi simbiótica, mientras que el resto de especies del mundo son altamente susceptibles. Así pues, la introducción del cangrejo señal representó la introducción de la “afanomicosis” o “peste del cangrejo”, endémica de Norteamérica, que infecta la cutícula produciendo e invadiendo la cavidad corporal (Rezinciuc *et al.*, 2015). Se cree que el agente responsable de esta enfermedad fue introducido por vez primera en Europa alrededor de 1860, a través de cangrejos *O. limosus* importados a Italia desde Norteamérica (Rezinciuc *et al.*, 2015), y desde entonces ha exterminado



numerosas poblaciones (Gherardi *et al.*, 2012; Rezinciuc *et al.*, 2015). España y Portugal quedaron curiosamente fuera del área de distribución de la afanomicosis hasta tiempos recientes, debido a que la introducción de cangrejos invasores americanos no se llevó a cabo hasta los años 70 (Diéguez-Urbeondo *et al.*, 1997 a; Alonso *et al.*, 2000 a, b).

Se sabe que al menos cuatro genotipos de *A. astaci* (Figura 4) han sido introducidas en Europa debido a las sucesivas introducciones de cangrejos americanos (*O. limosus*, *P. leniusculus* y *P. clarkii*) en aguas europeas (Rezinciuc *et al.*,

Figura 3. Cangrejo señal con manchas características en las pinzas (Javier Diéguez-Urbeondo y Josu Antón).

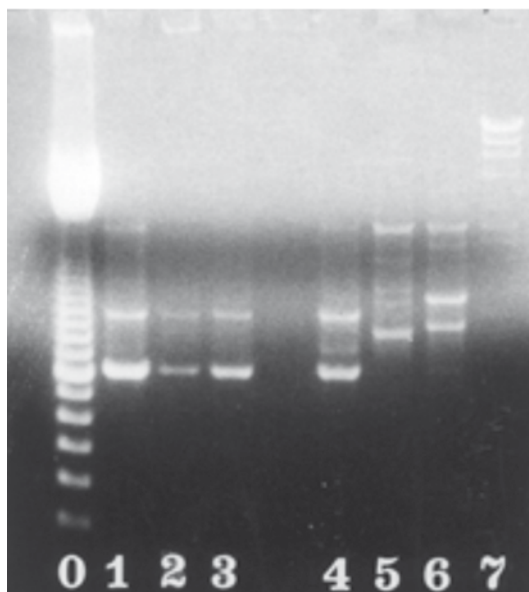


Figura 4. Diversidad genética de *Aphanomyces astaci*: esta caracterización molecular ayuda a detectar el origen de la afanomicosis y por tanto el cangrejo invasor del que procede.

Gel de agarosa con perfil de bandas característico de cada grupo de cepas del hongo causante de la "peste del cangrejo": (0) Marcadores, (1, 2 y 3) Cangrejo autóctono de la cuenca del Nervión, (4) Grupo B-cangrejo señal, (5) Grupo D-cangrejo rojo, (6) Grupo A-cepa antigua, y (7) Marcador Hind III. En la fotografía se observa cómo las bandas producidas por 1, 2 y 3 se corresponden con la del grupo B-cangrejo señal (columna 4) (Tomado de Diéguez-Urbeondo & Temiño 1998).

2015). Estas introducciones han dado lugar a nuevas manifestaciones epizooticas en las poblaciones europeas de cangrejos (Huang *et al.*, 1994; Diéguez-Urbeondo *et al.*, 1995; Lilley *et al.*, 1997; Oidtmann *et al.*, 1997; Diéguez-Urbeondo y Temiño, 1998; Venneström *et al.*, 1998; Diéguez-Urbeondo y Söderhäll, 1999; Reziniciuc *et al.*, 2014).

En Europa existen, al menos, cuatro grupos de cepas de este hongo. Un grupo de cepas (grupo "A") aisladas de brotes surgidos en poblaciones de las especies autóctonas *Astacus astacus*, y *Astacus leptodactylus*. Otro grupo de cepas (grupo "B") aisladas de ejemplares de la especie *Pacifastacus leniusculus* importados de EEUU y de brotes aparecidos en poblaciones de las especies autóctonas *A. astacus* y *Austropotamobius pallipes*, un tercer grupo "D" aislado de ejemplares de la especie *Procambarus clarkii* procedentes de España, y de brotes aparecidos en poblaciones de las especies autóctonas *A.*

*pallipes*, y un grupo E detectado en poblaciones de *Orconectes limosus* europeas. Se ha observado que la mayor parte de los nuevos casos de peste examinados en Suecia, Finlandia, Alemania, Reino Unido y España han sido originados por cepas del grupo "B", es decir, originarias del cangrejo señal. (Diéguez-Urbeondo *et al.*, 1997, Diéguez-Urbeondo y Temiño, 1998, Diéguez-Urbeondo 1998).

La plaga del cangrejo redujo la producción de cangrejos autóctonos (*A. astacus*) hasta en un 90 % en algunos países, tales como Noruega, Suecia, Alemania, España y Turquía. En Suecia, se exportaban 90 toneladas en 1908 (de un total de 200 toneladas capturadas) mientras que en 1910 esa cifra descendió a 30 toneladas. En Finlandia, las exportaciones de *A. astacus* declinaron de 16 millones en 1890 a 2 millones en 1910. Cuando la plaga del cangrejo se extendió a Turquía en la década de los ochenta, las capturas anuales de *A. leptodactylus* pasaron de 7000 a 2000 toneladas lo que supuso la desaparición de las exportaciones de Turquía al resto de Europa occidental. En este contexto y debido a la continua reducción de la densidad y área de distribución de las especies europeas de cangrejos de aguas continentales frente a una constante y fuerte demanda en los mercados de este producto, hizo que se planteara erróneamente en muchos países europeos la posibilidad de introducir en sus aguas especies americanas con mayor resistencia a la afanomicosis y con fines únicamente comerciales. Los mercados europeos pasaron a abastecerse con cangrejo de río americano de la especie *P. clarkii* procedente de Louisiana, su área natural de distribución, y posteriormente de poblaciones introducidas realizadas en España y China, para satisfacer una demanda anual de 10 000 toneladas (Lodge *et al.*, 2000). Lamentablemente la introducción de estas y otras especies como el cangrejo señal con fines recreativos, no solamente ha supuesto la disminución de las especies de cangrejo autóctono, sino que además ha ocasionado números daños en el medio ambiente, agricultura y en el ecosistema que se ha visto totalmente alterado, especialmente los anfibios. El comercio *in vivo* ha representado y

sigue siendo un importante foco de dispersión de las especies invasoras.

### SITUACIÓN DEL CANGREJO AUTÓCTONO

Durante este siglo, las poblaciones de cangrejo europeo se han visto notablemente afectadas en su distribución geográfica (Figura 5) como consecuencia de la introducción de especies invasoras portadoras de la afanomicosis, y a la alteración de su hábitat. Al mismo tiempo que se producía esta regresión, ha tenido lugar una expansión progresiva de especies alóctonas invasoras de cangrejo de río: cangrejo señal y el cangrejo rojo). Estas especies invasoras colonizan fácil y rápidamente hábitats alterados dado que su estrategia ecológica es distinta a la especies europeas, y a que son portadoras del hongo causante de la “peste del cangrejo” o afanomicosis. Así pues, existen en Europa dos situaciones bien distintas para las diferentes especies de cangrejo de río: (1) una regresión de las especies autóctonas provocada por distintos factores citados anteriormente y (2) una expansión de las especies americanas introducidas favorecida por el deterioro de los hábitats y de su acción como portadora de enfermedades. La especie autóctona de cangrejo de río ha sufrido una fuerte y dramática regresión durante los últimos 40 años en la Península Ibérica.

### LA AFANOMICOSIS Y LAS ESTRATEGIAS DE MANEJO DEL CANGREJO DE RÍO

A menudo, a la hora de hablar sobre la situación del cangrejo de río, se hace referencia a la afanomicosis con un gran desconocimiento sobre la biología del hongo causante de esta enfermedad. Por ejemplo, es erróneo el afirmar que la “peste” pueda presentarse de forma crónica en las aguas ya que desaparece una vez eliminados los cangrejos, al ser el hongo causante de la misma un parásito obligado del cangrejo de río que solo se mantiene de forma crónica en los cangrejos portadores, es decir, en los cangrejos americanos (Diéguez-Urbeondo y Rueda, 1994; Rezinciuc *et al.*, 2015). No existen otros vectores ni portadores de la afanomicosis aparte de los propios cangrejos. Ello supone como consecuencia práctica que, una vez desaparecida una población autóctona debido a un brote de afanomicosis, esta población puede ser recuperada con garantías si no existen poblaciones de cangrejos americanos en sus cercanías (Diéguez-Urbeondo y Rueda, 1994). Este hecho ha sido constatado no solamente en experiencias realizadas en distintos países europeos como Suecia, Noruega, Finlandia, etc., en donde se han recuperado un número importante de poblaciones después de que ocurrieran brotes de “peste”, sino también en nuestro territorio (Diéguez-Urbeondo *et al.*, 1997 b; Diéguez-Urbeondo y Temiño, 1998;



Figura 5. Distribución del cangrejo autóctono, *Austropotamobius pallipes*, en 1964 y 2009 en la Península Ibérica. Los círculos negros representan la presencia de esta especie en cuadrículas 1:50 000 del Instituto Geográfico Nacional.



Diéguez-Uribeondo y Söderhäll, 1999; Alonso *et al.*, 2000 a, b).

En 1993 en Navarra, se iniciaron experiencias similares consistentes en efectuar ensayos de supervivencia de la especie autóctona en cursos de agua donde los cangrejos desaparecieron supuestamente debido a la afanomicosis (Diéguez-Uribeondo *et al.*, 1997 b; 1998; Diéguez-Uribeondo, 1996). Este estudio permitió seleccionar una serie de cursos de agua adecuados para la reintroducción y recuperación de la especie autóctona. Durante la ejecución de estos trabajos no se detectó ningún brote de afanomicosis y sí se puso de manifiesto que, en ciertos ríos, la reintroducción de cangrejo autóctono resulta inviable debido a las alteraciones del hábitat, donde los cangrejos se ven estresados y no sobreviven a la fase de muda. Este es un aspecto muy importante en relación al manejo de las poblaciones de cangrejo de río, ya que también las especies americanas pueden verse afectadas por el estrés derivado de un hábitat inapropiado. Por ello es necesario recordar una característica importante de la patobiología del hongo causante de la “peste” y es que las especies americanas no son, propiamente hablando, resistentes a la afanomicosis sino que presentan este patógeno de forma crónica siendo algunas especies especialmente sensibles en condiciones de estrés, como por ejemplo el cangrejo señal. Hasta la fecha se han constatado varias mortandades debidas a la afanomicosis en cangrejo señal en España (Diéguez-Uribeondo, sin publicar).

## PROPUESTAS Y ACTUACIONES

La situación en la Península Ibérica sigue siendo compleja y, hoy en día, tenemos bien representadas dos especies: la autóctona y dos especies americanas, además de algún punto donde se pueden encontrar la especie australiana, *Cherax destructor*. Los estudios epidemiológicos de la afanomicosis han permitido seleccionar aquellas poblaciones y ejemplares con un buen estado sanitario para llevar a cabo las traslocaciones de ejemplares a áreas potencial-

mente recuperables (Diéguez-Uribeondo *et al.*, 1997 a, b; Alonso *et al.*, 2000 a, b; Rezinciuc *et al.*, 2015). Para la determinación de estas áreas potenciales se seleccionaron un número de cuerpos de agua donde anteriormente el cangrejo autóctono había existido y que poseían las características adecuadas para la reintroducción de estos crustáceos: buena calidad de agua, buena vegetación de riberas, abundantes refugios, entre otras, y en estos puntos es donde se llevan a cabo durante, al menos dos años, los estudios epidemiológicos consistentes en la colocación de jaulas con cangrejos autóctonos. En aquellos tramos donde no se observa la incidencia de agentes patógenos o factores adversos para la vida de este crustáceo, es donde se realizan las reintroducciones con cangrejos procedentes de poblaciones productivas de la misma cuenca hidrográfica.

Hasta la fecha se han recuperado un gran número de poblaciones siguiendo este protocolo y se trabaja en gran número de ellos (Diéguez-Uribeondo 1996; Diéguez-Uribeondo *et al.*, 1997 a, b; Alonso *et al.*, 2000 a, b; Rezinciuc *et al.*, 2015). Por otro lado, tanto el cangrejo señal como el cangrejo rojo son de muy difícil erradicación y, por ejemplo, este último es hoy en día la especie de cangrejo más abundante en nuestros ríos. Su presencia resulta económicamente beneficiosa para algunos sectores, mientras que para los agricultores de arrozales y riberas de ríos, esta presencia se considera como indeseable y perjudicial (Rezinciuc *et al.*, 2015; Arce y Diéguez-Uribeondo *et al.*, 2015).

Si bien se han adoptado medidas para prevenir la expansión de las especies alóctonas quehan tenido buen resultado sobre el cangrejo rojo, *P. clarkii*, la extensión de las especies americanas se ha agravado debido a la falta de control sobre las poblaciones de cangrejo señal, cuya introducción ha eliminado enclaves idóneos para la recuperación y la conservación de la especie autóctona. En 1998 se comenzaron trabajos de delimitaron de áreas para la erradicación de estas poblaciones alóctonas incluidas dentro del área de cangrejo autóctono, así las estrategias (biocontrol o agentes selectivos) para la erra-

dicación de varias poblaciones de cangrejo señal y cangrejo australiano fueron estudiadas para su ejecución con el objetivo de reemplazarlas por poblaciones de cangrejo autóctono (Gherardi *et al.*, 2011; Rezinciuc *et al.*, 2015; Diéguez-Urbeondo, sin publicar).

## FUTURO DEL CANGREJO AUTÓCTONO

Dentro de la Península Ibérica, el cangrejo autóctono representa uno de los casos más dramáticos de regresión faunística. En muy poco tiempo, prácticamente en la década de los años ochenta, los cangrejos pasaron de ser un elemento de la fauna muy abundante en los cauces ibéricos a estar seriamente amenazados de extinción (Alonso *et al.*, 2000 a, b, Figura 6). Su pesca, además de ser una actividad muy popular, reportaba importantes ingresos a los pescadores y a las Administraciones que concedían licencias para su pesca. En 1962 en España, la producción de cangrejo de río autóctono estaba alrededor de las 10 000 toneladas, sin contar las capturas ilegales (Alonso *et al.*, 2000 a, b).

En 1964, antes de la irrupción de la afanomicosis, *A. pallipes* se distribuía en la Península Ibérica, por orden de importancia, en las provincias de Burgos, Palencia, Ciudad Real, Guadalajara, Cuenca, Soria, La Rioja, Zamora, Segovia, Valladolid, Jaén, Ávila, Navarra, Álava, Zaragoza, Teruel, Salamanca, Madrid, Toledo, esto es, en prácticamente toda la España caliza hasta el sur de la provincia de Granada, límite meridional de la distribución mundial de la especie (Gil-Sánchez y Alba-Tercedor 2002; Gil-Sánchez *et al.*, 2006). Solo estaba ausente o era muy raro en las regiones dominadas por sustratos ácidos como Galicia, Extremadura, Andalucía Occidental, así como las zonas áridas del Sudeste y la depresión del Ebro, los tramos más bajos de los ríos principales y las cadenas más elevadas.

Sin embargo, la situación es bien distinta en la actualidad, ya que vive solo en doce Comunidades Autónomas: Andalucía, Aragón, Asturias, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Comunidad Valenciana, Gali-

cia, La Rioja, Navarra y País Vasco. En las otras tres Comunidades (Extremadura, Murcia y Madrid) su presencia es dudosa, no aparece en las Islas y en Portugal su estado es crítico (Alonso *et al.*, 2000 a, b). Debemos tener en cuenta que en las zonas en las que aparece, el número y tamaño de las poblaciones ha sufrido un acusado descenso.

La aplicación de planes de conservación del cangrejo autóctono ha obtenido buenos resultados y el futuro, aunque incierto, parece alentador. Actualmente, resulta necesaria la toma de medidas para prevenir la dispersión y expansión de las especies alóctonas, que en gran medida, se deben a la acción humana. La facilidad con que estos animales pueden ser obtenidos en los tramos de pesca libre favorece que puedan ser introducidos en nuevas zonas y para prevenir dicha dispersión resulta necesario que se hagan cumplir las distintas legislaciones referentes a la prohibición de la comercialización en vivo de cangrejos, y de las normativas de pesca que exigen dar muerte a los cangrejos después de su captura y la creación de cotos como medida preventiva.

Gran parte del impacto negativo de la acción humana es debida a la falta de información al respecto. Si bien la afanomicosis, principal causa de la regresión de la especie autóctona, es la patología de invertebrados mejor conocida, todavía existen distintas creencias equivocadas (y no solamente a nivel de los pescadores). Una de ellas es la creencia de que el organismo causante de esta enfermedad permanece en las aguas

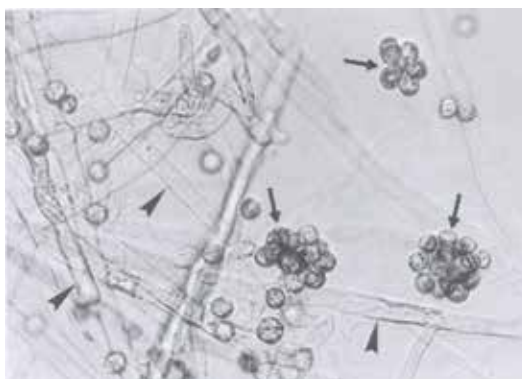


Figura 6. Esporangios de *Aphanomyces astaci*, el organismo responsable de la afanomicosis del cangrejo de río.

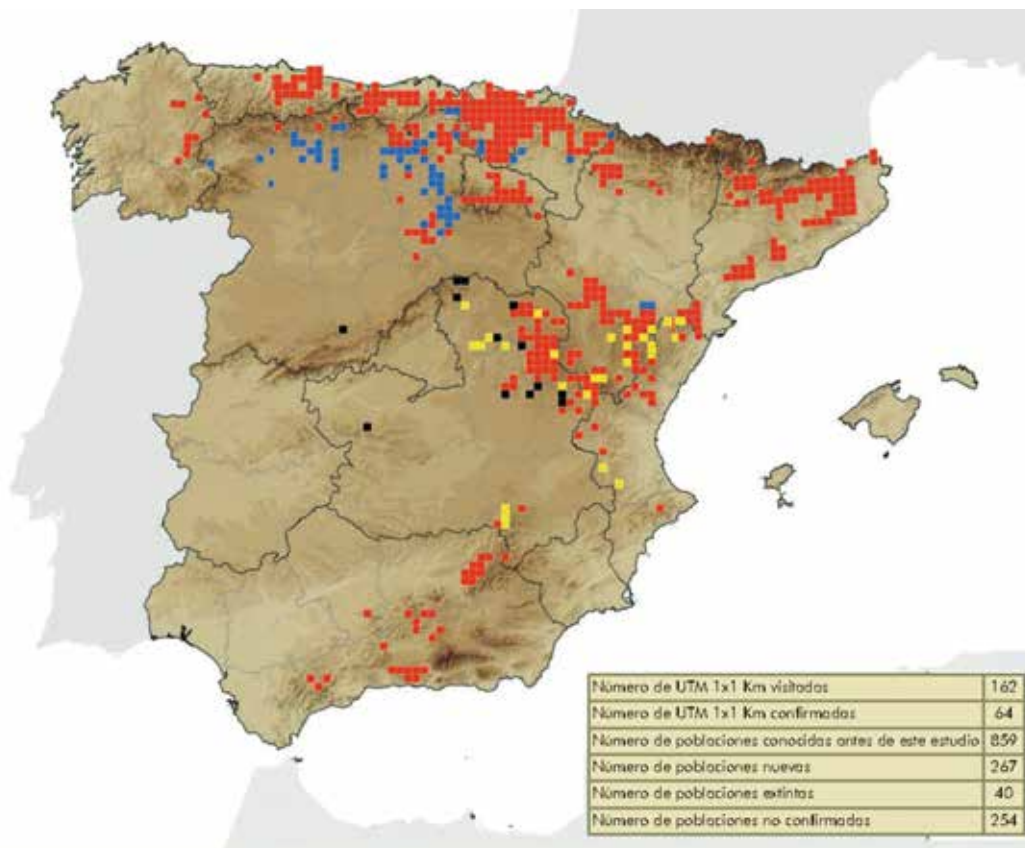


Figura 6. Distribución de *Austropotamobius pallipes* según Alonso, 2011.

después de atacar al cangrejo, a pesar de que está demostrado que no es así.

Por otro lado, la afanomicosis se asocia correctamente con los cangrejos americanos pero generalmente solo se identifica al cangrejo americano con el cangrejo rojo, y no con el cangrejo señal, el cual recibe popularmente algunas denominaciones erróneas como híbrido o incluso autóctono. En general se desconoce que es posible recuperar algunas áreas para el cangrejo autóctono y es por esto, que un buen número de aguas donde se han introducido distintos cangrejos alóctonos como el cangrejo rojo, cangrejo señal o cangrejo australiano podían estar perfectamente habitadas por nuestra especie autóctona.

Resulta indispensable la creación de áreas productivas de cangrejo autóctono, no solo para el abastecimiento de cangrejos para las traslocaciones, sino también para promover su pesca en áreas controladas como balsas de riego, pan-

tanos y otras áreas de fácil control epidemiológico y recuperación. ❀

## REFERENCIAS

- Alonso, F, Temiño, C., and Diéguez-Urbeondo, J. (2000 a). Status of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), in Spain: distribution and legislation. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (356), 31-53.
- Alonso, F, Temiño, C. y Diéguez-Urbeondo, J. (2000b). Distribución y situación actual del cangrejo de río autóctono, *Austropotamobius pallipes*, en España. *AquaTIC 11* <http://www.revistaaquatic.com/aquatic/art.asp?t=h&c=95>.
- Alonso, F. 2011. *Austropotamobius italicus* (Faxon, 1914). Pp: 651-672. En: Verdú, j. r., Numa, C. y Galante, E. (Eds). Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio rural y Marino, Madrid.
- Alonso, F, 2012. *Austropotamobius pallipes*. En: VVAA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 69 pp.
- Arce, J.A y Diéguez-Urbeondo (2015). Daños en agricultura e infraestructuras ocasionados por *Procambarus clarkii* en el delta del Ebro. *Fundamentals and Applied Limnology* (in press).



