



Prohibir o no prohibir, ¿no hay más opciones para legislar sobre invasiones biológicas?

Francisco J. Oficialdegui^{1,*} , Miguel Delibes-Mateos² , Nati Franch³, María Altamirano⁴ , Miguel Clavero^{5,*}

(1) Estación Biológica de Doñana, EBD-CSIC, Departamento de Ecología de Humedales. C/Américo Vespucio 26, 41092 Sevilla, España

(2) Instituto de Estudios Sociales Avanzados – IESA-CSIC, Campo Santo de los Mártires 7, 14004, Córdoba, España

(3) Parc Natural del Delta de l'Ebre, Deltebre, Tarragona, España

(4) Universidad de Málaga, Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias, Campus de Teatinos s/n, 29071, Málaga, España

(5) Estación Biológica de Doñana, EBD-CSIC, Departamento de Biología de la Conservación. C/Américo Vespucio 26, 41092 Sevilla, España

*Autores de correspondencia: F.J. Oficialdegui [oficialdegui@ebd.csic.es] y M. Clavero [miguelclavero@ebd.csic.es]

> Recibido el 26 de junio de 2021 - Aceptado el 22 de octubre de 2021

Como citar: Oficialdegui, F.J., Delibes-Mateos, M., Franch, N., Altamirano, M., Clavero, M. 2021. Prohibir o no prohibir, ¿no hay más opciones para legislar sobre invasiones biológicas?. *Ecosistemas* 30(3): 2272. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2272>

Prohibir o no prohibir, ¿no hay más opciones para legislar sobre invasiones biológicas?

Resumen: Las invasiones biológicas son una de las mayores causas de pérdida de biodiversidad. Para paliar los impactos de las especies exóticas invasoras (EEIs) que suponen una amenaza grave, se creó el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, una herramienta dinámica en su creación, pero rígida en su aplicación. Aunque sujeto a continuas modificaciones, la inclusión de una EEI en el Catálogo supone generalmente la prohibición genérica de su posesión, transporte, tráfico y comercio. Sin embargo, esa rigidez genera a menudo conflictos socio-económicos cuando las EEIs son recursos explotables económicamente. En esta revisión, ejemplificamos las dificultades de implementar prohibiciones genéricas y proponemos que, para ser eficaz, la legislación sobre EEIs debería ampliar el abanico de herramientas disponibles (i.e. flexible), más allá del dilema de prohibirlo o permitirlo todo. Para ello proponemos la creación de categorías de EEIs que impliquen diferentes niveles de restricción y de estrategias de gestión. En el caso de EEIs ampliamente distribuidas sin posibilidades técnicas de control poblacional a gran escala ni de prevención de su expansión, planteamos la permisividad de su explotación comercial bajo ciertas restricciones, y señalamos las dificultades asociadas a prohibir dicha explotación cuando ésta ya se realiza. Aunque las soluciones simples (i.e. prohibir o no prohibir) pueden ser más fáciles de entender e implementar, no son siempre las más eficaces. Por tanto, animamos a que la legislación introduzca flexibilidad, que, pese a introducir una mayor complejidad, facilitaría la toma de decisiones en la gestión de las EEIs, mejoraría la eficiencia en el uso de recursos y reduciría los conflictos sociales asociados a esa gestión.

Palabras clave: Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras; caza y pesca; conflicto social; especies explotables; gestión de especies invasoras; impacto socio-económico

To ban or not to ban, is it the only option to regulate biological invasions?

Abstract: Biological invasions are one of the major causes of biodiversity loss. To mitigate the impacts of invasive alien species (IAS) that pose a serious threat, the Spanish Catalogue of Invasive Alien Species was created; this was a dynamic tool in its creation but rigid in its application. Although it is subject to continuous modifications, the inclusion of an IAS in the Catalogue generally entails a generic ban on its possession, transport, traffic and trade. However, such rigidity often generates social conflict when IAS are economically exploitable resources. In this review, we exemplify the difficulties of implementing generic bans and propose that, to be effective, IAS regulation should expand the range of available tools (i.e. be flexible), beyond the dilemma of banning or not banning everything. To this end, we propose the creation of