- Crandall, K. A., O. R. P. Bininda-Emonds, G.M., Mace and R. K. Wayne, 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 290-295.
- Crandall, K. A. and J. E. Buhay, 2008. Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae-Decapoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 295-301.
- Diéguez-Uribeondo, J. 1996. Conservación y recuperación del cangrejo de río autóctono. *Trofeo Pesca*, 39: 76-78.
- Diéguez-Uribeondo, J. 2006. Dispersion of the *Aphanomyces astaci*-carrier, *Pacifastacus leniusculus*, by humans represents the main cause of disappearance of native populations of *Austropotamobius pallipes* in Navarra. *B. Fr. Peche Piscic.*, 4: 1303-1312.
- Diéguez-Uribeondo, J. y Rueda, A. 1994. Nuevas esperanzas para el cangrejo de río autóctono. *Quercus*, 97: 8-12.
- Diéguez-Uribeondo, J. and Söderhäll, K. 1993. *Procambarus clarkii* as a vector for the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture and Fisheries Management*, 24: 761-765.
- Diéguez-Uribeondo, J. and Söderhäll, K. 1999. RAPD evidences for the origin of an outbreak of aphanomycosis in Spain. *Freshwater Crayfish*, 12: 313-318.
- Diéguez-Uribeondo, J. y Temiño, C. 1998. Identificación del origen de dos recientes brotes. La peste del cangrejo de río. *Trofeo Pesca*, 4: 72-74.
- Diéguez-Uribeondo, J., García, M.A., Cerenius, L., Kozubiková, E., Ballesteros, I., Windels, C., Weiland, J., Kator, H., Söderhäll, K. and Martín M.P. 2009. Phylogenetic relationships among plant and animal parasites, and saprobionts in *Aphanomyces* (Oomycetes). *Fungal Genetics and Biology*, 46: 365-376.
- Diéguez-Uribeondo, J., Temiño, C. and Muzquiz, J.L. 1997 a. The crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* in Spain. *B. Fr. Peche Piscic.*, 347: 753-763.
- Diéguez-Uribeondo, J., Rueda, A., Castien, E. and Bascones, J.C. 1997b. A plan of restoration for the native freshwater crayfish species, *Austropotamobius pallipes*, in Navarra. *B. Fr. Peche Piscic.*, 347: 625-637.
- Galindo F.J., Alonso F., Diéguez-Uribeondo, J. 2014. El cangrejo de río: la ciencia si es aval de su carácter nativo. *Quercus*, 342: 74-79.
- Gherardi, F., Souty-Grosset, C., Vogt, G., Diéguez-Uribeondo, J. and Crandall, K.A. 2010. Infraorder Astacidea latreille, 1802 p.p. In: *Freshwater Crayfish*, F. Gherardi (ed).
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Uribeondo, J., Tricarico, E. 2011. Managing invasive crayfish: Is there a hope? *Aquatic Sciences*, 73:185-200.
- Gil-Sánchez, J. M., and Alba-Tercedor, J. (2006). The decline of the endangered populations of the native freshwater crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in southern Spain: it is possible to avoid extinction? *Hydrobiologia*, 559(1), 113-122.
- Gil-Sánchez, J. M., Alba-Tercedor, J., y Sánchez-Rojas, C. (2002). Situación y evolución del cangrejo de río autóctono (*Austropotamobius pallipes*) en la provincia de Granada. *Acta Granatense*, 1(1-2), 139-142.
- Hasiotis, S. T. and C. E. Mitchell, 1993. A comparison of crayfish burrow morphologies: Triassic and Holocene fossil, paleo- and neo-ichnological evidence, and the identification of their burrowing signatures. *Ichnos*, 2: 291-314.
- Huang T, Cerenius L, Söderhäll K, 1994. Analysis of genetic diversity in the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, by random amplification of polymorphic DNA. *Aquaculture*, 126.
- Monzó, J., Sancho, V., y Galindo, J. (2001). Estado y distribución actual del cangrejo de río autóctono (*Austropotamobius pallipes*) en la Comunidad Valenciana. *Revista AquaTIC*, 12.
- Lilley J., Cerenius L., Söderhäll K., 1997. RAPD evidence for the origin of crayfish plague outbreaks in Britain. *Aquaculture*, 157: 181-185.
- Lodge, D.M., C. A. Taylor, D.M. Holdich and J. Skurdal, 2000. Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity. *Fisheries*, 25: 7-20.
- Oidtman B, Cerenius L, Schmid I, Hoffman R, Soderhall K, 1999. Crayfish plague epizootics in Germany-classification of two German isolates of the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* by random amplification of polymorphic DNA. *Diseases of Aquatic Organisms*, 35: 235-238.
- Rezinciuc, S., Gallindo, J., Montserrat, J., Diéguez-Uribeondo, J. 2014. AFLP-PCR and RAPD-PCR evidences of the transmission of the pathogen *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) to wild populations of European crayfish from the invasive crayfish species, *Procambarus clarkii*. *Fungal Biology*, 118:612-620.
- Rezinciuc R., Sandoval-Sierra, J.V, Oidtman, B., and Diéguez-Uribeondo J. 2015. The Biology of Crayfish Plague Pathogen *Aphanomyces astaci*: current answers to most frequent questions. In *Freshwater Crayfish: Global Overview* (T. Kawai, Z. Faulkes, and G. Scholtz). SCIENCE PUBLISHERS (An Imprint of CRC Press/ Taylor and Francis Group) <http://www.scipub.net>. (in press).
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. and Haffner P. 2006: Atlas of Crayfish in European, Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. y Haffner P. (eds). Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, Collection Patrimoines Naturels.
- Söderbäck, B., 1991 a. Interspecific dominance and aggressive interaction in the freshwater crayfishes *Astacus astacus* (L.) and *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Canadian Journal of Zoology*, 69: 1321-1325.
- Söderbäck, B., 1994. Reproductive interference between two co-occurring crayfish species, *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* Dana. – *Nordic Journal of Freshwater Research*, 69: 137-143.
- Söderbäck, B., 1995. Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: possible causes and mechanisms. *Freshwater Biology*, 33: 291-304.
- Starobogatov, YA. I., 1995. Taxonomy and geographical distribution of crayfishes of Asia and East Europe (Crustacea Decapoda Astacoidea). – *Arthropoda Selecta*, 4: 3-25.
- Taylor, C.A., M. L. Warren, JR., J. F. Fitzpatrick, JR., H. H. Hobbs, JR., R. F. Jezerinac, W. L. Pflieger and H. W. Robison, 1996. Conservation status of crayfishes of the United States and Canada. *Fisheries*, 21: 25-38.
- Vennerström P, Söderhäll K, Cerenius L, 1998. The origin of two crayfish plague (*Aphanomyces astaci*) epizootics in Finland on noble crayfish *Astacus astacus*. *Annales Zoologici Fennici*, 35: 43-46.

# EEI: el caso del archipiélago cubano

Lázaro F. Rodríguez Farrat, Laura Mercedes Castro Muñoz  
y Dalia Salabarría Fernández

## LAS INVASIONES BIOLÓGICAS COMO PROBLEMA GLOBAL. SU INCLUSIÓN EN LA AGENDA DE NACIONES UNIDAS

Las introducciones intencionadas de especies exóticas son tan antiguas como el propio hombre, quien trasladó consigo especies de animales y plantas útiles para su vida cotidiana. Si bien este proceso se aceleró notablemente a partir del siglo XVI, con los grandes descubrimientos y conquistas de nuevas tierras por las potencias coloniales europeas, la magnitud y frecuencia de aquellas introducciones fueron pequeñas en comparación con los ritmos actuales, asociados con el intenso tráfico global de pasajeros y mercancías.

Prácticamente todas las naciones enfrentan en la actualidad la onerosa carga del control de las invasiones biológicas. Un problema que se convierte en necesidad urgente debido a que la amenaza crece día a día y los impactos económicos, sociales y ambientales son cada vez más severos.

Aunque muchas de las especies introducidas son incapaces de sobrevivir en los nuevos hábitats, algunas pueden establecerse sin causar daños al ecosistema en que se introducen. Las especies invasoras, sin embargo, tienen la capacidad, tanto de establecerse en los ecosistemas donde llegaron, como, en otros casos, producir severas alteraciones en los ecosiste-

mas nativos, alterando su funcionamiento y con ello, los bienes y servicios que estos ecosistemas prestan, e incluso propiciar la aparición de enfermedades. Estas especies no solo ponen en peligro la biodiversidad y salud de los ecosistemas, también ocasionan cuantiosas pérdidas económicas en sectores como la agricultura, la ganadería, la salud humana, pesca, actividad forestal, turismo y los recursos hídricos.

La acción negativa de las especies exóticas invasoras (EEI) puede manifestarse no solo por depredación directa o desplazamiento de las especies nativas, sino de forma compleja, a través de mecanismos como la hiperdepredación, las cascadas tróficas o la alteración de las sucesiones vegetales. Otros peligros asociados a la introducción de estos organismos son la hibridación con especies nativas, las alteraciones de los ciclos naturales de fuego y afectaciones a los mecanismos de polinización y dispersión.

Las EEI han afectado a la diversidad biológica autóctona en casi todos los ecosistemas de la Tierra y representan una amenaza para la integridad y el funcionamiento de los mismos. Los impactos de las invasoras son agravados por otros factores como el cambio climático, la pérdida de hábitat, la contaminación y otras perturbaciones inducidas por el hombre. El cambio climático puede también te-



ner una incidencia clave en los patrones de introducción y dispersión geográfica de estas especies.

De forma separada las EEl y el cambio climático forman ya parte de las mayores amenazas a la diversidad biológica y ambos, actuando de conjunto, podrían producir resultados extremos. Sin embargo, sus efectos conjuntos se han investigado poco. La extinción de especies nativas debido al cambio climático ha sido una preocupación de los científicos, las instituciones, las organizaciones, los gobiernos, pero poco se sabe sobre qué especies las sustituirán. Sin embargo hay un consenso general de que el cambio climático favorecerá a las especies exóticas invasoras y exacerbará sus efectos sobre los ecosistemas.

Como consecuencia del cambio climático deben variar los patrones de distribución geográfica de las especies, incrementándose en algunos casos sus posibilidades de dispersión. La susceptibilidad de los hábitats para asimi-

lar los impactos de las introducciones de nuevas especies, se verá también potenciado por la fragmentación cada vez mayor de los ecosistemas. De hecho, pudieran incrementarse la incidencia y frecuencia de eventos extremos tales como incendios, sequías, huracanes y deslizamientos de ladera en los ecosistemas, lo que atenta contra su capacidad de respuesta ante nuevas invasiones biológicas. En esto último también incide el nivel de degradación causado por la actividad humana al mantener un concepto de desarrollo basado en prácticas no sostenibles.

Desde el punto de vista ambiental, las especies invasoras constituyen, en el momento actual, un desafío importante, ya que en ningún otro periodo histórico el índice de invasión biológica, el volumen y la diversidad de los invasores, han sido tan altos y sus consecuencias tan graves. Las condiciones ambientales sumamente cambiantes tienden a incrementar la variedad, propagación e impactos de estas especies.

*Dichrostachys cinerea* o marabú, la principal planta invasora en Cuba.



De forma separada las EEI y el cambio climático forman ya parte de las mayores amenazas a la diversidad biológica y ambos, actuando de conjunto, podrían producir resultados extremos. Sin embargo, sus efectos conjuntos se han investigado poco

Las especies invasoras pueden limitar en un alto grado la disponibilidad de agua potable, así como alterar los flujos de aguas superficiales de los que depende la dinámica de ecosistemas relevantes como es el caso de humedales y ciénagas. Muchas especies invasoras se reproducen a toda velocidad y son sumamente oportunistas, por lo que los cambios en los usos del suelo, generalmente favorecen la invasión biológica.

En los últimos 20 años, como parte del proceso preparatorio de la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, se identificó la pérdida de la diversidad biológica como uno de los Principales Problemas Ambientales a Nivel Mundial y se consideró el tema de la introducción de especies exóticas invasoras entre las principales amenazas a la diversidad biológica.

El impacto de las EEI ha sido reconocido como la segunda causa de pérdida de la biodiversidad a nivel global. Evaluaciones recientes consideran que la presencia de EEI constituye la principal causa de extinciones y degradación de ecosistemas en las islas.

La aprobación del Convenio sobre Diversidad Biológica, y su aplicación, a partir del año 1993, ha jugado un papel relevante en el tratamiento que se ha dado al tema en estos últimos años.



Muchas son las acciones que se han realizado a nivel internacional, como es el caso del Programa Mundial de Especies Invasoras, establecido en 1997 y la Estrategia Mundial sobre



La Casuarina, además de contribuir al deterioro de la arena como elemento importante en la playa, produce un efecto que incrementa los efectos erosivos generados por el oleaje.

Especies Exóticas Invasoras, derivada de este, constituyen instrumentos internacionales que proporcionan apoyo para la implementación del artículo 8H del CDB.

La UICN ha trabajado también en la elaboración de directrices y lineamientos sobre el tema, referidos especialmente, a la prevención y control de estas especies, en áreas protegidas.



Desde el punto de vista ambiental, las especies invasoras constituyen, en el momento actual, un desafío importante, ya que en ningún otro período histórico el índice de invasión biológica, el volumen y la diversidad de los invasores, han sido tan altos y sus consecuencias tan graves. Las condiciones ambientales sumamente cambiantes tienden a incrementar la variedad, propagación e impactos de estas especies

#### LAS ESPECIES EXÓTICAS EN LAS ISLAS. EL CASO DEL ARCHIPIÉLAGO CUBANO

Especial connotación requiere el tema de las invasiones biológicas en las islas, debido a la fragilidad y alta vulnerabilidad que presentan muchos de sus ecosistemas. Su funcionamiento se encuentra muy cerca de los límites de tolerancia, debido tanto a sus propias características biogeográficas de insularidad como al impacto y la incidencia que tienen sobre las islas los fenómenos meteorológicos extremos, entre otros factores.

Es importante también considerar las características de la diversidad biológica, ya que la mayor parte de las islas, tienen una alta proporción de especies endémicas muchas de ellas amenazadas, lo que resulta de su particular evolución, en muchos casos carente de competidores y predadores naturales que controlen sus poblaciones.

Por ello, los efectos de las especies exóticas invasoras, en las islas, pueden producir impactos mucho más drásticos y merecen una connotación especial.

La alta vulnerabilidad de las islas a las invasiones de especies exóticas fue ya mencionada ya por Darwin quien además refiere que: "Podrían darse casos de plantas traídas de otras partes que se volvieran comunes en todas las islas en un período inferior a diez años".

Cuba es la mayor isla y la más biológicamente diversa en la Cuenca del Caribe. Contiene el 50% de los ecosistemas considerados de conservación prioritaria y el 55% de las especies endémicas del Caribe Insular. El Archipiélago Cubano comprende 4196 islas y cayos. La isla principal (Cuba), con una extensión de 1250 km de Este a Oeste, está bordeada por cuatro grupos de islas: Los Colorados y Jardines del Rey al Norte y Jardines de la Reina y Los Carnarros al Sur. El Archipiélago cubre un área de 110 921 km<sup>2</sup>, representando el 89% de la superficie total del área de Las Antillas.

Buena parte del área terrestre consiste en llanuras, las cuales cubren el 79% de la superficie emergida. El resto del área terrestre se compone de cuatro macizos montañosos. Se reconocen en Cuba cinco ecorregiones terrestres de importancia global, según la categorización por parte de WWF, se trata de los Bosques Húmedos, los Bosques Secos, los Bosques de Pinos y los Bosques Xeromorfos. Todas estas ecorregiones, especialmente la última, están entre las prioridades más altas para la conservación a escala regional, teniendo en cuenta su alta riqueza de especies, endemismo y vulnerabilidad. Además, Cuba es parte de uno de los 34 *hot spots* globales, el de las Islas del Caribe, según la definición de Conservación Internacional (regiones con al menos 1500 especies de plantas endémicas, que han perdido al menos, el 70% de su hábitat original).

Cuba tiene la más alta diversidad de especies en las Indias Occidentales, con más de 6500 especies de plantas superiores reportadas, posiblemente, el 2,2% del total mundial, 350 especies de aves, incluyendo muchas especies migratorias, 147 especies de reptiles y anfibios, 42 de mamíferos y se supone tanto como 13 000 especies de invertebrados. La mayor



parte de la biota es única: por ejemplo, Cuba atesora el más pequeño murciélago del mundo (el Murciélago Mariposa: *Natalus lepidus*), la ranita (*Eleutherodactylus iberia*), el ave *Mellisuga helenae* y el alacrán (*Microfityus fundorai*). Más del 50% de la flora y el 32% de la fauna de vertebrados son especies endémicas. Este alto nivel del endemismo de plantas, sitúa al territorio cubano como el Centro principal de evolución y especiación en las Antillas y uno de los más importantes entre las islas en el mundo. El endemismo es particularmente alto entre las plantas vasculares y la herpetofauna, aunque es también significativo entre algunos otros grupos taxonómicos como son las arañas, insectos y moluscos.

Los principales ecosistemas de la isla son marinos, marino-costeros y terrestres. Entre los más importantes de los ecosistemas marinos, los arrecifes coralinos bordean más del 95% de las tierras de Cuba. Los pastos marinos dominados por *Thalassia testudinum*, comprenden más del 50% de la de la plataforma insular. Junto a los arrecifes coralinos y los manglares, este tipo de ecosistemas se considera como los más productivos del océano. Entre los principales ecosistemas marino-costeros están los humedales cubanos, dentro de los cuales, destacan los manglares por su contribución a la productividad, y por el papel que juegan en la protección y estabilización de las zonas costeras, en particular, frente al efecto destructivo de los huracanes.

## AMENAZAS A LA BIODIVERSIDAD CUBANA

Las mencionadas condiciones de diversidad de hábitat, su evolución geológica y el aislamiento biogeográfico del archipiélago cubano, son factores que han hecho posible el alto nivel de endemismo pero también la condición de fragilidad y vulnerabilidad de muchos de los ecosistemas. Más del 75% de la biota endémica está ahora amenazada y el 36% clasificada como globalmente amenazada. La Lista Roja de la UICN indica que 294 especies están actual-

**Cuba tiene la más alta diversidad de especies en las Indias Occidentales, con más de 6500 especies de plantas superiores reportadas, posiblemente, el 2,2% del total mundial, 350 especies de aves, incluyendo muchas especies migratorias, 147 especies de reptiles y anfibios, 42 de mamíferos y se supone que 13000 especies de invertebrados**

mente amenazadas, incluyendo 163 especies de plantas, 49 especies de anfibios, 28 especies de peces y 17 especies de aves. También revela que 131 especies de animales y 163 especies de plantas están clasificadas como críticamente amenazada, amenazada o vulnerable. Como es a menudo el caso en ecosistemas insulares, muchas plantas y animales cubanos tienen distribuciones localizadas y pequeñas poblaciones fuentes, estando restringidas a pequeños fragmentos de vegetación, tales como un solo macizo montañoso. La pérdida de hábitat en amenaza estas especies de zonas montañosas aisladas a su extinción global.

Las Especies Exóticas Invasoras han sido identificadas por la Estrategia Ambiental Nacional de Cuba, en su Plan de Acción 2007-2010, como una seria amenaza a la biodiversidad.

El Estudio Nacional de la Diversidad Biológica de Cuba realizado en los años 1996-97, reconoce este tema como una de sus principales amenazas y también como uno de los vacíos del conocimiento en los cuales se requiere profundizar en los próximos años.

El Plan Estratégico del Sistema Nacional de Áreas Protegidas para los ciclos 2003-2008 2009-2013 y 2014-2020, reconoce el tema como una de las prioridades y ha sido conside-

rado para el ciclo actual un programa de trabajo para el control y manejo de EEI.

Entre las especies de plantas invasoras que más afectan a los ecosistemas cubanos. Destaca sin duda el marabú (*Dichrostachys cinerea*), con presencia verificada en el país al menos desde 1890; otras dos vegetales invasores de importancia por su extensión en Cuba y su impacto económico, social y ambiental son la Pomarrosa (*Syzygium jambos*), presente desde antes de 1875 y la Casuarina (*Casuarina equisetifolia*).

Esta última, la Casuarina, constituye un problema en las zonas costeras, principalmente en el complejo de vegetación de costa arenosa con consecuencia en la fragmentación de hábitats originales, el deterioro del paisaje, la acumulación de restos vegetales sobre la arena, el desplazamiento de la vegetación original, la disminución de la calidad de la arena (acidificación) e interrupción de la dinámica natural de las mismas y diferentes molestias a los bañistas.

El control y manejo de EEI es una parte fundamental de las estrategias de conservación de biodiversidad y requiere un abordaje multidisciplinario así como un esfuerzo coordinado a nivel nacional que involucre todas las instancias de gobierno para el establecimiento de marcos legales y regulatorios. También la educación y capacitación de los actores y la sociedad en general.

#### PROYECTO GEF/PNUD: MEJORANDO LA PREVENCIÓN, CONTROL Y MANEJO DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN ECOSISTEMAS VULNERABLES EN CUBA 2011-2016

La solución a largo plazo para enfrentar estas amenazas a la biodiversidad es fortalecer las políticas y capacidades técnicas institucionales que se requieren para manejar las EEI y, al mismo tiempo, estimular la cooperación multisectorial y entre los actores para lograr su implementación efectiva en los sitios de trabajo. Por

la importancia del tema, el Centro Nacional de Áreas Protegidas desarrolla un proyecto GEF/PNUD que persigue como objetivo salvaguardar la biodiversidad de importancia global en ecosistemas vulnerables, mediante la creación de capacidades a nivel sistémico para prevenir, detectar y manejar la diseminación de EEI en Cuba. Esto se logrará a través de tres resultados planificados:

**Resultado 1:** Los marcos político, legal y regulatorio y los mecanismos de coordinación serán fortalecidos para prevenir, detectar, controlar y manejar la diseminación de EEI.

**Resultado 2:** La capacidad, el conocimiento y la comunicación de los actores han sido mejoradas para lograr la prevención, detección y manejo efectivos de las EEI.

**Resultado 3:** Las capacidades institucionales están siendo fortalecidas para asegurar la efectiva implementación de la previsión, detección y manejo de las EEI para salvaguardar la biodiversidad.

De acuerdo al objetivo y los resultados que el proyecto se ha trazado, el trabajo se ha desarrollado con un enfoque sistémico, por esta razón sus acciones salen del marco de las áreas piloto seleccionadas y tiene un alcance nacional. En él están ampliamente representados los ecosistemas más vulnerables de Cuba, los dos humedales de mayor importancia; ecosistemas de montañas en occidente, centro y oriente; la zona costera alrededor de la Isla y un conjunto de ecosistemas productivos en las ramas ganadera, agrícola y forestal, en los cuales están definidos más de 50 sitios de trabajo, 25 de los cuales, son áreas protegidas, con distintas categorías de protección.

El proyecto aborda el control de 28 especies, 13 de ellas vegetales y 15, animales, como se describe en la Tabla 1. Para realizar un efectivo control y manejo se han diseñado propuestas de programas de manejo por especies considerándose las acciones de recuperación de los ecosistemas y las alternativas de uso.

Participan en el proyecto más de 30 instituciones nacionales y provinciales y más de 200 especialistas de diferentes ministerios, instituciones científicas y de servicios ambientales y docentes.

Los componentes que constituyen el marco del proyecto son:

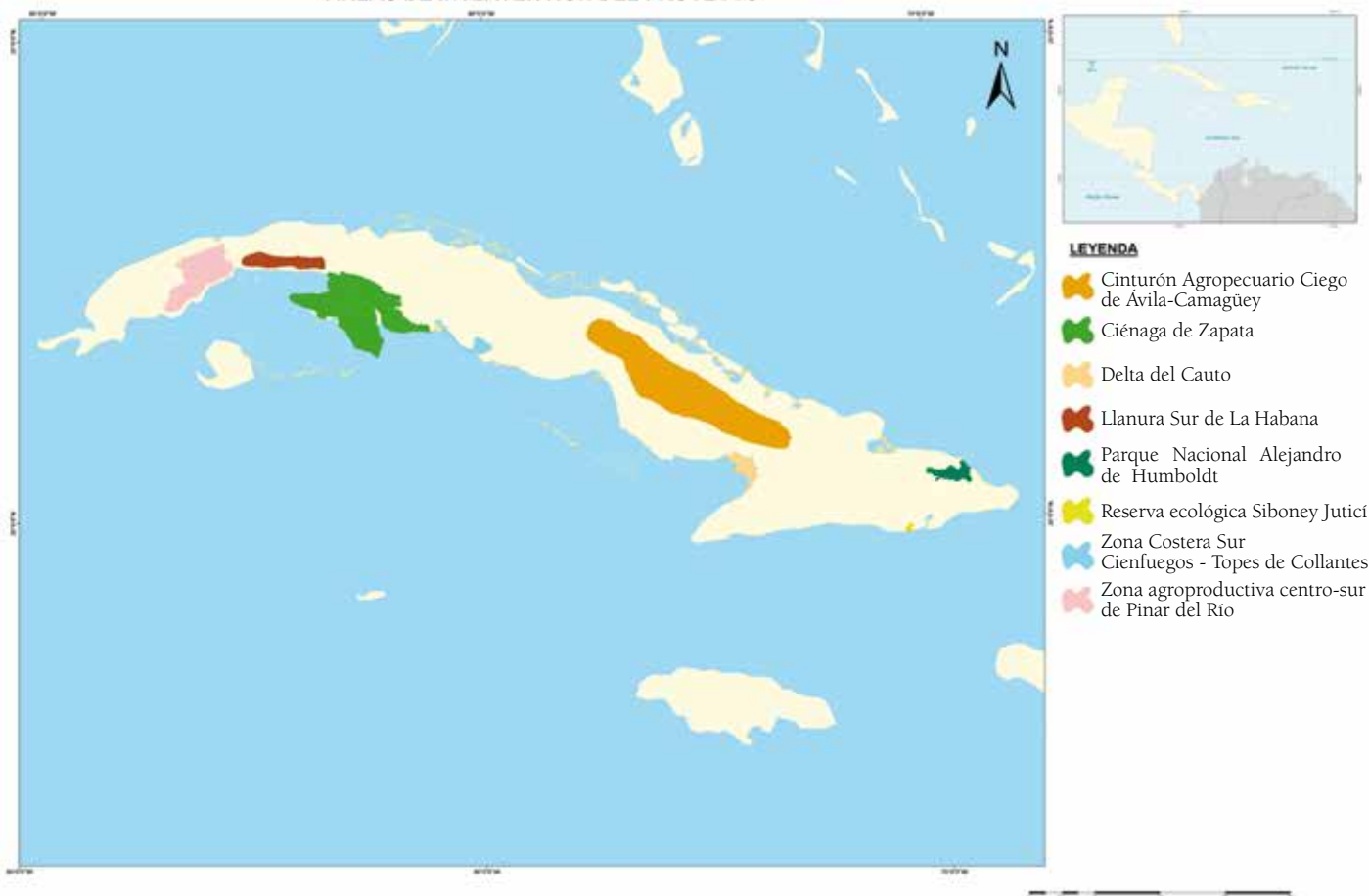
- Investigación y monitoreo.
- Capacitación.
- Comunicación y educación ambiental.
- Trabajo con las comunidades.
- Elaboración de documentos metodológicos.
- Sistema de Información para el manejo de EEI.

**El Centro Nacional de Áreas Protegidas desarrolla un proyecto GEF/PNUD que persigue como objetivo salvaguardar la biodiversidad de importancia global en ecosistemas vulnerables, mediante la creación de capacidades a nivel sistémico para prevenir, detectar y manejar la diseminación de EEI en Cuba**

- Sistema de Alerta Temprana y Respuesta Rápida.

Figura 1. Mapa de Áreas de Intervención.

#### ÁREAS DE INTERVENCIÓN DEL PROYECTO



Autor: Lázaro F. Rodríguez Farrat

Proyecto GEF/PNUD: Mejorando el control y manejo de especies exóticas invasoras en ecosistemas vulnerables de Cuba



**Tabla 1. Especies Exóticas Invasoras consideradas clave en el Proyecto GEF/PNUD. Descripción de algunas características**

EEI	Impacto	Sitios de intervención	Usos	Está entre las 100 peores invasoras del mundo
<b>Flora</b>				
Marabú ( <i>Dichrostachys cinerea</i> )	Invade hábitats naturales, deviene dominante, desplazando la vegetación nativa; forma bosques mono específicos; afecta la capacidad productiva de suelos; afecta las palomas de llanuras	RFM San Ubaldo Sabanalamar, Jardín Botánico de Pinar del Río Empresa Pecuaria Los Naranjos Ecosistema Agropecuario Sur de Mayabeque Escaleras de Jaruco Sector Lomas del Cheche La Coca, Rincón de Guanabo, RFM Monte Ramonal, Cooperativa Charles Morell, Estación de Pastos y Forrajes	Alimento a ganadería, leña, cercas vivas, madera, carbón vegetal	No
Aroma ( <i>Acacia farnesiana</i> )	Coloniza paisajes agrícolas; menos agresiva que el Marabu o Weyler	Principalmente paisajes productivos, así como zonas costeras secas, sabanas y llanuras	Flores para perfume; las flores tienen propiedades medicinales	Sí
Weyler ( <i>Mimosa pellita</i> )	Coloniza paisajes agrícolas; Invade hábitats naturales y deviene dominante, desplazando la vegetación; forma bosques mono específicos; afecta la capacidad productiva del suelo	Principalmente en paisajes productivos, en zonas húmedas		Sí
Pomarrosa ( <i>Syzygium jambos</i> )	Invadidos bosques de galería de la provincia de Pinar del Río, causando la eliminación de >45 especies de árboles, resultando en un bosque mono específico; pérdida de nichos tróficos de fauna terrestre y acuática; causa cambios en los flujos de agua	RE Sierra del Rosario, PN Alejandro de Humboldt, sector Baracoa.	Frutos comestibles	No
Charagüito ( <i>Inga punctata</i> )	Invade hábitats naturales y deviene dominante, desplazando la vegetación nativa y áreas donde la Pomarrosa está muriendo	RE Sierra del Rosario	Frutos comestibles	No
Ipil ipil ( <i>Leucaena leucocephala</i> )	Coloniza rápida, desplaza la vegetación nativa y causa decrecimiento de la fauna asociada	RE Siboney-Juticí, Sector productivo llanura Mayabeque- Matanzas	Sombra y alimento para ganadería; controla el crecimiento de Aroma y Weyler; en sistemas silvopastoriles puede servir como corredores biológicos	Sí
Cayepu ( <i>Melaleuca quinquenervia</i> )	Invade hábitats naturales y deviene en bosques mono específicos; disturba los hábitats de la flora y fauna nativa; muy alto ritmo de evapotranspiración, tiene potencial para decrecer la cantidad de agua dulce almacenada y de hecho, ser peligrosa para especies tales como el cocodrilo cubano, el manjuarí, las tortugas, peces locales, anfibios y aves	PN Ciénaga de Zapata	Medicinal, insecticida natural	Sí
Casuarina ( <i>Casuarina equisetifolia</i> )	Fragmentación de hábitat, desplazamiento de la vegetación, acidificación de arenas, acelera la erosión de la playa	RE Bahía de Nuevas Grandes-La Isleta	Adecuada para la reforestación, fijador de nitrógeno, cercas vivas, leña	No

**Tabla 1. Especies Exóticas Invasoras consideradas clave en el Proyecto GEF/PNUD. Descripción de algunas características (cont.)**

EEI	Impacto	Sitios de intervención	Usos	Está entre las 100 peores invasoras del mundo
<b>Flora</b>				
Tulipan Africano ( <i>Spathodea campanulata Beauv</i> )	Invade agresivamente tierras agrícolas y forestadas; se reporta vinculada al incremento de los ritmos de mortalidad en abejas y pequeñas aves	PNP Topes de Collantes	Ornamental y sombra para el café	Sí
Malva de Caballo ( <i>Sida acuta</i> )	Desplazamiento de vegetación nativa; tóxico para la ganadería, vacuna y equina	Estación de Pastos y Forrajes		No
Piña de ratón, Maya ( <i>Bromelia pinguin</i> )	Desplazamiento de la vegetación; provee un nicho para ratas y mangosta	Bosques Semi deciduos, sabanas	Propiedades Medicinales; cercas vivas	No
Algarrobo de la India ( <i>Albizia procera</i> )	Desconocido	Áreas Forestales cordón agroproductivo Ciego de Ávila	Adecuada para reforestación; Madera Buena para muebles, herramientas, postes, papel; forraje	No
Jacinto de agua ( <i>Eichhornia crassipes</i> )	Bloquea los flujos de agua e afecta el movimiento de los botes, peces; bloquea la luz del sol a alcanzar debajo de la superficie del agua, reduciendo la biodiversidad; reduce la disponibilidad de oxígeno y la posibilidad de otras plantas para la fotosíntesis	Comunidad La barranca	Mejora la calidad del agua debido a su habilidad para absorber contaminantes; alimento animal; usos artesanales	Sí
<b>Fauna</b>				
Pez gato ( <i>Claria gariepinus</i> )	Predador omnívoro, causando la eliminación de especies nativas y endémicas, amenazadas, en particular el manjauri, un pez antiguo, considerado un fósil viviente, solo encontrado en la Ciénaga de Zapata	PN Ciénaga de zapata, Delta del cauto	Consumo humano	Sí
Mejillón verde ( <i>Perna viridis</i> )	Altamente invasiva, coloniza el sistema de raíces de los mangles, desplazando especies nativas; en Bahía de Cienfuegos afectando instalaciones industriales	Bahía de Cienfuegos, Bahía de Mariel	Uso artesanal y alimento animal	No
Pez león ( <i>Pterois volitans</i> )	Predador muy voraz; predación directa sobre las especies nativas; competición; sobrepoblación; afectación potencial a la langosta por competición por el hábitat	Toda la plataforma insular	Consumo humano y potencialmente uso medicinal	No
Bufalo ( <i>Bubalus bubalis</i> )	Deteriora ecosistemas naturales; invade sistemas agrícolas y destruye los cultivos; actúa como vector de enfermedades (rabia y tuberculosis) al ganado	Empresa Pecuaria Punta de Palma, Pinar del Río Empresa Pecuaria Ruta Invasora, Ciego de Ávila	Consumo humano de carne y leche	No
Perro silvestre o jíbaro ( <i>Canis familiaris</i> )	Predador de especies nativas y endémicas tales como el almiquí ( <i>Solenodon cubanus</i> ), la jutía, aves terrestres, reptiles, y cangrejos; vector para rabia y otras enfermedades	PN Alejandro de Humboldt, Empresas Pecuarias la Sierrita y El Tablón, Cayo Santa María		Sí

**Tabla 1. Especies Exóticas Invasoras consideradas clave en el Proyecto GEF/PNUD. Descripción de algunas características (cont.)**

EEI	Impacto	Sitios de intervención	Usos	Está entre las 100 peores invasoras del mundo
<b>Fauna</b>				
Gato Silvestre o jíbaro ( <i>Felis silvestres catus</i> )	Predador de especies nativas y endémicas tales como el almiquí ( <i>Solenodon cubanus</i> ), la jutía, aves terrestres, murciélagos, reptiles, y cangrejos; vector para rabia y otras enfermedades	PN Alejandro de Humboldt, Cayo Santa María		Sí
Puerco jíbaro o Silvestre ( <i>Sus scrofa</i> )	Predador de pequeños vertebrados e invertebrados (moluscos, cangrejos); moviendo con el hociqueo las raíces en grandes áreas de vegetación nativa y disemina las semillas, disturbando proceso ecológicos tales como la sucesión y la composición de especies	PN Alejandro de Humboldt, Cayo Santa María		Sí
Mangosta ( <i>Herpestes auropunctatus</i> )	Ha causado la extinción de especies en otras islas de las Antillas; Predador de muchas especies incluyendo pequeños mamíferos, aves, lagartijas, moluscos, insectos; vinculada a la desaparición de la jutía y predador del almiquí	PN Alejandro de Humboldt,		Sí
Rata Negra ( <i>Rattus rattus</i> )	Consumo moluscos; predador huevos de aves, reptiles, muchos invertebrados, especies de plantas y mamíferos, incluyendo el almiquí y la jutía; plaga en caña de azúcar, cacao, y plantaciones de frutas y sitios de almacenaje; vector de enfermedades	RF Cayo de Ana María		Sí
Rata Gris ( <i>Rattus norvegicus</i> )	Plaga en las plantaciones de arroz y de caña de azúcar; plaga en lugares de almacenamiento de alimentos; vector de leptospirosis	RF Cayo de Ana María		No
Ratón doméstico ( <i>Mus musculus</i> )	Consumo semillas de especies nativas; Dispersa EEI de plantas; plaga agrícola; vector de enfermedades	RF Cayo de Ana María		Sí
Pájaro vaquero ( <i>Molothrus bonariensis</i> )	Compite por sitios de nidificación de otras especies, afectando su reproducción y comportamiento.	RE Siboney Jutici		No
Hormiga de fuego ( <i>Wasmannia auropunctata</i> )	Compite por recursos con otras hormigas; en otros países es una plaga en bosques disturbados y áreas agrícolas	PNP Topes de Collantes		Sí

#### HACIA EL ESTABLECIMIENTO DE UN SISTEMA DE MONITOREO Y CONTROL DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS. PRINCIPALES RESULTADOS

Como parte de la implementación del proyecto los principales resultados obtenidos hasta la fecha son:

- Estrategia Nacional para Especies Exóticas Invasoras, con un enfoque multisectorial.
- Mecanismo de Coordinación Intersectorial, integrado por todas las autoridades regulatorias.
- El marco político, legal y regulatorio ha sido perfeccionado con el desarrollo de diver-



- sas metodologías para considerar a las EEI, incluyendo listas de especies negras, gris y blanca, en cuyas listas y después de un riguroso análisis de riesgo son incluidas las especies atendiendo a sus potenciales invasivos.
- Con el fortalecimiento del marco normativo se desarrolló una nueva legislación para enfrentar las EEI, incluyendo un instructivo sobre aguas de lastre y un borrador de Ley sobre Sanidad Vegetal. Con la finalidad de fortalecer los mecanismos de cuarentena, el proyecto ha financiado la rehabilitación de algunas estaciones clave de cuarentena. Se han establecido mecanismos de coordinación para crear un Sistema de Alerta Temprana y Respuesta Rápida que ya está operando de manera efectiva para detectar la presencia de especies en nuevos ecosistemas.
  - Valoración Económica del Impacto de algunas EEI y los costos de las acciones de manejo y control.
  - Elaboración de programas de Manejo y evaluación de su efectividad e impactos en los sitios de trabajo.
  - Sistema Nacional de Monitoreo para EEI.
  - Sistema de Información para el Manejo.
  - Se han realizado amplios esfuerzos de capacitación, comunicaciones y educación ambiental, con una gran cantidad de programas de capacitación y creación de conciencia en la comunidad, cobertura mediática y el desarrollo de material para planes de estudio para distintos niveles del sistema Nacional de Educación.
  - Otras herramientas incluyen la actualización del inventario nacional de EEI
  - Fortalecer Mecanismos Existentes de Vigilancia y Protección.

- Valoración de los efectos del Cambio Climático sobre la Biodiversidad haciendo énfasis en la dispersión de EEI.
- Alternativas de uso y aprovechamiento de EEI para el mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades que hacen uso de estas.

### Sistema de Monitoreo para las especies exóticas invasoras (SIMON)

El Sistema de Monitoreo es el mecanismo encargado de organizar el seguimiento de la información sobre las especies en el proyecto y tiene como objetivo el establecimiento de pautas generales para la adquisición de datos de Especies Exóticas Invasoras (EEI), compilación y estandarización de metodologías que permitan determinar la presencia de estas especies en una región, área o unidad de muestreo, registrar sus cambios en cuanto a número y extensión, identificar los procesos biológicos básicos de estas especies y las tasas de reemplazo de especies nativas por invasoras. También pretende detectar cambios a nivel de componentes naturales, fragmentación y alteración del hábitat de especies nativas y procesos en el ecosistema a partir de la aparición de las EEI, así como la vulnerabilidad de los ecosistemas a la aparición de las invasoras y su respuesta ante cada acción de manejo. Los resultados de estas actuaciones son evaluados mediante un sistema de indicadores.

En la actualidad el sistema utilizado para medir o comparar las políticas nacionales de control de las invasiones biológicas, se basan en indicadores referidos a los siguientes temas:

1. **Estado de la Invasión de Especies Exóticas:** expresado como el número de especies exóticas invasoras documentadas en el país.
2. **Lista Roja Índice (RLI) para los Impactos de Especies Exóticas Invasoras:** muestra globalmente la visión del impacto de las EEI sobre el riesgo de extinción de especies.

3. **Tendencia en la política nacional sobre especies exóticas invasoras:** muestra que el número de las políticas nacionales relativas al tema de las especies exóticas invasoras a través del tiempo como un reconocimiento de los países al problema de las EEI.
4. **Tendencias en la política internacional sobre especies exóticas invasoras:** muestra que el número de acuerdos internacionales relativos al control de las EEI se ha incrementado a través del tiempo, así como el número de países partes a estos acuerdos.
5. **Indicador Global de Invasión Biológica:** es un indicador compuesto que incorpora el estado de la invasión, indicadores de las políticas nacional e internacional. Provee información sobre la importancia del problema de las EEI y la política para responder a ello.

En la mayoría de los casos estos datos pueden ser compilados a escalas de país y global, lo que trae como resultado que puedan ser desagregados para examinar el estado y la tendencia a escala regional y nacional. Por esta razón la propuesta preliminar del Proyecto GEF/PNUD para las invasiones biológicas en Cuba partió de consideraciones conceptuales compatibles con el Sistema Nacional de Monitoreo Ambiental y con el IV Informe Nacional al Convenio sobre la Diversidad Biológica, lo que implicó que como primer paso fuese indispensable la identificación de los problemas, como segundo la selección de los descriptores generales y por último los indicadores a considerar relativos a dichos problemas y descriptores. Todo esto a partir de la revisión de un grupo de resultados obtenidos en otros proyectos sobre diversidad biológica, así como informes de país a la Convención Sobre Biodiversidad.

Otros aspectos importantes a considerar en el monitoreo de las EEI útiles asimismo para establecer indicadores y detectar y evaluar cambios, serían según Oviedo (2005), los siguientes:

**Ocurrencia:** Determinar la presencia o ausencia de todas las especies exóticas en una región, parcela o área natural y registrar la llegada de nuevas en el tiempo.

**Abundancia:** Registrar los cambios de número o de área cubierta dentro de áreas o parcelas específicas.

**Expansión:** Medir la velocidad de expansión de un grupo o población.

**Biología:** Registrar los procesos biológicos básicos para las especies vegetales y animales objeto de estudio.

**Impacto:** Reemplazamiento de las nativas en las parcelas; cambio en el uso de la parcela por los animales a medida que la exótica se hace dominante.

Atendiendo a este grupo de aspectos y con vistas a realizar comparaciones tanto entre las áreas de estudio como a nivel regional, dando respuesta a necesidades de algunos temas en las áreas focales destacadas por Convenio Internacional sobre Diversidad Biológica, el proyecto está trabajando en un grupo de indicadores que por su tipo pueden ser de Estado o Condición de las invasiones, indicadores de Vulnerabilidad de los ecosistemas afectados e indicadores de Eficacia en los sistemas de control, considerando los niveles de especie y ecosistema.

Estos indicadores pueden agruparse en los descriptores generales reflejados en la tabla siguiente.

#### **Sistema de Información para el Manejo de Especies Exóticas Invasoras (SIMEEI)**

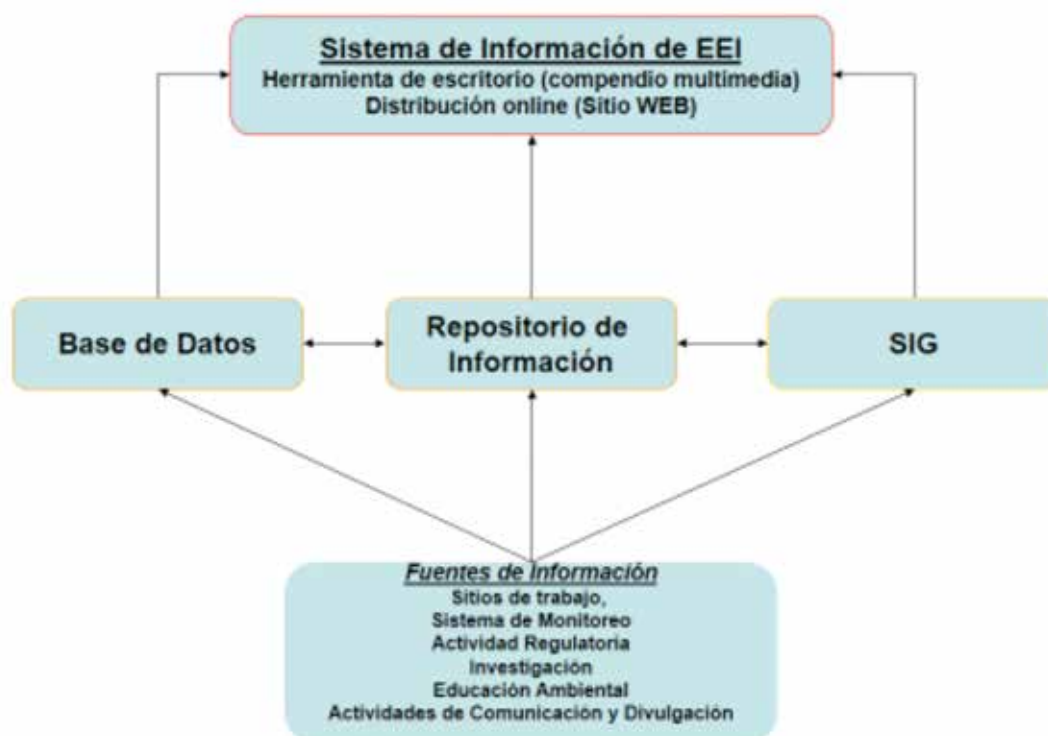
Para el manejo de información relativa a las Especies Exóticas Invasoras se propone la creación del SIMEEI. Este sistema tiene como objetivos recopilar información disponible sobre especies exóticas reportadas como invasoras en Cuba y también sobre otras que pudieran representar una amenaza a la biota de nuestro

Descriptor	Tipo	Nivel Biológico
1. Presencia de especies invasoras	Estado	Especie
2. Porcentaje de infestación	Estado	Ecosistema
3. Magnitud de la infestación	Estado	Ecosistema
4. Impacto sobre los ecosistemas	Estado	Ecosistema
5. Impacto socioeconómico	Estado	Ecosistema
6. Presión de la población humana	Vulnerabilidad	Ecosistema
7. Presión de las actividades productivas	Vulnerabilidad	Ecosistema
8. Uso de componentes de la diversidad biológica por la comunidad	Vulnerabilidad	Ecosistema
9. Fragmentación de hábitats y ecosistemas	Vulnerabilidad	Ecosistema
10. Ocurrencia de eventos extremos como facilitadores de invasiones	Vulnerabilidad	Ecosistema
1. Existencia e implementación de programas de control de EEI	Eficacia	Ecosistema
2. Ejecución de los programas de control de las EEI	Eficacia	Ecosistema
3. Tendencias de la infestación	Eficacia	Ecosistema
4. Tendencia en el impacto sobre los ecosistemas	Eficacia	Ecosistema
5. Reducción del impacto socioeconómico	Eficacia	Ecosistema

país. También la preparación de herramientas metodológicas e informáticas para la captura, almacenamiento y procesamiento de la información disponible para todo el proyecto de

manera tal que facilite identificar zonas de alto riesgo para la biodiversidad, principales rutas de invasión y dispersión así como la creación de un almacén de información que garantice la

### Estructura del Sistema de Información par el Manejo de EEI





sistematización de la misma y la identificación de los principales vacíos. De estos análisis se pretende la creación de metodologías de análisis de riesgos y la implementación de un sistema de alerta temprana.

En su primera fase o estadio inicial este sistema partió de la creación de la base de datos principal del sistema, del diseño estructural de un almacén de información donde quedaron definidos los grupos temáticos a incorporar, el formato para su presentación y las vías para acceder a esta. También fue identificada la información a incorporar en el repositorio de datos y la definición de las bases del sistema de información geográfico, los mecanismos de intercambio de información conjuntamente con un manual de explotación del software diseñado a tales efectos.

### **Sistema de Alerta Temprana y Respuesta Rápida (SATRREEI)**

Este sistema es un mecanismo de coordinación intersectorial que se articula con la participación de las comunidades locales y los actores provenientes de diferentes Organismos de la Administración Central del Estado y organizaciones de la sociedad civil, en representación de los sectores científicos, académicos y productivos, así como de las autoridades regulatorias y de gestión implicadas en la prevención, control y manejo de las especies exóticas invasoras.

Constituye un marco de trabajo cuyo objetivo es responder a las invasiones biológicas a través de un sistema coordinado de actividades de vigilancia y monitoreo, diagnóstico, evaluación de riesgos, circulación de información sobre las especies invasoras, reporte a las autoridades competentes, identificación y puesta en vigor de respuestas apropiadas.

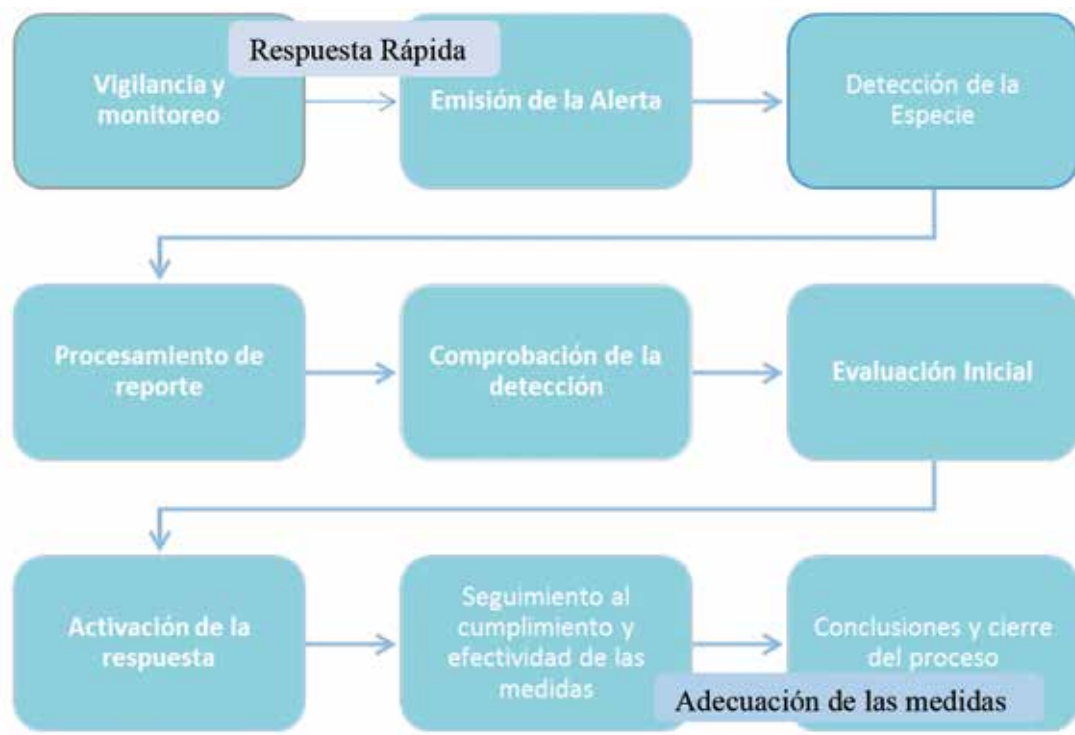
Tiene como objetivo general contribuir a la protección de la biodiversidad y los ecosistemas mediante la detección temprana y respuesta rápida ante las invasiones biológicas y como objetivos específicos:

- Prevenir tanto las introducciones indeseadas como la diseminación de las especies exóticas ya introducidas y de las especies nativas expansivas.
- Contribuir a la detección temprana y respuesta rápida ante la presencia de especies exóticas, con comportamiento invasivo reportado o no, así como de las especies nativas expansivas.
- Facilitar el flujo de información para la toma de decisiones.
- Erradicar, controlar o contener, según proceda las especies exóticas, con comportamiento invasivo reportado o no, así como de las especies nativas expansivas, detectadas en un área específica.

Las partes interesadas están conformadas por un grupo de instituciones con responsabilidades ante el proyecto y que tiene responsabilidades bien definidas. Estas son:

- Estado Mayor Nacional de la Defensa Civil (EMNDC).
- Órganos de Gobierno en los diferentes niveles.
- Organismos de la Administración Central del Estado. Autoridades regulatorias.
- Sector productivo.
- Instituciones académicas.
- Instituciones científicas.
- Organizaciones de la sociedad civil.
- Comunidades locales y población en general.
- Mecanismos de Coordinación Intersectorial.
- Equipo de Coordinación Nacional Proyecto sobre Especies Exóticas Invasoras.

Se pretende que el alcance del SATRREEI abarque a todas las especies exóticas, con comportamiento invasivo conocido o no, introducidas de forma no intencional, espe-



cies introducidas intencionalmente, ya sea de forma legal o ilegal, especies nativas que muestren comportamiento expansivo y en el caso de los agentes biológicos la adopción de medidas y seguimiento de estas, se efectuará por los Sistemas de Vigilancia Epizootiológica y Fitosanitario establecidos en el país, según proceda, aunque estos agentes biológicos también impliquen afectaciones a las especies silvestres y ecosistemas naturales.

Este sistema está diseñado por etapas de manera que el proceso sea coordinado como se ilustra en el siguiente diagrama. ❀

## REFERENCIAS

- Acuario Nacional de Cuba (2011) Protocolo para el estudio del Pez león (*Pterois sp.*) en Cuba.
- Carlton, J. 2000. Global change and biological invasions in the oceans. En: Moonley, H.A. and Hoobs, R.J. (eds.). Invasive species in a changing world. Island Press.
- IUCN SSC (2007) Report of the *Ad hoc* meeting of Invasive Species data provider and user groups to develop the 2010 indicator. Biodiversity Indicators Sub-Committee, IUCN SSC & NERC Centre for Population Biology. 22 pp.
- Lonsdale, M. (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, **80**, 1522-1536.
- Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente 2010. Diseño de un sistema de indicadores para el monitoreo del desarrollo sostenible a nivel nacional y costero en Uruguay. Componente 2 del proyecto C "Sistema de Monitoreo Socio-Económico, Ambiental y Territorial" del Marco de Programación Conjunta, Unidos en la Acción, ONE UN.
- Moonley, H.A. *et al.*, 2005. Invasive alien species: a new synthesis. Island Press. Washington DC.
- Oviedo Prieto, R. Especies invasoras en Cuba, consideraciones básicas. (En línea). Cuba. 2005. ISBN 959-250-156-4. Disponible en : [www.dama.gov.cu](http://www.dama.gov.cu).
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., *et al.* (1999) Impact: toward a framework for understanding the ecological effect of invaders. *Biological Invasions*, **1**, 3-19.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Webster, G.L., Williamson, M. and Kirschner, J. (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better Communications between taxonomists and ecologists. *Taxon*, **53**, 131-143.
- Regalado, L., González-Oliva, L., Fuentes, I. y Oviedo R. las plantas invasoras. Introducción a los conceptos básicos. Bissea (número especial). 2011.
- Richardson, D.M., Pyšek, P. and James T. Carlton A. Compendium of Essential Concepts Washington, DC. Pp. 31.
- Richardson, D.M. *et al.*, 2011. A Compendium of Essential Concepts and Terminology In Invasion Ecology En: *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*, primera edición, 2011. p. 409-420.

# La invasión de *Baccharis halimifolia* en la costa cantábrica

Juan Antonio Campos Prieto, Lidia Caño Pérez y Mercedes Herrera Gallastegui

Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco UPV/EHU

La invasión de *B. halimifolia* supone actualmente una de las mayores amenazas para la biodiversidad y funcionamiento de las marismas de Europa porque puede convertir la vegetación herbácea característica en formaciones arbustivas densas y monoespecíficas (Campos *et al.*, 2014; Caño *et al.*, 2013a) (Fig. 1). Este arbusto originario de Norte América está invadiendo de manera agresiva diversas comunidades vegetales costeras consideradas hábitat prioritarios para la conservación, según la Directiva Hábitat 92/43/CEE (Campos *et al.*, 2014).

A pesar de la notoria expansión que ha experimentado *B. halimifolia* desde los años 80 (Herrera y Campos, 2010), solo recientemente ha sido considerada como una de las 25 especies invasoras más dañinas en España (GEIB, 2006) y registrada por primera vez en la Lista de Alertas de la Organización Europea y Mediterránea para la Protección de Plantas (EPPO, 2014), la cual acaba de elaborar el primer Análisis de Riesgo para esta especie en Europa. Además, *B. halimifolia* ha sido incluida en el reciente Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras cuya regulación se recoge en el Real Decreto 630/2013. Esta inclusión implica que actualmente está prohibida su introducción en el medio natural, su posesión, transporte, tráfico o el comercio de ejemplares y propágulos (conforme a lo establecido en el art. 61.3 de la Ley 42/2007 de Patrimonio natural de la Biodiversidad). Teniendo en cuenta la importancia de la invasión de *B. halimifolia* en Europa,

sorprende que la información disponible durante muchos años sobre su biología y ecología procediera únicamente de estudios realizados en su área nativa, Norte América (Young *et al.*, 1994; Tolliver *et al.*, 1997), y en Australia, donde está considerada como una invasora principalmente en pastos y plantaciones forestales (Westman *et al.*, 1975; Panetta, 1979; Sims-Chilton y Panetta, 2011). Durante los últimos años, en la Universidad del País Vasco (uno de los territorios más afectados por la invasión de *B. halimifolia*) se han llevado a cabo nuevos estudios sobre la biología y los patrones de invasión de este arbusto exótico en hábitats del litoral cantábrico con el fin de mejorar el conocimiento que se tiene sobre su proceso de invasión e impactos en Europa y adecuar así los planes de gestión.

El presente artículo tiene como objetivo revisar y actualizar la información disponible sobre el arbusto invasor *B. halimifolia* en Europa, con especial énfasis en los patrones de invasión en el litoral cantábrico de España.

## BIOLOGÍA DE *B. HALIMIFOLIA*

### Cómo identificar la planta

*Baccharis halimifolia* L. es un arbusto de la familia Asteraceae, también llamado bácaris, carqueja, chilca o “groundsel bush” en inglés. Es una planta dioica, es decir, presenta las flores de cada





Figura 1. Invasión de *B. halimifolia* en las marismas (en juncales y carrizales) de Urdaibai (Vizcaya). Foto: Lidia Caño.

sexo en pies separados. Puede medir de 1 a 4 m de altura y adquirir el aspecto de un pequeño arbolillo. Presenta hojas cortamente pecioladas o sésiles, de elípticas a obovadas o rómbicas, de 30-50 × 10-40 mm, con los márgenes enteros o con 1-3 pares de gruesos dientes en las hojas superiores (Fig 2). El haz y envés son glabros, pero cubiertos de unas características glándulas visibles al trasluz. Las flores se hallan agrupadas en capítulos, con flores tubulares de color amarillento en los individuos masculinos y con flores de color blanco en los individuos femeninos (Fig. 2). El fruto es una cipsela (aquenio), con vilano de color blanco-plateado, de 8-12 mm, que en la madurez supera netamente en longitud a las brácteas del involucreo.

### ***B. halimifolia* tiene un rápido crecimiento y una gran capacidad de dispersión**

*B. halimifolia* presenta varias características que favorecen su capacidad invasora. En primer lugar se trata de un arbusto capaz de colonizar diferentes tipos de hábitats, desde zonas muy perturba-

das por la actividad humana hasta comunidades vegetales de marisma bien conservadas. En el litoral cantábrico se comporta como un arbusto principalmente deciduo aunque mantiene a veces algunas hojas superiores durante el invierno (Campos y Herrera, 2009b). Los nuevos brotes se empiezan a desarrollar a principios de febrero y su crecimiento puede ser de entre 10 y 25 cm al año, aunque la tasa de crecimiento depende de las condiciones edáficas (Caño *et al.*, 2013b). El período de actividad vegetativa de *B. halimifolia* se concentra por tanto en los meses de primavera y verano y a partir de agosto o septiembre comienza a perder las hojas, con una pérdida más precoz y acusada en los ambientes halófilos (Caño *et al.*, 2013b). Es en este momento cuando se inicia la fase de reproducción. Aunque en un mismo hábitat los individuos masculinos florecen antes que los femeninos, la fenología de ambos sexos pueden presentar variaciones una vez más en función de las condiciones edáficas y por tanto de los diferentes hábitats (Caño *et al.*, 2013b). De manera general la floración alcanza su máximo en septiembre y la dispersión de frutos tiene lu-

Durante los últimos años, en la Universidad del País Vasco –uno de los territorios más afectados por la invasión de *B. halimifolia*– se han llevado a cabo nuevos estudios sobre la biología y los patrones de invasión de este arbusto exótico en hábitats del litoral cantábrico con el fin de mejorar el conocimiento que se tiene sobre su proceso de invasión e impactos en Europa y adecuar así los planes de gestión

Figura 2. Aspecto de las inflorescencias femeninas (a) y masculinas (b) de la parte vegetativa (c) de *B. halimifolia*. Fotos: Juan Antonio Campos.

gar a finales de octubre o primeros de noviembre. Los frutos están firmemente unidos al vilano por lo que son fácilmente dispersados por el viento (Fig. 3). En poblaciones forestales australianas se ha estimado que una planta femenina puede producir hasta 1 500 000 semillas (Westman *et al.*, 1975) y que una población puede tener un rendimiento reproductivo de hasta 376 000 achenios/m<sup>2</sup> (Panetta, 1979). La producción de semillas se reduce con la edad de la planta (las plantas de 9 años producen un 31% menos semillas que las de 4 años) y cuando la planta crece en sombra, aunque en estas condiciones la tasa de germinación aumenta (Panetta, 1977; 1979).

Estudios realizados recientemente en el País Vasco han puesto de manifiesto que la capacidad reproductiva de *B. halimifolia* en juncuales está determinada en parte por las variaciones a pequeña escala de los niveles de salinidad y de inundación mareal, y que además estos fac-







Figura 3. Producción masiva de semillas en un individuo adulto de *B. halimifolia*. El vilano asegura una gran capacidad de dispersión. Foto: Mercedes Herrera.

tores afectan de forma diferente a la capacidad de crecimiento de los ejemplares masculinos y femeninos (Caño *et al.*, 2013b). La germinación comienza en el mes de marzo y puede prolongarse durante el verano, en función de la climatología. En condiciones controladas de laboratorio, la tasa de germinación puede oscilar entre 70 y 99% (Diatloff, 1964; Panetta, 1979).

Aunque *B. halimifolia* se reproduce sexualmente también presenta una gran capacidad de rebrote, lo que puede permitir la regeneración a partir de fragmentos o individuos arrancados o talados y tener importantes implicaciones para su control, como veremos más adelante.

#### DISTRIBUCIÓN Y ECOLOGÍA: UNA INVASORA EN HÁBITATS COSTEROS

##### Distribución en España y Europa

*B. halimifolia* es originario de la costa este de América donde está presente desde Canadá

hasta México y el Caribe, aunque es más frecuente en la costa de los Estados Unidos (EPP0 214). Fue introducido en Australia a finales del siglo pasado y desde entonces ha llegado a ocupar más de 30 000 ha en la costa este (Simms y Panneta, 2011).

La primera cita documentada de *B. halimifolia* en la Europa continental data de 1783 y corresponde a un espécimen cultivado en el Jardín Botánico de París (Caño *et al.*, 2013a). Fue citado como asilvestrado por primera vez en 1906 en el sur de Francia y en España en 1941 en Lequeitio, donde probablemente llegó desde las poblaciones naturalizadas en Francia (Caño *et al.*, 2013a). Actualmente *B. halimifolia* está naturalizada en seis países europeos: España, Francia, Bélgica, Holanda, Italia y Reino Unido. El Golfo de Vizcaya es la zona más afectada ya que el arbusto invasor forma un continuo de poblaciones estables muy abundantes en la mayoría de los estuarios (Campos *et al.*, 2004; Campos 2010, Caño *et al.*, 2013a).

En España invade la mayoría de los estuarios de la costa cantábrica desde la Bahía de Txin-

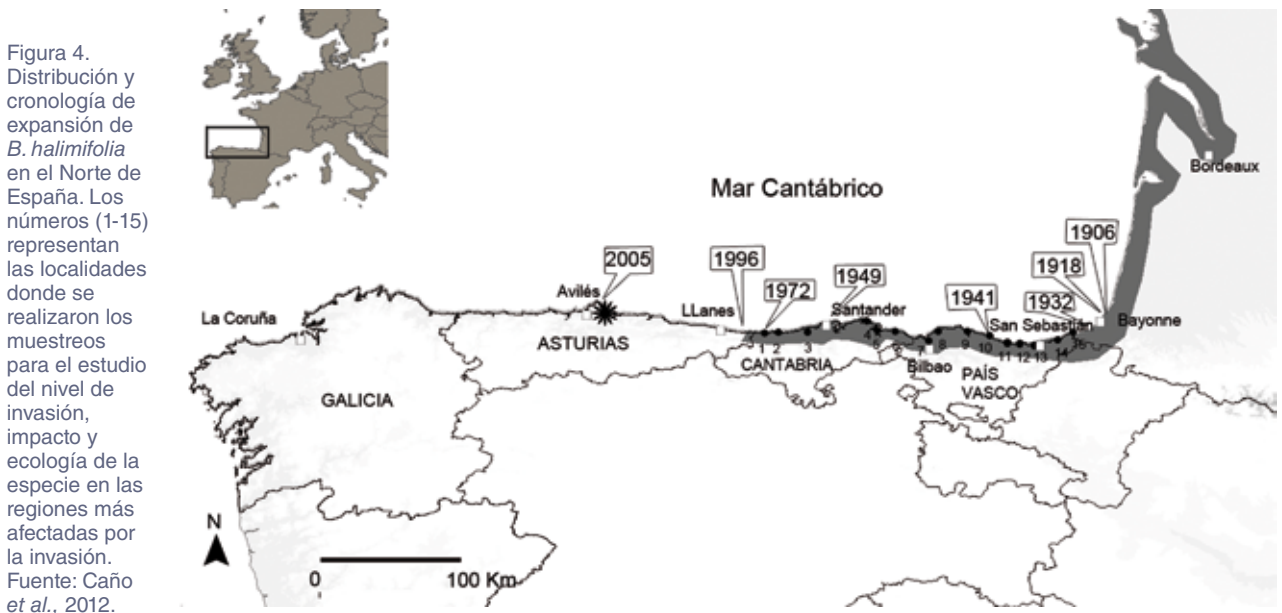
gudi en Gipuzkoa hasta la ría de Tina Mayor en el límite de Asturias con Cantabria (Fig. 4). Además, podría extenderse hacia Navarra por la ribera del Bidasoa, donde ya existe una cita puntual (Lorda, 2013). Dada la rápida expansión que ha experimentado en los últimos 50 años, tenemos razones para pensar que *B. halimifolia* podría llegar a invadir todos los estuarios de Asturias y Galicia. De hecho, se tiene constancia de que crece o ha crecido más allá de la ría de Tina Mayor: existe una cita en la ría de Avilés en 2005 (A. García, Herbario Facultad Ciencias de Oviedo, FCO 28147). La cita puntual de esta especie en Lugo (Izco *et al.*, 1992) ha sido definitivamente desmentida por uno de sus autores (J.M. Sánchez *com. pers.*), ya que ninguno de ellos tiene conocimiento de su presencia hasta la fecha en ningún estuario de Galicia.

Aunque en mucho menor grado, *B. halimifolia* también invade estuarios de la costa mediterránea, especialmente en Francia e Italia (Caño *et al.*, 2013a). Aunque en España existen de momento solo dos citas, una en los arrozales de Pals (Girona) (Barriocanal *et al.*, 2005) y otra en Menorca (Podda *et al.*, 2010), es imprescindible establecer medidas de prevención y alerta temprana para asegurar su total ausencia o erradicación en la costa mediterránea española.

## Ecología

Como se ha mencionado anteriormente, *B. halimifolia* coloniza diferentes tipos de hábitats aunque principalmente se localiza en las costas. En Norte América ocupa zonas intermedias de los estuarios caracterizadas por niveles medios de salinidad y compite parcialmente con dos especies leñosas: *Myrica cerifera*, en zonas de baja salinidad, e *Iva frutescens*, en las zonas más salinas de los estuarios (Young *et al.*, 1994; Tolliver *et al.*, 1997).

Al igual que en su lugar de origen, en la costa cantábrica *B. halimifolia* crece principalmente en comunidades vegetales con niveles de salinidad e inundación intermedios en estuarios, zonas de contacto entre la duna y la marisma, depresiones húmedas postdunares y más puntualmente en comunidades genuinamente halófilas de estuarios (Campos y Herrera, 2009b) (Fig. 5). Mientras que en Norteamérica debe competir con otros arbustos, en la costa cantábrica el único arbusto capaz de competir con él en las zonas menos halófilas es el sauce ceniciento, *Salix atrocinerea*, y puntualmente el aliso, *Alnus glutinosa*. Por ello la competencia con las especies nativas parece prevenir su persistencia en comunidades forestales de las zonas altas de marisma. En contraste, la falta





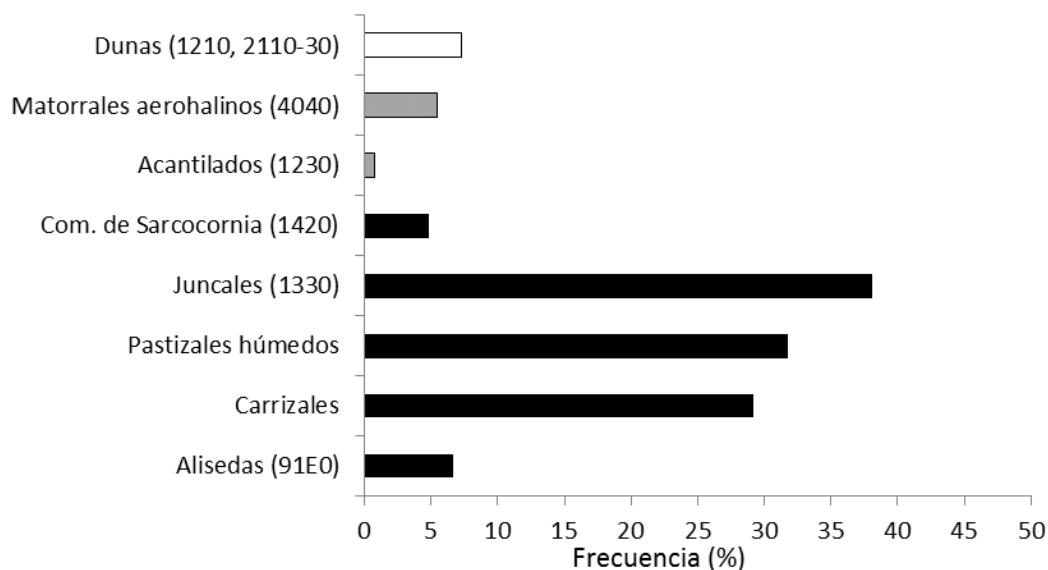


Figura 5. Frecuencia de *B. halimifolia* en las diferentes comunidades litorales del Norte de España: dunas (blanco), acantilados (gris) y marismas (negro). Entre paréntesis se indica el código del hábitat correspondiente según la Directiva Hábitat 92/43/CEE. Las barras indican el porcentaje de inventarios en los que *B. halimifolia* estaba presente de un total de 925 inventarios. Fuente: Caño *et al.*, 2012.

de competidores arbustivos permite la exitosa invasión de juncales subhalófilos de *Juncus maritimus* y herbazales halónitrófilos de *Elytrogia atherica*, considerados como Hábitats de Interés Comunitario (hábitat 1330, Pastizales salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritima*)); así como de los carrizales subhalófilos de *Phragmites australis* y de los juncales dominados por *Juncus acutus* en depresiones arenosas. Los prados húmedos ubicados en zonas subhalófilas antiguamente ganadas a la marisma también constituyen un hábitat muy vulnerable a la invasión de este arbusto cuando disminuye la presión de manejo, ya que la siega y/o el pastoreo regulares mantienen a raya la invasión de esta especie en estos sistemas agropastorales (Fig. 6). En la marisma inferior, los elevados valores de salinidad e inundación parecen limitar la supervivencia y expansión de *B. halimifolia*; por esta razón está totalmente ausente de las praderas de *Spartina maritima* y *Zostera noltii*, y aparece solo puntualmente en las zonas más elevadas y mejor drenadas de los matorrales halófilos dominados por *Sarcocornia fruticosa* (Fig. 7).

En los últimos años, *B. halimifolia* también ha aumentado su presencia en algunos acantilados costeros, sobre todo en la zona oriental de Gipuzkoa (ZEC de Jaizkibel) y el extremo sur de la costa de Francia (Ihobe, 2014) donde in-

vade exitosamente hábitats prioritarios según la Directiva Hábitat 92/43/CEE como son los brezales costeros aerohalinos de *Erica vagans* y *Ulex gallii* (hábitat 4040) y las comunidades halocasmofíticas de la alianza *Crithmo-Armerion* (hábitat 1230) (Campos *et al.*, 2004). Lamentablemente se ha observado que en estos hábitats, *B. halimifolia* está actualmente en fase de expansión (Fig. 8).

Uno de los factores clave que permiten a *B. halimifolia* colonizar con éxito los diversos hábitats litorales es su plasticidad y tolerancia frente a diferentes condiciones de salinidad.

Dada la rápida expansión que ha experimentado en los últimos 50 años, tenemos razones para pensar que *B. halimifolia* podría llegar a invadir todos los estuarios de Asturias y Galicia. De hecho, se tiene constancia de que crece o ha crecido más allá de la ría de Tina Mayor: existe una cita en la ría de Avilés en 2005

Figura 6. Prados húmedos de siega en el estuario de Urdaibai. Debido al manejo la presencia de *B. halimifolia* queda restringida a los márgenes de los prados. Foto: Mercedes Herrera.



Figura 7. Matorrales halófilos dominados por *Halimione portulacoides* y *Sarcocornia fruticosa* en el estuario de Urdaibai. *B. halimifolia* únicamente aparece en los márgenes más elevados. Foto: Mercedes Herrera.







En los juncales invadidos en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se han registrado valores de salinidad de la capa freática extremadamente variables, desde concentraciones de unos 5 g/L hasta unos 30 g/L, estos últimos muy cercanos a la salinidad del agua de mar (Caño *et al.*, 2013b; 2014). Recientes estudios muestran que la capacidad de invasión de *B. halimifolia* en marismas no solo responde a estos gradientes de estrés abiótico a gran escala sino que pequeñas diferencias en la salinidad edáfica dentro de los juncales tienen un gran efecto en el crecimiento y reproducción del arbusto invasor (Caño *et al.*, 2014). Así, en los juncales más halófilos (salinidad cercana a 20 g/L) los individuos adultos de una misma cohorte pueden experimentar una reducción del 30% de su altura y del 70% en su producción de semillas por capítulo respecto a los individuos que colonizan juncales de menor salinidad (10 g/L) (Caño *et al.*, 2013b; 2014). Ade-

más, experimentos realizados en invernadero demuestran que las plántulas de *B. halimifolia* apenas experimentan mortalidad al crecer en concentraciones de sal tan altas como 20 g/L durante 4 meses aunque el crecimiento de dichas plantas sí experimenta una reducción de hasta el 70% en valores de salinidad intermedios de 10 g/L (Caño *et al.*, 2011).

Figura 8.  
Acantilados  
invadidos  
en el ZEC  
de Jaizkibel  
(Guipúzcoa).  
Foto: Lidia  
Caño.

## IMPACTO: LOS ESTUARIOS DEL GOLFO DE VIZCAYA EN PELIGRO

### Invasión de espacios naturales protegidos

La costa cantábrica, es sin duda la principal zona afectada por esta especie en España. En Asturias, el estuario de Tina Mayor, (límite con Cantabria), es el único donde *B. halimifolia* tiene una presencia notable y se está realizando un importante esfuerzo en los últimos



años para que no se expanda hacia el oeste. En Cantabria, *B. halimifolia* está presente en todos los estuarios protegidos aunque en el Parque Natural (P.N.) de las dunas de Liencres se está haciendo un trabajo de eliminación sistemático y apenas hay algunos ejemplares. Es preocupante su abundancia y extensión en los Parques Naturales de los extremos occidental (P.N. de Oyambre) y oriental (P.N. de las marismas de Santoña, Victoria y Joyel). En la costa vasca está presente en todos los estuarios, aunque los principales estuarios invadidos, Urdaibai, Lea y Txingudi han sido el objetivo del proyecto LIFE+ Estuarios Vascos, por lo que su nivel de invasión ha disminuido notablemente como se indica más adelante. En la tabla 1 mostramos los espacios naturales protegidos del litoral cantábrico que han sido invadidos por *B. halimifolia*.

## Impacto sobre los hábitats

*B. halimifolia* desarrolla un matorral casi monoespecífico, alto y denso, que provoca la exclusión de especies propias de la marisma y origina una drástica modificación en la estructura, fisonomía y diversidad de la comunidad invadida (Herrera y Campos, 2010). Su sistema radicular y gran producción de hojarasca pueden provocar alteraciones en la sedimentación (Lozano y Alagón, 1995). Por tanto *B. halimifolia* puede considerarse una planta transformadora, es decir una planta invasora que provoca cambios en el carácter, condición forma y naturaleza de los ecosistemas que invade en un área significativa en relación con la extensión de ese ecosistema (Herrera y Campos, 2010). En un estudio realizado en 13 estuarios de la costa del País Vasco y Cantabria se ha estimado que el

**Tabla 1. Espacios naturales protegidos invadidos por *B. halimifolia* en el litoral Cantábrico de España en Guipuzcoa (SS), Vizcaya (BI), Cantabria (S) y Asturias (O), y el nivel de invasión en cada caso. El símbolo (†) indica que ya ha sido totalmente erradicada en dicho espacio. El \* indica que se han realizado actuaciones de control y eliminación recientemente. LIC: Lugar de Interés Comunitario. ZEC: Zona de Especial Conservación. ZEPA: Zona de Especial Protección para las Aves**

Espacio natural Protegido	Otras categorías que incluye	Nivel de invasión de <i>B. halimifolia</i>
LIC Ría de Ribadesella-Ría de Tina Mayor (O)		Medio
Parque Natural de Oyambre (S)	LIC	Alto
LIC de rías occidentales y dunas de Oyambre (S)		Alto
LIC de las Dunas de Liencres y estuario del Pas (S)		Bajo
Parque Natural de las dunas de Liencres (S)	LIC	†*
LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera (S)		Alto
LIC Costa Central y Ría de Ajo (S)	ZEPA (Ría de Ajo)	Medio
Parque Natural de las marismas de Santoña, Victoria y Joyel (S)	ZEPA Humedal Ramsar LIC	Alto
LIC Río Agüera (S)		Alto
ZEC Ría del Barbadún (BI)		†*
Reserva de la Biosfera de Urdaibai (BI)	ZEPA ZEC Zonas litorales y marismas de Urdaibai	Medio*
ZEC Río Lea (BI)		Bajo*
ZEC Ría del Urola (SS)		Bajo
ZEC Iñurritza (SS)	Biotopo protegido	Medio
ZEC Ría del Oria (SS)		Bajo
ZEC Txingudi-Bidasoa (SS)	ZEPA	Medio*
ZEC Jaizkibel (SS)		Bajo*
ZEC Río Bidasoa (NA)		Puntual (Lesaka)

porcentaje de cobertura herbácea reemplazado por la formación arbustiva de *B. halimifolia* oscila entre el 9% en las áreas más halófilas hasta el 24% en las zonas de menor salinidad (Caño *et al.*, 2014). Teniendo en cuenta que es el único arbusto que coloniza con éxito los pastizales salinos en la costa cantábrica, la transformación completa del estrato herbáceo característico de estos hábitats por una formación arbustiva impenetrable, es una de las mayores amenazas para la conservación de estos hábitats. Este tipo de hábitat (hábitat 1330) ocupa en Europa una superficie de unas 90 000 hectáreas, de las que el 50% ya están afectadas por la presencia de *B. halimifolia* (Caño *et al.*, 2013a). Es fundamental evitar la llegada de esta especie a Galicia ya que en esta región se encuentra el 79,32% de la superficie de este hábitat en todo el estado.

Además, *B. halimifolia* consigue competir con los brezales costeros de acantilados sin necesidad aparente de la ocurrencia de perturbaciones previas por lo que la vegetación de estos hábitats prioritarios (hábitat 4040 y 1230) también podría verse totalmente reemplazada por *B. halimifolia*.

### Impacto sobre especies amenazadas

La invasión de *B. halimifolia* afecta negativamente a las especies halófilas típicas. A pesar de que *B. halimifolia* alcanza menores coberturas en las zonas de mayor salinidad, es en estas zonas donde el impacto del arbusto es mayor sobre las especies singulares ya que la presencia de estas está prácticamente restringida a las zonas halófilas (Caño *et al.*, 2014). Debido a la constante reducción de la superficie ocupada por los hábitats de estuarios en el País Vasco, algunas de estas especies han visto mermadas sus poblaciones hasta el punto de convertirse en algunos casos en especies amenazadas protegidas. Este es el caso de *Cochlearia aestuaria*, *Frankenia laevis*, *Glaux maritima*, *Limonium humile*, *Matricaria maritima*, o diversas especies del género *Salicornia* (Campos *et al.*, 2004; Uribe-Echebarría y Campos, 2006; Campos y Herrera, 2009a; Caño *et al.*, 2013a).

Su sistema radicular y gran producción de hojarasca pueden provocar alteraciones en la sedimentación, por tanto *B. halimifolia* puede considerarse una planta transformadora, es decir, una planta invasora que provoca cambios en el carácter, condición, forma y naturaleza de los ecosistemas que invade en un área significativa en relación con la extensión de ese ecosistema

### Impacto sobre la avifauna

Los estuarios del litoral cantábrico son especialmente importantes para las aves migratorias porque sirven de escala en su viaje desde sus zonas de cría septentrionales. Apenas hay datos sobre el impacto de *B. halimifolia* en estas especies de aves, aunque parece razonable pensar que la sustitución de juncales y carrizales por un matorral denso pueda tener efectos adversos sobre las aves asociadas a estos ecosistemas. En un reciente estudio llevado a cabo en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Arizaga *et al.*, 2013) se constató que la invasión de este arbusto no solo tiene un impacto negativo sobre la abundancia de aves características de los carrizales, sino que también afecta a la estructura y composición de las propias comunidades avícolas, promoviendo una mayor presencia de paseriformes propios de los ecosistemas forestales.

Entre las aves que utilizan los estuarios cantábricos como zona de paso, destaca el carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*), un pequeño pajarillo que habita en los carrizales y que en la actualidad es considerado como el paseriforme más amenazado de Europa y está catalogado como "Vulnerable" en la Lista Roja de la UICN. Esta especie migratoria permanece más tiempo

Apenas hay datos sobre el impacto de *B. halimifolia* en aves, aunque parece razonable pensar que la sustitución de juncuales y carrizales por un matorral denso pueda tener efectos adversos sobre las aves asociadas a estos ecosistemas. En un reciente estudio llevado a cabo en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se constató que la invasión de este arbusto, no solo tiene un impacto negativo sobre la abundancia de aves características de los carrizales, sino que también afecta a la estructura y composición de las propias comunidades avícolas, promoviendo una mayor presencia de paseriformes propios de los ecosistemas forestales

en los hábitats no invadidos y por consiguiente es capaz de acumular mayor cantidad de grasa corporal para hacer frente al resto de su viaje migratorio (Arizaga *et al.*, 2013).

#### GESTIÓN: ¿CÓMO CONTROLAR *B. HALIMIFOLIA*?

Las administraciones de los países afectados por la invasión de *B. halimifolia* han intentado controlar este arbusto invasor con grandes costes económicos asociados y éxito variable. En Australia se han empleado diferentes métodos pero *B. halimifolia* sigue siendo todavía muy abundante en diversas áreas (Sims-Chilton y Panetta, 2011). Los métodos mecánicos

tales como el arranque, la corta, la roturación, la quema y el desbroce no suelen ser muy efectivos porque las yemas situadas en la base del tronco pueden rebrotar, incluso al cabo de 60 días después del tratamiento (Hobbs y Mooney, 1987). Por ello, estas medidas deben ser repetidas anualmente para tratar los individuos que rebrotan. El arranque es más efectivo cuando las plantas son jóvenes ya que el sistema radicular generalmente es poco profundo en zonas encharcadas (Mutz *et al.*, 1979). Los herbicidas pueden resultar más eficaces para la eliminación total de los individuos localmente pero a menudo no han resultado rentables (Westman *et al.*, 1975). Algunos de los herbicidas utilizados hasta la fecha son *picloram*, *triclopyr* y *glifosato* pero su uso está desaconsejado en medios naturales, especialmente en humedales, donde los herbicidas podrían afectar a otras plantas y/o animales. El alto coste de los métodos mecánicos y químicos en Australia condujo a un gran desarrollo de los métodos de control biológico como una alternativa más barata. A pesar del éxito relativo del control biológico (Sims-Chilton y Panetta, 2011), este método ha caído en desuso, debido a los riesgos inherentes a la introducción de patógenos exóticos en nuevo territorio, sin las necesarias garantías fitosanitarias para el resto del ecosistema.

Europa no cuenta actualmente con una agencia centralizada responsable de la regulación de protocolos de análisis de riesgo previos a la introducción de agentes biológicos por lo que el control biológico no ha sido considerado en las poblaciones europeas de *B. hamilifolia*. Debido a que el mayor impacto de este arbusto se da en áreas costeras en su mayoría protegidas, los pocos programas de control que se han llevado a cabo en Europa han optado en su mayoría por los métodos mecánicos y más puntualmente por el uso de herbicidas, o bien por otros métodos alternativos. Por ejemplo, ya que *B. halimifolia* no soporta las inmersiones prolongadas, en la costa atlántica francesa (Bassin d'Arcachon), se eliminó la planta inundando el área infestada durante 2-3 meses (Brunel, 2003). También en Francia, en el Parque regional de Camargue, en



2004 y 2005 la combinación de diversos métodos permitieron eliminar aproximadamente un 38% del total de individuos (Charpentier *et al.*, 2006).

### Experiencias de control en Cantabria y en el País Vasco: Proyecto LIFE + Estuarios Vascos

En 1998, Valle *et al.*, alertaron del problema de la invasión de *B. halimifolia* en los estuarios de Cantabria y aconsejaron concentrar los esfuerzos de control en los espacios naturales protegidos e iniciar una campaña de sensibilización para evitar que se siguiera utilizando como planta ornamental. Desde 2005 el Gobierno de Cantabria ha puesto en marcha diversas campañas de lucha y erradicación contra la planta utilizando diversos métodos: arranque mecánico, apósitos de glifosato con vendas sobre ramas y tras corte, aplicación directa con pincel sobre corte e inundación a nivel de pleamar. El resultado depende de las características de cada zona pero por ahora la erradicación sigue sin ser posible debido a la lluvia de semillas y al rebrote. El apósito ha dado buenos resultados en la marisma de Victoria y el arranque en Oyambre, donde se ha repetido varios años, lo que es fundamental.

En 2007 y 2008, el Gobierno Vasco inició un proyecto piloto de erradicación de esta planta en unas 12 ha en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Estas experiencias piloto dieron lugar al que sin duda ha sido el programa de control de *B. halimifolia* más relevante y ambicioso que ha tenido lugar en Europa: el proyecto LIFE “Restauración de hábitats de interés comunitario en los estuarios del País Vasco” (LIFE08 NAT/E/000055) concedido al Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco (Beteta y Rozas, 2014). El proyecto consistió en la eliminación de la especie en 300 hectáreas en tres estuarios integrados en la Red Natura 2000: la Reserva de la Biosfera de Urdaibai y el estuario del río Lea en Vizcaya y las marismas de Txingudi-Bidasoa en Guipúzcoa. Desde 2010 hasta 2014 y con un presupuesto de casi 2 millones de euros, se

trataron unos 570 000 ejemplares adultos y se eliminaron a mano más de 5 millones de plántulas (Gobierno Vasco, 2014). El tratamiento de los adultos consistió en la corta y posterior aplicación de glifosato sobre el tocón con ayuda de una brocha. Se empleó esta metodología con el fin de minimizar el posible impacto del herbicida en la flora y fauna nativas y se eligió el glifosato por su baja toxicidad y por ser biodegradable. Como resultado se ha obtenido una notable reducción de las poblaciones de *B. halimifolia* en los tres estuarios afectados y una buena recuperación de la vegetación autóctona: los carrizales han recolonizado el 40% de la superficie invadida, los juncales el 18% y los prados salinos el 9% (Gobierno Vasco, 2014). Sin embargo, un porcentaje importante de los individuos adultos tratados rebrotan aunque resulta interesante que el porcentaje de rebrote sea mayor en las zonas de mayor influencia marreal (Beteta *et al.*, 2012).

Debido a que existe aún un riesgo de recolonización importante por parte de *B. halimifolia* a partir del banco de semillas y del rebrote, es deseable, si no imprescindible, que para conseguir la erradicación o la contención local, las administraciones competentes continúen la labor comenzada por el Proyecto LIFE.

### Consideraciones generales y propuestas de control

Uno de los resultados más relevantes e informativos del Proyecto LIFE+ Estuarios Vascos es la publicación del Manual de gestión de *Baccharis halimifolia* (Ihobe, 2014). A través de la experiencia adquirida durante el desarrollo del proyecto se han elaborado directrices muy específicas para la toma de decisiones respecto a las actuaciones de control de *B. halimifolia* en función del grado de invasión, de las características de los ejemplares, del área de actuación (perturbada, inundable, sensible...), del coste económico, etc. Además se identifican las ventajas e inconvenientes de los diferentes métodos de eliminación empleados y de las épocas del año para realizar las actuaciones en función de la biología de la planta (Ihobe, 2014).

El proyecto LIFE “Restauración de hábitats de interés comunitario en los estuarios del País Vasco” concedido al Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco, ha sido sin duda el programa de control de *B. halimifolia* más relevante y ambicioso que ha tenido lugar en Europa. El proyecto consistió en la eliminación de la especie en 300 hectáreas en tres estuarios integrados en la Red Natura 2000: la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, el estuario del río Lea en Vizcaya y las marismas de Txingudi-Bidasoa en Guipúzcoa

De manera general, debido al gran potencial de dispersión de *B. halimifolia*, las estrategias encaminadas a controlar o erradicar esta especie deben contemplar acciones mantenidas en el tiempo y a escala regional y evitar actuar solo en zonas localizadas. La capacidad de rebrote después de la aplicación de herbicida sobre tocón obliga a replantearse esta metodología. Uno de los inconvenientes de la aplicación de herbicida sobre tocón es la necesidad de incrementar la concentración de producto para asegurar la absorción respecto a las concentraciones menores que permiten la absorción foliar eficazmente. La aplicación foliar por tanto podría simultáneamente proporcionar mayor mortalidad y reducir las concentraciones de glifosato empleadas. Por otro lado, teniendo en cuenta que la pérdida de viabilidad de las semillas ocurre en un plazo relativamente corto (14 meses o menos), la erradicación total

de una población en un único lugar podría ser factible si se insistiera en la eliminación de las plantas procedentes de la lluvia de semillas y de las plantas productoras de semillas (pies femeninos).

Por todo ello proponemos las siguientes consideraciones generales sobre las actuaciones de gestión:

- Sería preferible eliminar individuos femeninos en primer lugar para minimizar la lluvia de semillas.
- Se puede considerar la corta sin aplicación de herbicida ya que un porcentaje alto de individuos no rebrotará en zonas de influencia mareal debido al estrés fisiológico.
- Tras la evaluación del porcentaje de rebrote, se puede considerar la aplicación foliar de glifosato en los rebrotes de manera controlada e individualizada (con dispositivos que eviten la deriva del herbicida), lo que permitiría reducir la concentración de producto empleada.
- De manera alternativa, cuando sea posible, se puede considerar la inundación controlada para eliminar los individuos en fase de rebrote.
- Paralelamente se deben arrancar manualmente los individuos jóvenes.
- Los métodos anteriores deben ser persistentes en el tiempo hasta asegurar la eliminación local de los individuos femeninos y los jóvenes.
- Debido a la poca longevidad de las semillas, se puede aspirar a agotar la lluvia y el banco de semillas.
- Por último, la eliminación de los pies masculinos se puede adecuar a los recursos disponibles ya que, al no ser fuente de semillas, puede hacerse de manera más escalonada a lo largo del tiempo. ❀

## BIBLIOGRAFÍA

- Arizaga J., Unamuno, E., Clarabuch O. 2013. The impact of an invasive exotic bush on the stopover ecology of migrant passerines. *Animal Biodiversity and Conservation* 36(1), 1-11.
- Barriocanal, C., Font, J., Oliver, X., Rotllan, C. 2005. *Baccharis halimifolia* L. al Baix Empordà. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 73, 115-116.
- Beteta, E., Oreja, L., Prieto, A., Rozas, M. 2012. LIFE+ Project Estuaries of the Basque Country: control and elimination of *Baccharis halimifolia* in Urdaibai. *EEI 2012 Notas Científicas- GEIB Serie Técnica N° 5* (ed GEIB), pp. 9-12. León.
- Beteta, E. & Rozas, M. 2014. ¿Qué es el proyecto LIFE + Estuarios? *Quercus*. Número extraordinario 2 (LIFE+ Estuarios Vascos), 4-5.
- Brunel, S. (coord.) 2003. Plantas envahissantes de la Région Méditerranéenne. Agence Méditerranéenne de l'Environnement. Agence Régionale pour l'Environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, 48 pp.
- Campos, J.A. 2010. Flora alóctona del País Vasco y su influencia en la vegetación. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco, UPV/EHU.
- Campos, J.A. y Herrera, M. 2009a. Análisis de la flora alóctona de Bizkaia (País Vasco, España). *Lazaroa* 30, 7-33.
- Campos, J.A. y Herrera, M. 2009b. Diagnóstico de la flora alóctona invasora de la CAPV. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco. 296 pp. Bilbao.
- Campos, J.A., Herrera, M., Biurrun, I., Loidi, J. 2004. The role of alien plants in the natural coastal vegetation in central-northern Spain. *Biodiversity and Conservation* 13(12), 2275-2293.
- Caño, L., Tens, M., Fuertes-Mendizabal, T., González-Moro, M.B., Herrera, M. 2011. The role of plasticity, genetic variation and maternal effects in the tolerance to salinity in the invasive plant *Baccharis halimifolia*. 96th ESA Annual Meeting. Austin, Texas, In ESA Austin, Texas.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D., Herrera, M. 2012. Distribución, ecología e impacto del arbusto invasor *Baccharis halimifolia* en ecosistemas costeros del Norte de España. 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 N° 5. 218 pp. León.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D., Herrera, M. 2013a. Replacement of estuarine communities by an exotic shrub: distribution and invasion history of *Baccharis halimifolia* in Europe. *Biological Invasions* 15, 1183-1188.
- Caño, L., García-Magro, D., Herrera, M. 2013b. Phenology of the dioecious shrub *Baccharis halimifolia* along an environmental gradient: consequences for the invasion of Atlantic subhalophilous communities. *Plant Biosystems* 147(4), 1128-1138.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D., Herrera, M. 2014. Invasiveness and impact of the non-native shrub *Baccharis halimifolia* in sea rush marshes: fine-scale stress heterogeneity matters. *Biological Invasions* 16(10), 2063-2077.
- Charpentier, A., Riou, K., Thibault, M. 2006. Bilan de la champagne de contrôle de l'expansion du *Baccharis halimifolia* menée dans le Parc naturel régional de Camargue (PNRC) en automne 2004 et 2005. Tour du Valat et Parc Naturel régional de Camargue.
- Diatloff, G. 1964. How far does groundsel seed travel? *Queensland Agricultural Journal* 51, 354-356.
- EPP0 2014. *Baccharis halimifolia* L. Asteraceae – Groundsel Bush. *EPP0 Bulletin* 44(1), 5-10.
- GEIB 2006. TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N° 2, pp. 116, León.
- Gobierno Vasco. 2014. Informe Layman. Proyecto LIFE+ Estuarios del País Vasco. Gobierno Vasco-Ihobe.
- Herrera, M., Campos, J.A. 2010. Flora alóctona invasora de Bizkaia. Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia. Diputación Foral de Bizkaia. 196 pp. Bilbao.
- Hobbs, R., Mooney, H. 1987. Leaf and shoot demography in *Baccharis* shrubs of different ages. *American Journal of Botany* 74, 1111-1115.
- Ihobe. 2014. Manual de gestión de *Baccharis halimifolia*. Ihobe SA, Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Gobierno Vasco, 118 pp. Bilbao.
- Izco, J., Guitián, P., Sánchez, J.M. 1992. La marisma superior cántabro-atlántica meridional: estudio de las comunidades de *Juncus maritimus* y de *Elymus pycnanthus*. *Lazaroa* 13, 149-169.
- Lorda, M. 2013. Catálogo florístico de Navarra. Nafarroako landare katalogoa. 280 pp. Monografías de Botánica Ibérica, n° 11. Jolube Consultor Botánico y Editor, Jaca (Huesca).
- Lozano, P., Alagón, I. 1995. Estudio fitogeográfico y botánico de las islas del Bidasoa. *Lurralde* 18, 197-228.
- Panetta, F. 1977. The effects of shade upon seedling growth in groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.). *Australian Journal of Agricultural Research*. 28, 681-690.
- Panetta, F. 1979. Germination and seed survival in the woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.). *Australian Journal of Agricultural Research* 30, 1067-1077.
- Podda, L., Fraga, P., Mayoral, O., Mascia, F., Bacchetta, G. 2010. Comparación de la flora exótica vascular en sistemas de islas continentales: Cerdeña (Italia) y Baleares (España). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 67 (2), 157-176.
- Sims-Chilton, N.M., Panetta, F.D. 2011. *The biology of Australian weeds* 58. *Baccharis halimifolia* L. *Plant Protection Quarterly* 26, 114-123.
- Tolliver, K.S., Martin, D.W., Young, D.R., 1997. Freshwater and saltwater flooding response for woody species common to barrier island swales. *Wetlands* 17, 10-18.
- Uribe-Echebarría, P.M., Campos, J.A. (2006). Flora Vascular Amenazada de la Comunidad Autónoma del País Vasco. 389 pp. Serv. Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Valle, A., Varas, J., Sainz de la Maza, M. 1998. Principales aspectos de la ecología y control de la "*Baccharis halimifolia*" L., una especie "invasora" del litoral cantábrico. *Montes* 57, 29-38.
- Westman, W.E., Panetta, F.D., Stanley, T.D. 1975. Ecological studies on reproduction and establishment of woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.: Asteraceae). *Australian Journal of Agricultural Research* 26(5), 855-870.
- Young, D.R., Erickson, D.L., Semones, S.W. 1994. Salinity and the small-scale distribution for 3 barrier-island shrubs. *Canadian Journal of Botany- Revue Canadienne de Botanique* 72, 1365-1372.



# Invasiones de plantas en islas: procesos no extrapolables

José Ramón Arévalo Sierra

Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de La Laguna

## LAS INVASIONES COMO CAUSA DE PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD

Una de las frases más recurrentes dentro del mundo del estudio de las especies invasoras es: “las invasiones biológicas son la segunda causa de extinción de especies y pérdida de biodiversidad a lo largo del planeta después de la destrucción de hábitats” (Mack and D’Antonio, 1998). Aunque es evidente y conspicuo el efecto en la diversidad y biodiversidad de las especies invasoras, ciertamente, esta aseveración no deja de ser una referencia circular sin datos suficientes para ser considerada con un impacto tan dramático. Básicamente, tal como han puesto de manifiesto algunos autores (Theodoropoulos, 2003), estaríamos ante una extrapolación de casos particulares, especialmente en islas, donde verdaderamente el impacto de las exóticas ha podido ser dramático hasta el punto de provocar cambios en los ecosistemas, como es el caso de la introducción de *Myrica faya* en Hawaii (Vitousek *et al.*, 1987) o el de depredadores vertebrados que tanto impacto han podido tener en la fauna de los ecosistemas insulares, más vulnerables cuanto más aislados.

En cualquier caso, podemos decir que está plenamente consensuado que la contribución de las especies invasoras a la pérdida de biodiversidad y al cambio ambiental es un hecho cada vez más aceptado, lo que ha conducido a que muchos gobiernos inviertan una gran cantidad

de recursos para su combate y erradicación. Pero para poder llevar cabo medidas de gestión efectivas es necesario un mayor conocimiento de los procesos que promueven o limitan las invasiones. Aunque actualmente existen numerosos estudios que tratan de explicar por qué algunas especies vegetales introducidas se convierten en invasoras, aún no se puede afirmar con rotundidad cuándo (en qué momento de la invasión) o dónde (bajo qué condiciones ambientales) los procesos que controlan las invasiones son más importantes. Si bien se han desarrollado numerosas hipótesis al respecto, incluso las más aceptadas, como por ejemplo la hipótesis de la evolución del incremento de la habilidad competitiva, la hipótesis de la relación diversidad-invasibilidad o la hipótesis de las nuevas armas, estas ofrecen normalmente evidencias contradictorias o proponen mecanismos aplicables únicamente a ciertas especies o comunidades (Dietz y Edwards, 2006). Estos hechos se vuelven más contradictorios al relacionar los resultados con ambientes insulares.

No son conocidos los casos en los cuales se muestran especies de plantas invasoras como causa de extinción de especies nativas. A pesar de que puedan aparecer casos (como es habitual con la introducción de vertebrados en islas carentes de ellos), siempre es interesante realizar un estudio y análisis profundo, ya que pueden ser otras las causas que están provocando los impactos negativos en poblaciones nativas,

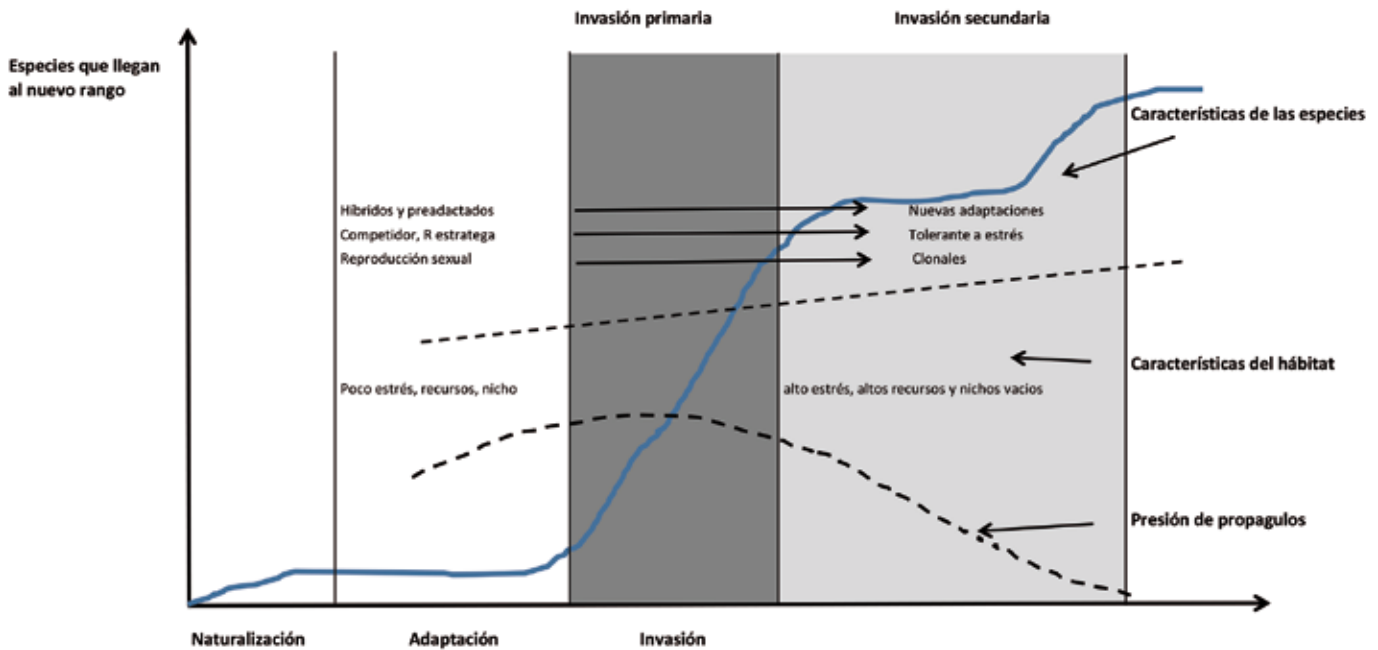


Figura 1. Modelo conceptual de las fases primarias y secundarias de las invasiones propuesto por Dietz & Edwards (2006). Las líneas verticales representan cambios de fase. Cambios en la importancia relativa de los rasgos de las especies (que les confieren el potencial invasivo), en las características del hábitat (la invasión disminuye hacia fases tardías de la invasión) y presión de propagulos (promueve la invasión) son indicados por cambios en las proporciones de sus respectivas áreas (separadas por líneas punteadas). Posibles cambios en las características de especies y hábitats son también indicadas (flechas). C: competidor; S: tolerante al estrés; R: estrategia ruderal. Reproducido de Dietz & Edwards (2006).

siendo las especies introducidas tan solo un síntoma de perturbación y no una causa. Casos como el *Myrica faya* en Hawaii o el del *Bromus tectorum* en California, son más una excepción a esta regla que una generalidad sobre el impacto de las especies invasoras (utilizando en esta revisión la palabra “invasora” para referirnos a aquellas que causan desplazamiento de flora nativa de forma directa y no como consecuencia de otro tipos de causas, como pueden ser perturbaciones del entorno).

### UN MODELO PARA EXPLICAR LAS DISTINTAS FASES DE UNA INVASIÓN

Aun así, existen algunos patrones que describen cómo en las islas, en su consideración de pequeños continentes a escala, podemos determinar el proceso por el cual una especie se vuelve invasora y además qué tipo de impacto pueden generar a nivel global. En el año 2006 Dietz y Edwards propusieron un nuevo concepto, el de

las fases ecológicas y evolutivas críticas de la invasión de plantas, que se extendió rápidamente por la comunidad científica y que promete desentrañar el funcionamiento de los procesos de invasión. Algunos modelos conceptuales previos ya reconocían que existen diferentes mecanismos que determinan i) cuándo y cómo una especie es introducida dentro de una nueva área, ii) si una especie introducida llegará a naturalizarse, iii) cuánto tiempo es necesario antes de que una especie entre en la fase de rápida expansión (fase de reposo) y iv) cómo de exitosa puede ser la invasión. Pero estos modelos se centran únicamente en el análisis de los patrones y procesos que preceden a la invasión, como la introducción, naturalización y fase de reposo. Estos mismos autores argumentan que cambios importantes ocurren en los procesos conductores de las invasiones también después de estas etapas iniciales, introduciendo por tanto una nueva distinción entre fases primarias y secundarias de la invasión. Reconocen tres conjuntos de factores que influyen en el proceso de invasión: rasgos de las especies, carac-

terísticas del hábitat y presión de propágulos, y qué puede cambiar según las diferentes fases determinando la evolución del mismo. En cualquier caso este es un modelo que no se ha evaluado plenamente pero que encaja bien dentro del concepto de estudio establecido y conocido acerca del desarrollo de una invasión.

Parte fundamentalmente de dos observaciones; la primera, que las invasiones usualmente comienzan con la colonización de hábitats perturbados, climáticamente favorables (o compatibles), usualmente asociados a la actividad humana, y la segunda, que las poblaciones de muchas especies invasoras poseen o adquieren el potencial genético para expandirse en los hábitats menos perturbados, naturales o seminaturales, y/o climáticamente más estresantes donde rasgos ecológicos diferentes son requeridos. Por tanto, la colonización de los hábitats de la segunda fase (naturales o seminaturales) solo es posible si una especie puede extender su rango ecológico, en términos de las condiciones abióticas que puede tolerar o de los tipos de vegetación que puede colonizar (Figura 1).

Si como propone este modelo, el contexto ecológico puede cambiar durante el curso de una invasión, podemos esperar por ende, que se produzcan cambios en los rasgos y comportamiento de las especies invasoras en las diferentes fases, bien debido a la propia plasticidad de las especies o como resultado de la continua selección natural. Existen evidencias, aunque limitadas, que soportan esta predicción en variedad de especies, como cambios en la fenología, formas de crecimiento, patrones de distribución de recursos y estrategias reproductivas. La revisión de Bridle y Vines (2007) también ofrece apoyos a este modelo, ya que estos autores argumentan que la expansión de las poblaciones depende de complejas interacciones entre factores ecológicos y evolutivos, que incluyen las condiciones abióticas y el potencial para el desplazamiento ecológico ante nuevas condiciones bióticas, la fuerza de los gradientes bióticos y abióticos, y la habilidad de migración (dispersión) de las especies.



#### CARACTERÍSTICAS GENERALES A EXTRAPOLAR DE INVASIONES EN ISLAS OCEÁNICAS

Asumiendo este modelo y el marco que presenta de las fases de una invasión, podemos evaluar ahora los distintos impactos de las especies invasoras en el hábitat de acogida tal como plantean los modelos empíricos. En el





trabajo de revisión de Kueffer *et al.*, 2010, sobre invasiones en islas oceánicas, se concluye que existen patrones generales y consistentes en los procesos de invasiones. Aunque es cierto que las propias características de la planta introducida son fundamentales para convertirla en invasora, también lo es que ciertos procesos de perturbación o indicadores económicos se convierten en buenos predictores

de las invasiones de una isla. La actividad económica (medida como producto interior bruto) se convierte en un indicador excelente del grado de invasibilidad en islas. En trabajos no publicados aún en las Islas Canarias, los mejores indicadores de invasibilidad a lo largo del último siglo vienen siendo el producto interior bruto, número de turistas y población, frente a otros indicadores de cambio global

Muestreo de vegetación en borde de carreteras.



Flores de *Spartocytisus supranubius*, especie nativa con especiales adaptaciones a clima de alta montaña

utilizados en la actualidad e indicadores de incremento de temperaturas (media de las temperaturas mínimas diarios).

Uno de los efectos inmediatos de esta actividad económica viene siendo el aumento de las vías de comunicación, causando, aún más si cabe, el proceso de homogenización de la comunidad de plantas incluso a nivel local. El estudio realizado en la isla de Tenerife (Arévalo *et al.* 2010) muestra como en tres carreteras de costa a cumbre (un gradiente aproximado de 2450 m) donde se analiza la comunidad de plantas, se demuestra un grado de homogenización en composición de plantas consecuencia de esta perturbación indicadora de desarrollo económico debido a las dispersión de especies invasoras e introducidas. No solo el desarrollo de vías de comunicación es un

factor importante que induce a la homogenización de las comunidades, también las áreas urbanizadas son importantes fuentes de homogenización.

Por otro lado las liberaciones de plantas de forma intencionada o por intereses tanto comerciales como ornamentales, son otra de las grandes causas de aumento de los niveles de invasiabilidad de islas oceánicas. En trabajos también realizados en Tenerife se observan como los campos de golf y rotondas de las vías de comunicación actuaban como auténticos reservorios de propágulos, dispuestos estos propágulos a dispersarse por los ambientes naturales. En este estudio incluso se encontraron 16 nuevas citas de especies para Canarias, indicando la importancia que tienen como elementos potenciales de alteración de los procesos ecológicos nativos

(Siberio 2012). En este caso es obvio que el manejo responsable de este tipo de áreas puede resolver múltiples problemas futuros en relación con este tema.

En tercer lugar, el hecho de que una planta sea invasora en una isla oceánica, no la hace más invasora en otras islas que otras especies no nativas. Aun así, es cierto que un 10% de las especies de plantas invasoras son invasoras constantes mientras que el resto 90% solo de forma ocasional. Por lo tanto, no solo las propias características de la planta son suficientes para entender la potencialidad invasora de estas, sino también habrá que analizar las perturbaciones antropógenicas del entorno, intensidad de llegada de propágulos, condiciones de hábitat, historia, nicho disponible y la relación a largo plazo entre las especies nativas y no nativas. Todos estos elementos analizados de forma conjunta pueden ayudar a predecir la vulnerabilidad del entorno o escenarios particulares vulnerables a las invasiones.

### AMBIENTES MONTANOS INSULARES ¿PROTEGIDOS DE LAS INVASIONES?

Una idea que persiste sobre invasiones biológicas, es que los ecosistemas de alta montaña, por sus características ambientales poseen cierta protección ambiental con respecto a las invasiones biológicas. El tamiz ambiental resultaría infranqueable para estas especies y limitaría su capacidad colonizadora. Este hecho es de gran importancia, ya que los ambientes de alta montaña proveen de multitud de servicios ecosistémicos para los asentamientos humanos de las zonas, además de contener importantes y frágiles ecosistemas y poblaciones de plantas y animales que en general son en un alto porcentaje endémicos de dichos ambientes con adaptaciones muy particulares (el caso del *Spatocytisus supranubius* en las zonas altas del Parque Nacional del Teide, Tenerife). El grado de aislamiento en el caso de ambientes montanos insulares es obviamente mayor, y por ello, todos los efectos que se pueden dar en estos ambientes en los continentes se verán multiplicados en las islas.

Las liberaciones de plantas de forma intencionada por intereses tanto comerciales, como ornamentales, son otra de las grandes causas de aumento de los niveles de invasibilidad de islas oceánicas. En trabajos realizados en Tenerife se observa como los campos de golf y rotondas de las vías de comunicación actuaban como auténticos reservorios de propágulos, dispuestos a dispersarse por los ambientes naturales

Sin embargo, distintos estudios están poniendo en entredicho estas aseveraciones al haber aportado resultados y evidencias de que muchas especies no nativas están colonizando ecosistemas de alta montaña y que muchas de estas especies colonizadores estarían ya provocando un impacto en los servicios ecosistémicos (Pauchard *et al.*, 2009). En estos trabajos se pone de manifiesto una diversidad de factores que intensificarían esta colonización por especies no nativas de estos ambientes montanos, destacando el calentamiento global, provocando la irrupción de nuevas especies no nativas en ambientes montanos e impactos importantes en los servicios ecosistémicos, afectando no solamente a las áreas de montaña, sino también a todas las adyacentes.

Los factores determinantes de la mayor invasibilidad futura de los ambientes montanos pueden quedar recogidos en cinco de forma general:

- Filtro ambiental: Temporal y no permanente, como consecuencia del aumento de transporte de propágulos y las introducciones de-



Existen una diversidad de factores que están intensificando la colonización por especies no nativas en ambientes montanos, destacando el calentamiento global, que están provocando impactos importantes en los servicios ecosistémicos, que afectan no solamente a las áreas de montaña, sino también a todas las adyacentes

liberadas, lo que permite preadaptaciones de las especies a los nuevos hábitats de acogida. El cambio climático obviamente resultará un elemento que favorecerá estas colonizaciones, sobre todo por los incrementos de temperaturas en los periodos de crecimiento de las plantas.

- Perturbaciones antrópicas: Tanto naturales como humanas, las perturbaciones antrópicas se convierten en un factor fundamental a la hora de promover las invasiones biológicas o favorecerlas. Las naturales provocan cambios importantes, pero son sobre todo las provocadas por el hombre las que tienen una mayor capacidad de perturbación. Las zonas altas están siendo ocupadas no solo por infraestructuras turísticas, sino también en países en vías de desarrollo, por asentamientos agrícolas con nuevos cultivos adaptados a condiciones más extremas pero igualmente rentables o especies ganaderas de zonas de frío. El crecimiento lento y los largos ciclos de vida de las especies nativas de ambientes de alta montaña sería una característica que incrementaría la vulnerabilidad de estas especies.
- Interacciones bióticas: En condiciones de alta montaña, la facilitación entre especies

favorece la colonización (las especies preexistentes modifican el medio y la condiciones ambientales a microescala espacial favoreciendo la colonización de esos entornos pequeños por otras especies, nativas o introducidas). En ambientes de altas montaña la facilitación se vuelve más importante y podemos llegar a decir que a mayor riqueza, mayor posibilidad de invasiones debido a estas facilitaciones. Mientras la competencia puede ser un factor importante a baja altitud, la facilitación se convierte en un fenómeno más importante en ambientes de alta montaña, dando lugar a lo que se ha definido como “crisis invasiva” (Simberloff y Von Holle, 1999).

- Presión de propágulos: La presión de propágulos puede ser en algunos casos la primera causa de favorecimiento de las invasiones. En ambientes de alta montaña isleños, las carreteras se convierten en el factor principal de dispersión de las especies no nativas, llegando estas incluso a altitudes en las que no se pueden establecer, pero si pueden germinar y aparecer como individuos (Arévalo *et al.*, 2005). La diversidad de especies en ambientes de alta montaña siempre es mayor cerca de las vías de comunicación, tanto nativas como introducidas. Dado que las infraestructuras no paran de aumentar a lo largo de estos ambientes, el aislamiento de estos ambientes empieza a disminuir, siendo en algunos casos prácticamente anecdóticos (turismo, actividades deportivas, asentamientos veraniegos...).

Tal como se ha sugerido, cabe esperar más resistencia en ambientes de alta montaña a las invasiones, y sin embargo si se ha podido detectar una mayor vulnerabilidad, sobre todo en el caso de las perturbaciones tanto naturales como antrópicas. Todo indica que se avecina un cambio rápido en la tasa de colonización de especies no nativas de estos ambientes, que por los factores vistos anteriormente, deteriorarán la tradicional resistencia a las invasiones que presentaban. También es cierto que el proceso general no se ha desencadenado aún y es





posible esperar que una vez detectados estos síntomas, la ciencia y la gestión de estos espacios puedan invertir lo que indican todos estos modelos.

Es también intenso el problema que pueden originar las especies introducidas en sus congéneres alopáticos (especies relacionadas genéticamente con un origen común), dando lugar a hibridaciones que provocan una pérdida de diversidad genética. Como ejemplo de ello tenemos a la *Phoenix canariensis*, que hibrida bastante fácil con la variedad doméstica *P. dactylifera* (cultivada desde hace más de 5000 años en las zonas del Mediterráneo oriental).

La hibridación ha llegado a ser de tal intensidad, que quedan pocas poblaciones de *Phoenix* que puedan denominarse pura de la especie *P. canariensis*, tan solo en algunos zonas de interior de las isla de La Gomera y de Gran Canaria (González-Pérez y Sosa 2009). Este proceso de pérdida de diversidad genética también se da en otros archipiélagos, como en Cabo Verde, donde le viene ocurriendo lo mismo a la especie nativa de palmera del lugar, *P. atlántica* (Morici, 2004).

Centrándonos en el caso de las Islas Canarias, las distintas listas dan unas proporciones de especies exóticas con respecto a las nativas que

*Phoenix dactylifera*  
y *Phoenix canariensis*  
plantadas en  
la zona sur de  
Gran Canaria.

En ambientes de alta montaña isleños, las carreteras se convierten en el factor principal de dispersión de las especies no nativas, llegando éstas incluso a altitudes en las que no se pueden establecer, pero si pueden germinar y aparecer como individuos. La diversidad de especies en ambientes de alta montaña siempre es mayor cerca de las vías de comunicación, tanto nativas como introducidas. Dado que las infraestructuras no paran de aumentar a lo largo de estos ambientes, el aislamiento de estos ha empezado a disminuir

varían entre el 3 y el 45%. Los últimos listados, algo más elaborados y específicos, nos llevan a valores del 41% (Arechavaleta *et al.* 2010), pero existe bastante incertidumbre en este caso, lo que no suele ocurrir en este tipo de ambientes en otras zonas del planeta como Hawaii, Nueva Zelanda o incluso Suráfrica. La cercanía al continente africano (95 km aprox.) hace que para muchas especies, especialmente gramíneas u otras de pequeño tamaño de semilla, sea complicado determinar si han sido asistidas de forma antrópica para su llegada a las islas o han llegado de forma natural. Por eso resultan a veces tan variables los listados de especies introducidas que se dan entre unos autores y otros (Arévalo 2009). En la última revisión publicada (Arechavaleta *et al.*, 2010) se atiende a estos problemas y se introducen distintas categorías tales como introducida invasora, introducida, nativo posible, nativo probable, introducido probable, etc.

## ACCIONES INSULARES CONTRA LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS

Lo primero sería preguntarse si realmente se vive una crisis de diversidad como consecuencia de la proliferación de especies introducidas a lo largo del planeta. Las revisiones de listados de especies en los últimos años hacen ver que en el caso de las islas, está claro que ha habido un aumento del número de especies, sobre todo aquellas que han tenido un gran desarrollo económico en los últimos años. Sin embargo, a nivel continental, los pocos datos que existen de comparación de listas en los últimos cien años, nos hacen ver que el número de especies no nativas ha podido pasar de un 6 a un 8% (Flora de Norteamérica). Parece acertado pensar que el problema no es general a lo largo y ancho del planeta, sino que existen casos específicos en los que dada la vulnerabilidad del entorno y de las especies nativas, las introducidas se pueden convertir en un problema. En este último caso nos estamos refiriendo a los ecosistemas insulares, sensible a estas introducciones que pueden llegar a provocar cambios a nivel ecosistémico.

Por otro lado, está más que demostrado que la prevención se convierte en el arma más efectiva a la hora de controlar estas especies, pero también es cierto que en un mundo globalizado como el que tenemos, no podemos realizar esas denominadas *listas blancas* (Simberloff 2006) para cada territorio con el único objeto de limitar el movimiento de especies, permitiendo únicamente el movimiento de aquellas que no muestran capacidad invasiva (con los datos actuales). Esto último se erige como una idea, si cabe, algo más romántica y bucólica que real. Está claro que la actuación aduanera es una de las vías de prevención, pero con limitaciones tan importantes como obvias.

Asumiendo que la planta haya entrado ya en el archipiélago de forma accidental, lo habrá hecho a través de vías habituales: esquejes de





jardinería, bordes de carreteras, campos de golf, infraestructuras deportivas que requieran creación de zonas verdes... Constituye este el segundo punto donde habría que llegar a controlar. Una especie captada en los primeros estadios da muchas posibilidades de éxito a la erradicación de la misma. También es cierto que requiere un buen conocimiento del personal que trabaja en ese tipo de zonas.

Cuando la planta ya ha salido de sus primeros hábitats de acogida, habrá que valorar la situación en la que se encuentra. La dilapidación de recursos públicos en disminuir el

número de individuos de las especies introducidas es ingente con prácticamente nulos efectos hacia unos pocos años o incluso meses. La falta de programas a largo plazo (debido a limitaciones presupuestarias) y de seguimiento, convierten estos programas de erradicación de especies en meros elementos de contratación pública con un fin social (lo que a algunos les puede parecer ya una buena razón de uso de estos recursos públicos) sin ningún tipo de efecto en la erradicación de la especie. Asimismo, son recurrentes los casos que se originan como modas pasajeras más o menos acertadas, y en los cuales se ponen en marcha planes puntuales para erradicar

Erradicación de *Opuntia dillenii* con tratamientos químicos y mecánicos.



especies invasoras: el tabaco moro (*Nicotiana glauca*), el rabo de gato (*Pennisetum setaceum*), la amapola de california (*Eschscholzia californica*), tunera india (*Opuntia dillenii*)... Y en cuestión de un par de años se abandonan, con la misma volatilidad con la que surgieron, lo que origina un resurgir completo de las poblaciones.

La variable temporal no deja de ser un factor fundamental también para el diagnóstico de las posibilidades de enfrentarnos a una especie invasora. Pasado un tiempo las especies se imbrican en los procesos ecológicos de los ecosistemas de acogida, constituyéndose, en cuestión de muy poco tiempo, como elementos fundamentales para el mantenimiento de las poblaciones nativas. Como ejemplo estaría la introducción de la *Opuntia dillenii* en Tenerife, que en algunas zonas se convierte en un elemento fundamental para el mantenimiento de las poblaciones de lagarto local (*Gallotia galloti*). Una vez las especies se encuentran tan relacionadas, la erradicación puede ser costosa, casi imposible, sin importantes costes ambientales.

Todo ello nos lleva a una situación clave para poder entender las invasiones biológicas, y es la necesidad de estudio a largo y medio plazo que nos familiarice con el ciclo biológico de la especie, a la realización de experimentos de laboratorio donde se evalúen su capacidad competitiva, las condiciones que las favorecen, qué especies le pueden perjudicar en su dispersión, sus mecanismos de control, las técnicas de erradicación, etc... No obstante esta parte prácticamente se olvida y es habitual que se manden cuadrillas de trabajadores a cortar especies introducidas, o a rociarlas con herbicida, sin saber que el efecto que ello ocasiona podría estar favoreciendo más que perjudicando a la especie invasora.

En definitiva, parece ser una idea asumida y extendida que la actividad humana y el tráfico de mercancías y personas se va a incrementar en el futuro, y con ello, el transporte de propágulos. Tal como se ha visto en ambientes de alta montaña, son de esperar introducciones

cada vez más comunes en los subsiguientes años. Algunas medidas al menos limitarían esta llegada, sin necesidad de condicionar elementos fundamentales de la economía, como el establecer fuertes fronteras al comercio, pudiéndose destacar entre las medidas a tomar las siguientes:

- Reducir el número de especies que se consideran amenazas de los múltiples listados. Centrarse tan solo en las reconocidas como agresivas para zonas similares o que queramos proteger. Esto favorecerá el destino de fondos hacia especies peligrosas y dejaremos de gastarlos en otras que no lo son tanto. La extensión de los listados minimiza la importancia de la denominación “especie peligrosa”.
- Realizar estudios a largo y medio plazo de las especies más dañinas para el medio natural, con una perspectiva de mantenimiento y que permitan valorar la efectividad de las medidas de erradicación a tomar, o al menos, si esto no fuere posible, de control. Esto requerirá contar con expertos en las especies y sobre todo con la necesidad de que estos datos permitan modelizar la situación futura.
- Una vez identificadas las especies de mayor peligrosidad, controlar el tráfico de las mismas a través de aduanas con buenos programas de formación del personal involucrado en las funciones de control de fronteras.
- Equipo de trabajo permanente que revise los principales focos de entrada de las especies introducidas. Especialistas y taxónomos que sean capaces de reconocer a especies no nativas en campos de golf, jardines, infraestructuras deportivas... El equipo debe ser permanente, lo que facilitaría las identificaciones tempranas de las entradas de especies.
- Para las especies ya establecidas en ambientes fuera de los iniciales de acogida, valorar

las posibilidades de éxito de las medidas de control y erradicación. Seguimiento constante de estos mismos tratamientos para valorar el éxito en la erradicación de la especie.

- Desdramatizar el lenguaje que se utiliza cuando se habla de especies introducidas, ya que aun pudiendo constituir un problema serio en algunas zonas, no favorece mucho la comprensión del problema desde un lado público. Como ha descrito Theodoropoulos (2003), hacen más daño al medio ambiente las cuadrillas de ecologistas con sus mochilas cargadas de herbicida, que la propia planta introducida en sí.
- Información pública a todos los niveles, ni que decir tiene que la televisión se puede convertir en el arma más eficiente para el control de una invasión ecológica.

Muchas de estas propuestas ya están en marcha en algunas administraciones, y sin embargo no parece que el éxito les haya acompañado. Posiblemente fallen aspectos informativos, por destacar alguno. Entre el no hacer nada y la crisis biológica, el personal técnico debe ajustar sus maniobras hacia la optimización de los recursos públicos con la mayor efectividad posible. Seguir hablando de crisis de diversidad debido a las exóticas, suena un poco a calentamiento global, que de tanto exprimir y abusar del término, el público dejará de considerarlo como un problema ávido de recursos para pasar a ser otro más de los grandes procesos apocalípticos caídos en el olvido y que han amenazado a la sociedad en los últimos siglos, (enfriamiento global, lluvia ácida, agujero de ozono, calentamiento global, cambio global, ¿siguiente?). ❀

## REFERENCIAS

- Arechavaleta, M., Rodríguez, S., Zurita, N. y García, A. *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos plantas y animales terrestres 2009*. Gobierno de Canarias. 2010.
- Arévalo, J.R., Delgado, J.D., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M. y Fernández-Palacios, J.M. 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* No. 7. 2005. Pags 185 a 202.
- Arévalo, J.R. Some concerns about the Canary Islands and the introduced species in forest stands. *The Open Forest Science Journal* No. 2. 2009. Pags 60 a 62.
- Arévalo, J.R., Otto, R., Escudero, C., Fernández-Lugo, S., Artega, M., Delgado, J.D. y Fernández-Palacios, J.M. Do anthropogenic corridors homogenize plant communities at a local scale? A case studied in Tenerife (Canary Islands). *Plant Ecology* No. 209. 2010. Pags 23 a 35.
- Bridle, J. y Vines, T.H. Limits to evolution at range margins: when and why does adaptation fail? *Trends in Ecology and Evolution* No. 22. 2007. Pags 140 a 147.
- Dietz H. y Edwards P.J. 2006. Recognition of changing processes during plant invasions may help reconcile conflicting evidence of the causes. *Ecology* No. 87. 2006. Pags 1359 a 1367.
- González-Pérez, M.A. y Sosa, P. Hybridization and introgression between the endemic *Phoenix canariensis* and the introduced *P. dactylifera* in the Canary Islands. *The Open Forest Science Journal* No. 2. 2009. Pags 78 a 85.
- Kueffer, C., Daehler, C.C., Torres-Santana, C.W., Lavergne, C., Meyer, J.-Y., Otto, R. y Silva, L., 2010. A global comparison of plant invasions on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* No. 12. 2010. Pags 145 a 161.
- Mack, M.C. y D'Antonio, C. M. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution* No. 13. 1998. Pags 195 a 198.
- Morici, C. Palmeras e islas: la insularidad en una de las familias más diversas del reino vegetal. En: Fernández-Palacios, J.M. y Morici, C. (eds.) *Ecología insular / Island ecology*. Asociación Española de Ecología Terrestre, Cabildo Insular de La Palma. 2004. Pags 81 a 122.
- Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Alexander, J., Edwards, P., Arévalo, J.R. et al. Ain't not mountain high enough: Plant invasions reaching new elevations? *Frontiers in Ecology and the Environment* No. 9. 2009. Pags 479 a 486.
- Siberio, A.M.N. *Aportación al conocimiento de la flora arvense de jardines, espacios públicos ajardinados y áreas deportivas de la isla de Tenerife*. Tesis Doctoral. 2012. Universidad de La Laguna, La Laguna.
- Simberloff, D. y Von Holle, M. 1999. Synergistic interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions* No.1. 1999. Pags 21 a 32.
- Simberloff, D. Risk assessments, blacklists, and white lists for introduced species: are predictions good enough to be useful? *Agricultural and Resource Economics Review* No. 35. 2006. Pags 1 a 10.
- Theodoropoulos, D.I. *Invasion Biology. Critique of a Pseudoscience*. Avvar Books. 2003. California.
- Vitousek, P. M., Walker, L. R., Whitaker, L. D., Mueller-Dombois, D. y Matson, P. A. (1987). Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science* No. 238. 1987. Pags. 802 a 804.

# Distribución vertical del mejillón cebra en el embalse de Iznájar. Estrategias de control: gestión de niveles

Verónica Gros Giraldo<sup>1</sup>, Marta de la Cruz Vera<sup>2,3</sup>,  
Víctor Juan Cifuentes Sánchez<sup>1</sup>, Rafael Álvarez Giménez<sup>1</sup>  
y Juan Manuel Palero Sanz<sup>3</sup>

1. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

2. Universidad de Córdoba

3. Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA)

En el año 2009 se detectó por primera vez mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en el embalse de Iznájar y, desde entonces, se ha expandido por todo el embalse.

Además de las implicaciones a nivel ecológico (cambio de las características físico-químicas del agua, competencia con otras especies, etc.), su desarrollo conlleva un gran problema a nivel de infraestructuras hidráulicas al obstruirlas, causando grandes inconvenientes en captaciones (abastecimiento, regadío, centrales hidroeléctricas, etc.), en el paramento y elementos de presas, etc.

Por tanto, el conocimiento del desarrollo y ciclo vital de esta especie invasora en cada ecosistema al que coloniza resulta crucial para poder minimizar los daños causados en las distintas instalaciones, y poder realizar de forma eficaz la gestión del recurso hídrico.

Este artículo presenta la distribución vertical del mejillón cebra en el embalse de Iznájar

y su relación con los gradientes de temperatura y oxígeno (termoclina y oxiclina). La información obtenida resulta de gran importancia en la política de desembalses para el control del mejillón cebra y la preservación de infraestructuras hidráulicas y masas de agua.

## PROBLEMAS QUE CAUSA EL MEJILLÓN CEBRA

El mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) es un molusco bivalvo de agua dulce de unos dos o tres centímetros de longitud que fue descubierto en el mar Caspio en 1771. Se trata de un organismo invasor dañino, capaz de originar cambios ecológicos drásticos en los ecosistemas donde se instala. El proceso de dispersión de esta especie ocurre debido a la interconexión de cuencas fluviales, el trasiego de embarcaciones u objetos con individuos fijados, la transmisión por parte de organismos vivos, etc.



Actualmente está presente y continua invadiendo aguas continentales (ríos, lagos, lagunas y embalses) de América del Norte y Europa debido a actividades y presiones humanas sobre las masas de agua.

En España, se detectó por primera vez en el año 2001 en el tramo bajo del Ebro y hoy en día se encuentra distribuido por toda las cuencas del Ebro, Júcar y Segura, País Vasco y Cataluña. Además, en 2009 se halló en el embalse granadino de los Bermejales y recientemente en el de Iznájar.

En lo referente a los factores que influyen en la supervivencia y proliferación del mejillón cebra se encuentran la velocidad del agua, el oxígeno disuelto, la concentración de calcio y el pH. En primer lugar, a velocidades superiores a 1,5 m/s las larvas tienen dificultades para fijarse al sustrato; en cuanto a la necesidad de oxígeno disuelto, esta va a variar en función de la temperatura del agua y de las condiciones fisiológicas del mejillón. La concentración de calcio va a ser un factor limitante, ya que es necesario para la formación de la concha, siendo necesarias concentraciones superiores a 10 mg/l. El rango de pH óptimo se encuentra entre 7,4 y 8,5. Por último, la profundidad no es un factor limitante per se, pero sí el conjunto de factores asociados (temperatura, oxígeno, disponibilidad de sustrato...) (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2007).

Uno de los grandes problemas que causa esta especie invasora, además de las implicaciones a nivel ecológico, es que afecta gravemente a las tuberías, rejillas, conducciones, equipos de bombeo de los sistemas de abastecimiento, riego, industriales, etc., al obturarlas debido a su rápida proliferación. Todo ello puede ocasionar la pérdida de eficiencia en captaciones, conducciones y bombeos, la anulación de equipos de monitorización y medida automáticos, incluso la interrupción del flujo, además de un mayor gasto para el mantenimiento de estas instalaciones. Este hecho ha dado lugar a una alarma generalizada a nivel mundial y, por tanto, a la búsqueda continua

de metodologías que permitan su erradicación y prevención.

Asimismo, debido a su complicada erradicación una vez asentado en las masas de agua, la gestión eficaz de los desembalses puede ser crucial como medida preventiva para el control de su expansión.

Este trabajo se centra en el estudio de la distribución vertical del mejillón cebra en el embalse de Iznájar. Para ello, junto con la colocación de testigos verticales para el control de la presencia de mejillón cebra adulto, se ha llevado a cabo periódicamente la medición de los gradientes de temperatura (formación de la termoclina) y oxígeno disuelto en agua en el embalse.

La correlación entre ambos parámetros ha permitido obtener información de gran importancia que resulta fundamental para tomar decisiones que permitan optimizar la gestión del recurso en maniobras de desembalse, con objeto de la eliminación del mejillón cebra y la preservación de infraestructuras hidráulicas y masas de agua abajo del mismo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para la medida de temperatura y oxígeno se utilizó un oxímetro (Oxi 3310 IDS wtw) junto con una sonda de oxígeno y temperatura (FDO 925-P WTW).

Para el seguimiento de la presencia de individuos adultos de mejillón cebra se instalaron dos estaciones de control vertical de cota fija y profundidad variable junto al paramento de la presa. La estación de control consiste en un cabo de 50 metros de polipropileno de 12 mm de diámetro en el que se fueron marcando las cotas con nudos cada dos metros (tomándose la 421,06 m.s.n.m. correspondiente a la cota de lámina máxima), para el posterior control de fijación de individuos. Desde coronación se dejaron 7 metros previos a la marcación de la primera cota (421 m.s.n.m.). La estación de control vertical quedó de la forma siguiente:

**Tabla 1. Marcado de cotas en la estación de control vertical a cota fija y profundidad variable**

Cota (m.s.n.m)	421	420	418	416	414	412	410	408	406	404
Nº nudos	1	2	1	1	1	1	3	1	1	1
Cota (m.s.n.m)	402	400	398	396	394	392	390	388	386	384
Nº nudos	1	4	1	1	1	1	5	1	1	1

Para asegurar la verticalidad de la estación de muestreo se colocó al final de la misma un lastre.

### CARACTERIZACIÓN DEL EMBALSE DE IZNÁJAR

El embalse de Iznájar se encuentra situado en el río Genil y es el embalse de mayor capacidad de Andalucía, con una cuenca vertiente de 5000 Km<sup>2</sup> y una capacidad de 981,1 hm<sup>3</sup> (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir). Inicialmente fue diseñado para regadíos y regulación hidráulica pero, debido a la gran población a abastecer en el sur de la provincia de Córdoba (250 000 habitantes) se optó por utilizarlo para ello, garantizando así el suministro aún en los años de mayor sequía. En la actualidad cuenta con dos sistemas de captación de agua bruta que abastecen a 32 municipios de la provincia de Córdoba. A continuación se muestran las características físico-químicas del agua bruta del embalse de Iznájar.

Es un embalse monomítico caliente en el que se produce un periodo de estratificación térmica anual en la época más cálida, dando lugar a la formación de la termoclina (capa intermedia en la estratificación en la que se produce un gradiente brusco de temperatura, lo que lleva implícito un gradiente de densidad). Ello da lugar a la aparición de dos capas, superior (epilimnion) e inferior (hipolimnion), bien diferen-

ciadas que no se mezclan entre sí y que poseen características muy distintas. El epilimnion se caracteriza por aguas que se calientan y circulan, mientras que el hipolimnion está formado por aguas frías. La zona intermedia o metalimnion, también denominada termoclina, es el lugar de máximo gradiente vertical de temperatura y densidad. La termoclina, además de separar el epilimnion e hipolimnion, los aísla uno del otro dificultando la interacción entre ambos (Margalef, 1984).

En la época fría la temperatura y, por tanto, la densidad del agua es prácticamente la misma en todo el espesor del embalse. Bajo estas condiciones la distribución vertical de las propiedades del agua, como las concentraciones de oxígeno disuelto y nutrientes, se hace uniforme, estando el embalse en mezcla completa.

Al avanzar la estación, las capas superiores se calientan por radiación solar y convección, lo que reduce su densidad y da lugar a una estabilidad positiva al flotar dichas capas sobre el agua profunda que permanece a una temperatura más baja, dando lugar a la formación de la termoclina. En otoño, las capas superiores se enfrían, principalmente por la noche y el agua de mayor densidad se hunde a la profundidad que por aquella le corresponde, destruyéndose el gradiente y, por lo tanto, la termoclina (Margalef, 1984).

**Tabla 2. Características físico-químicas del agua bruta del embalse de Iznájar (periodo enero - septiembre 2014)**

Parámetro	Rango	Media
pH (unidades de pH)	7,92-8,09	8,03
Color (mg/l Pt/Co)	4,00-4,80	4,43
Turbidez (UNF)	1,10-1,26	1,18
Conductividad (µs/cm a 20°C)	813-831	824
Oxidabilidad (mg O <sub>2</sub> /l)	0,90-1,20	1,01
Calcio (mg/l)	95-104	99

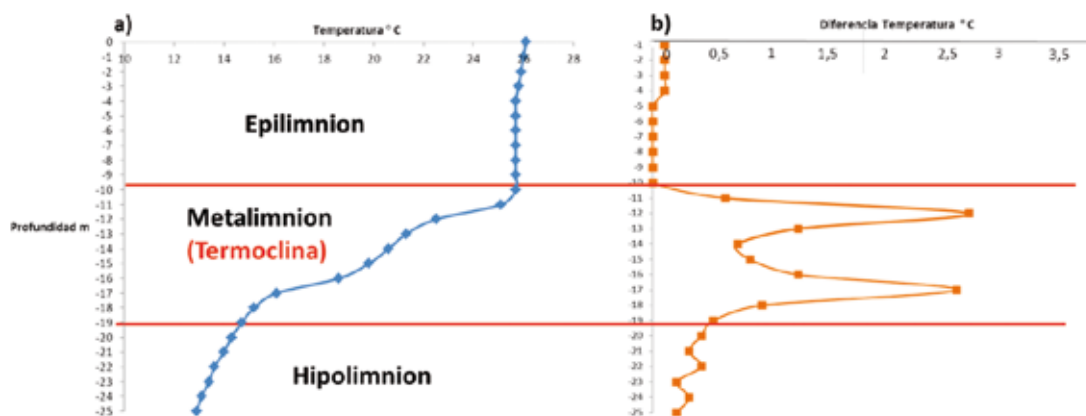


Figura 1. Estratificación térmica en el embalse de Iznájar (20/08/2014): epilimnion, metalimnion (termoclina) e hipolimnion; a) Expresado como temperatura frente a profundidad; b) expresado como diferencia de temperatura frente a profundidad.

A continuación se muestra el gradiente de temperatura y la diferencia de la misma (termoclina) medida en el embalse de Iznájar (20/08/2014):

En estas latitudes, la formación de la termoclina en los embalses posee un carácter periódico, fundamentalmente anual. Además, está relacionada no solo con el clima, sino también con la forma y tamaño del lago o embalse. Durante el verano suele estabilizarse a una profundidad que oscila entre 5 y 20 metros (Margalef, 1984).

En la figura 2 se muestra las variaciones de oxígeno y temperatura en función de la profundidad en el embalse de Iznájar durante el periodo comprendido entre los meses de abril-octubre de 2014. Como puede apreciarse, a

medida que se avanza hacia el periodo estival la temperatura aumenta desde 12 grados a inicios del mes de abril hasta 26 grados en agosto y septiembre, fecha a partir del cual comienza a descender. El gradiente de temperatura (termoclina) comienza a formarse a finales del mes de abril continuando estratificado en el mes de octubre. En la misma fecha también se forma el gradiente de oxígeno (oxiclina) llegando a valores en torno a cero a final del mes de agosto. En el caso concreto del embalse de Iznájar la termoclina y la oxiclina coinciden.

### RESULTADOS OBTENIDOS

A continuación se muestra uno de los testigos de control vertical a cota fija y profundidad variable situado en el paramento de la presa de

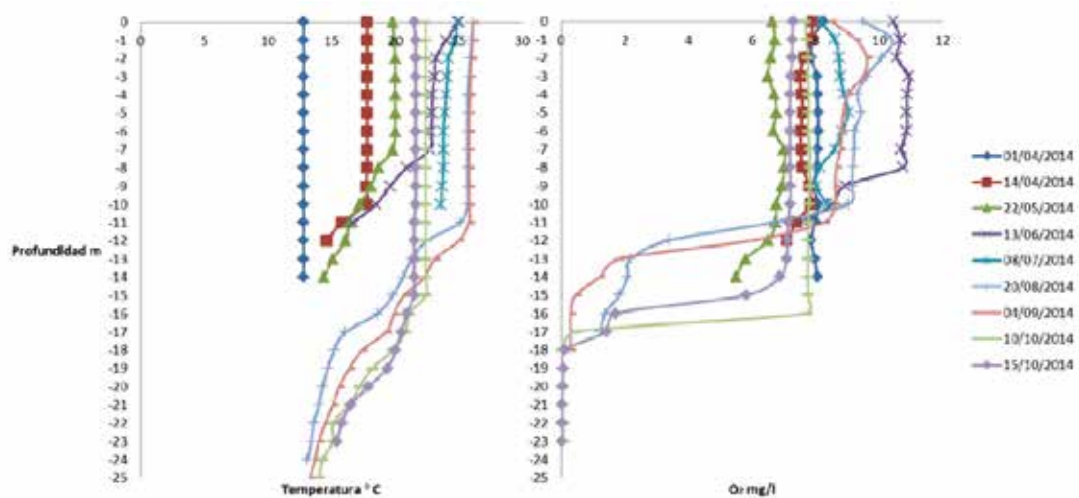


Figura 2. Evolución del gradiente de temperatura y oxígeno en el embalse de Iznájar (periodo comprendido entre abril - octubre 2014). La diferencia en profundidad entre fechas se debe a uso de distintas sondas de medida de distintas longitudes.



Iznájar. El testigo fue instalado el día 1 de abril de 2014, siendo la fecha de revisión de las imágenes mostradas el 4 de septiembre de 2014.

En toda la longitud del testigo se observa una diferencia muy acusada de distribución de individuos adultos de mejillón cebra en función de la cota (figura 5).



Figura 3. Visión global de uno de los testigos colocados en la presa de Iznájar.

Para llevar a cabo la cuantificación, se hizo un recuento aproximado considerándose el nivel en el embalse (figura 6):

En la siguiente tabla se muestra el recuento realizado de individuos adultos de mejillón cebra. Este se realizó teniendo en cuenta un metro de longitud en los tramos en los que la densidad de individuos era baja. En aquellos intervalos en los que el número de individuos se incrementó de manera exponencial se optó por cuantificar 1 cm de longitud y extrapolar el resultado a un metro.

El tamaño de los individuos hallados, entre los 0,1-3 mm, concuerda con el corto espacio de tiempo transcurrido desde la colocación de los testigos. Además, se tuvo en cuenta el periodo en el que cada tramo estuvo sumergido en función de la cota. En ese sentido, la revisión se realizó el día 4 de septiembre (cota 411 m.s.n.m.), por lo que la mayoría de los individuos adultos de mejillón cebra en los testigos de control vertical se encontraron muertos por encima de la misma.

Tal y como muestran los datos expuestos en este apartado, el mayor número de individuos se localizan entre las cotas 413 y 397 m.s.n.m. En la figura 7 se muestra como este hecho coincide con la estratificación de temperatura y oxígeno del embalse.

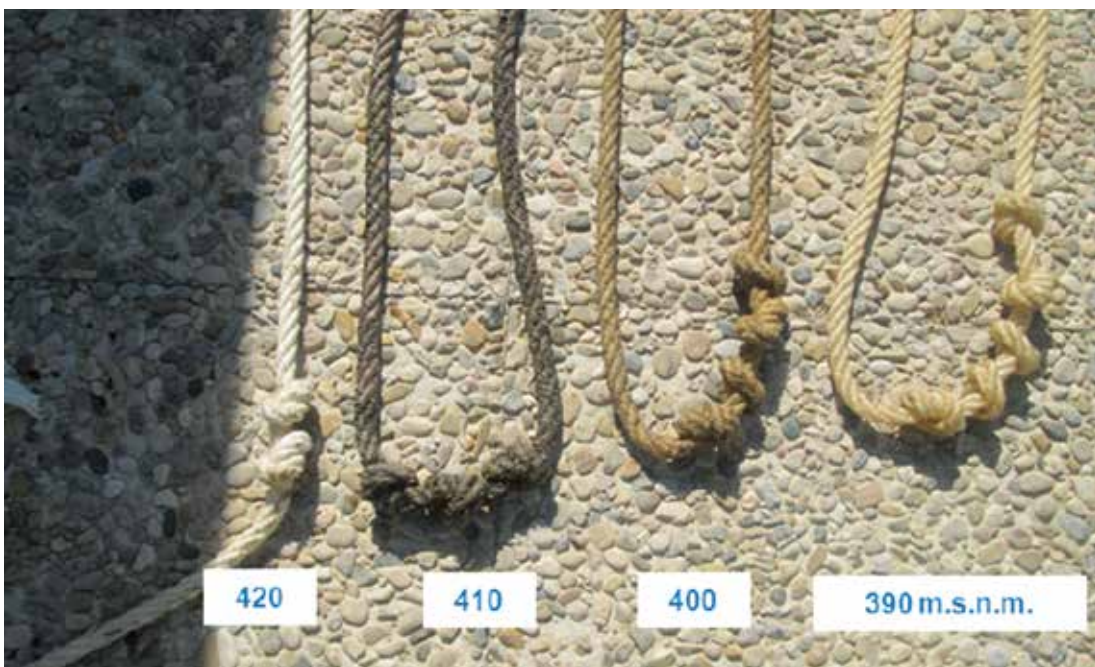


Figura 4. Cotas identificadas por nudos.



Figura 5. Imágenes por cotas del testigo de control de individuos adultos de mejillón cebra y de los individuos adultos encontrados en las mismas.

Estos valores coinciden con las cuantificaciones de larvas realizadas en el mismo periodo de tiempo en el embalse.

## CONCLUSIONES

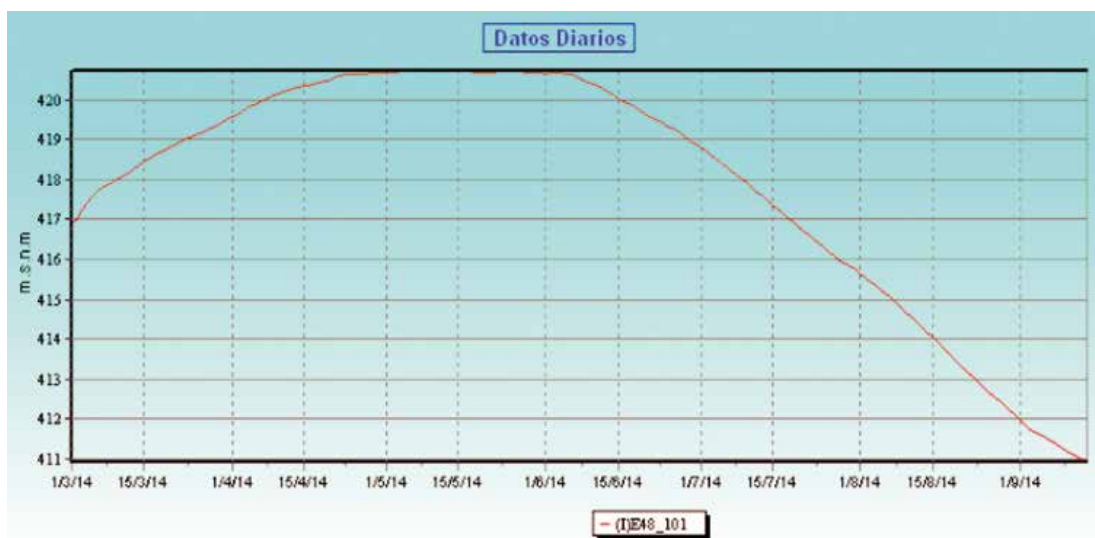
La figura 8 sintetiza toda la información obtenida en lo referente a la distribución de individuos adultos de mejillón cebra en la estación

de control vertical a cota fija y profundidad variable recopilada el día 4 de septiembre, junto con los gradientes de oxígeno y temperatura de esa misma fecha.

En base a los resultados obtenidos, se ha comprobado que la formación de la termoclina afecta de manera directa a las condiciones ambientales del ecosistema y, por lo tanto, a las características ambientales presentes para



Figura 6. Evolución del nivel del embalse en el periodo comprendido entre 01/03/2014 y 4/09/2014 (SAIH Guadalquivir).



el desarrollo del ciclo vital del mejillón cebra (proliferación, crecimiento y reproducción).

Como puede apreciarse, existe una relación directa entre la estratificación del embalse y la distribución de individuos adultos de mejillón cebra, concentrándose la mayor densidad de

los mismos en las cotas situadas en el epilimnion con niveles de oxígeno altos. Por ello, en el periodo de estratificación, el crecimiento y supervivencia del mejillón cebra estará limitado en las aguas hipolimnéticas debido a la ausencia de oxígeno entre otros factores. Por lo tanto, el estudio y caracterización de la termo-

Tabla 3. Recuento de individuos adultos de mejillón cebra realizado el 04/09/2014. \*Individuos adultos muertos. \*\* Individuos adultos la mayoría muertos

Cota (m.s.n.m.)	Cubierto hasta	Recuento: individuos/metro (aprox.)
421		0
420 (subió hasta 420,7)	08-04-2014/15-06-2014	0
<b>418 (cota de partida)</b>	11-03-2014/09-07-2014	0
416	27-07-2014	3*
414	15-08-2014	50*
412	31-08-2014	10 000 (100/cm)**
410	14-09-2014	7000 (> 70/cm)
408	En todo momento	7000 (> 70/cm)
406	En todo momento	10 000 (100/cm)
404	En todo momento	5000 (> 50/cm)
402	En todo momento	6000 (60/cm)
400	En todo momento	3000 (30/cm)
398	En todo momento	3500 (35/cm)
396	En todo momento	500 (5/cm)
394	En todo momento	200 (2/cm)
392	En todo momento	100 (1/cm)
390	En todo momento	0
388	En todo momento	0
386	En todo momento	0
384	En todo momento	0
382	En todo momento	0

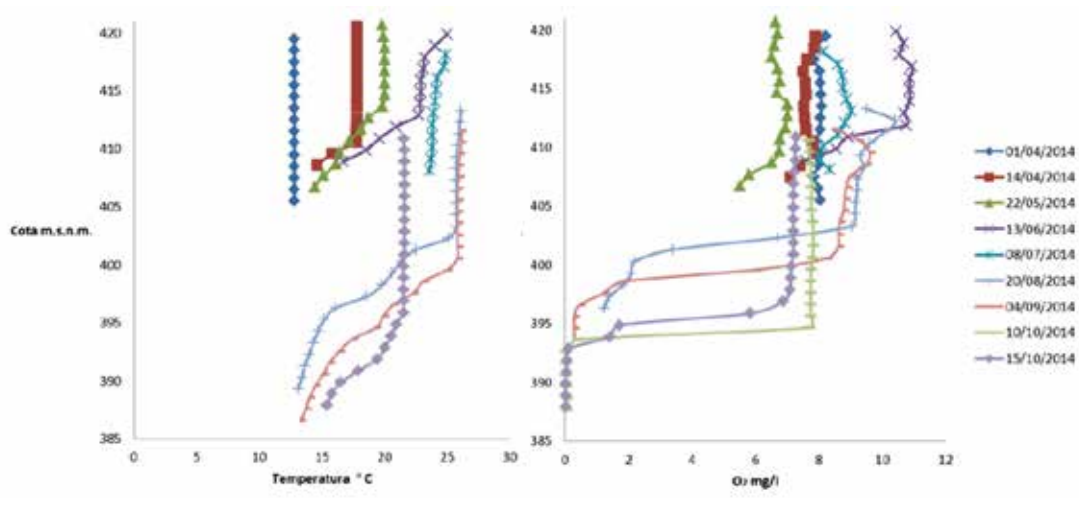


Figura 7. Evolución del gradiente de temperatura y oxígeno en el embalse de Iznájar en función de la cota (periodo comprendido entre abril-octubre 2014). La diferencia en profundidad entre fechas se debe a uso de distintas sondas de medida de distintas longitudes.

clina junto con el conocimiento de los niveles de agua concretos en cada periodo, es fundamental para el seguimiento de la presencia del mejillón cebra y las limitaciones que este va a tener en su expansión en los embalses.

La información obtenida en el estudio realizado permitirá evaluar las posibles estrategias a

seguir en la gestión del embalse para el control del mejillón cebra. En ese sentido, en el periodo estival, con los embalses estratificados, los desembalses supondrán que aquellos ejemplares adultos de mejillón cebra fijados en el periodo de máximo nivel en tarajes, piedras, etc., quedarán sin sumergir, por lo que morirán. En cambio, las larvas generadas seguirán estando

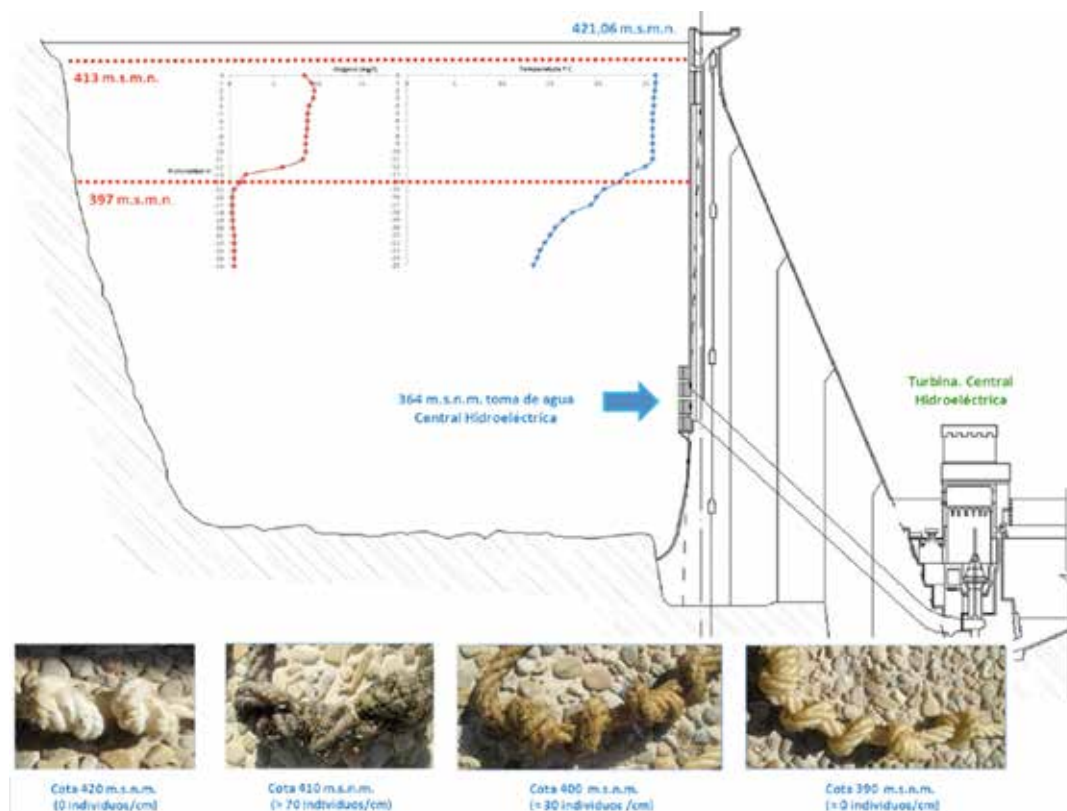


Figura 8. Ilustración de la distribución vertical del mejillón cebra en el embalse de Iznájar en función de la influencia de los gradientes de temperatura y oxígeno.



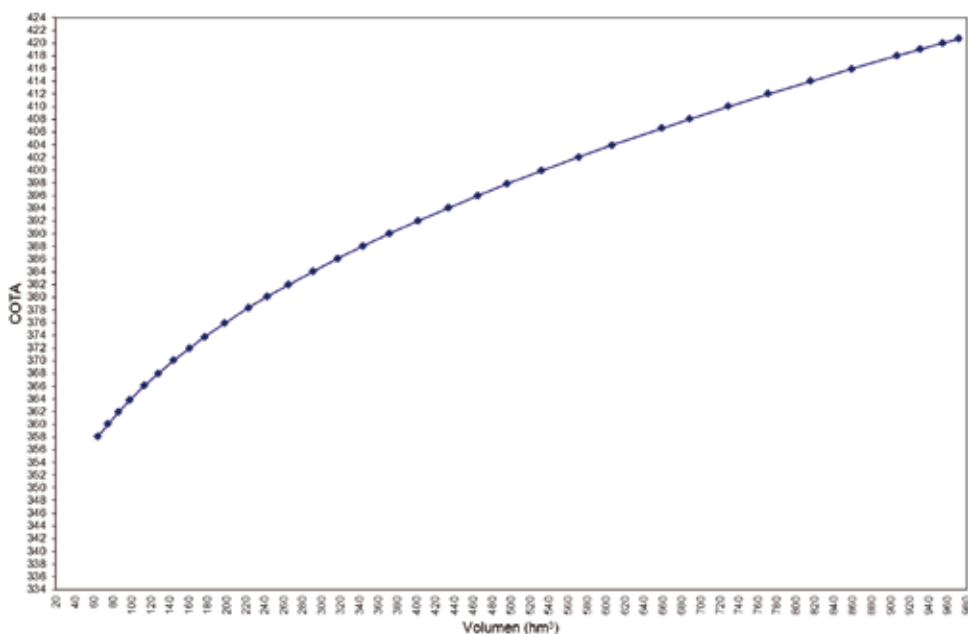


Figura 9. Representación del volumen embalsado frente a la cota en el embalse de Iznájar (SAIH Guadalquivir).

en el epilimnion. Estas podrán fijarse en esa zona y, si el año siguiente se volviese a tener un nivel de embalse máximo similar al del año en curso, estas larvas convertidas en adultos estarían fijadas en la zona anóxica (hipolimnion), por lo que también morirían estando, por tanto, acotada por el epilimnion la zona donde podrán situarse individuos vivos.

En la actualidad en el embalse de Iznájar los desembalses se efectúan por la cota 364 m.s.n.m., correspondientes a la toma de la central (figura 8), por lo que, si estos se realizan en la temporada en la que está formada la termoclina, se estará controlando el paso de las posibles larvas existentes al río Genil y embalses situados aguas abajo. Asimismo, si en algún momento se realizase el desembalse por las compuertas de la presa habría que tener en cuenta que coincidiese con el periodo en el que no existiesen larvas en la masa de agua del embalse con objeto de evitar el paso de larvas aguas abajo en el río Genil y, por tanto, su colonización por el mejillón cebra.

Por último, en este año 2014, si se llevase a cabo como estrategia para el control de esta especie invasora el desembalse hasta la cota 400 m.s.n.m., se estarían eliminando la mayoría de

los adultos fijados lo que equivaldría a desembalsar un 45% o 448 hm<sup>3</sup>; y, si se pretendiese eliminar en su totalidad los adultos (descenso de la lámina de agua a la cota 390 m.s.n.m.), correspondería al desembalse del 62% o 608 hm<sup>3</sup> (figura 9). Todo ello integrado en una política global de desembalses para la optimización de la gestión del recurso. ❀

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado dentro del marco del Convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y la Excm. Diputación Provincial de Córdoba para el desarrollo del "Sistema de alerta, detección precoz y evolución de la especie invasora *Dreissena polymorpha*" (mejillón cebra) en el Bajo Genil, en embalses próximos y en diversas infraestructuras hidráulicas.

## REFERENCIAS

- Confederación Hidrográfica del Ebro. El mejillón cebra en la Cuenca del Ebro. Zaragoza, 2007.
- Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (<https://www.chguadalquivir.es>).
- Margalef, Ramón. Limnografía. Editorial Omega. Madrid, 1984.
- Sistema Automático de Información Hidrológica de la Cuenca del Guadalquivir (<http://www.chguadalquivir.es/saih/>).

# SOY LOURDES

Y HAGO CRECER EL MUNDO



**"Ahora puedo ofrecer una dieta nutritiva a mi familia.** Con mi huerto orgánico cultivo acelgas, apios, cebollas, espinacas, puerros... He aprendido cómo cuidar animales de forma adecuada, utilizar semillas apropiadas al terreno y al clima, y técnicas agrícolas respetuosas con el medio ambiente. Estamos orgullosos de haber podido mejorar. Hoy mi meta es seguir haciéndolo".

**LOURDES PUMA.** 25 años  
Campesina de la comunidad de Acopía. Perú.

TÚ TAMBIÉN PUEDES HACER CRECER EL MUNDO ATACANDO  
LOS PROBLEMAS DESDE LA RAÍZ:

**[WWW.INTERMONOXFAM.ORG/HAZCRECERELMUNDO](http://WWW.INTERMONOXFAM.ORG/HAZCRECERELMUNDO)**

COLABORA:

**902 330 331**

**CRÉCE**  
ALIMENTOS. VIDA. PLANETA.



**Intermón  
Oxfam**



# Orgullosos de lo nuestro

Alimentos con garantía de origen y tradición



**Denominación  
de Origen  
Protegida**



**Indicación  
Geográfica  
Protegida**



**Especialidad  
Tradicional  
Garantizada**



Europa los distingue ¿y tú?



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN  
Y MEDIO AMBIENTE

alimentación.es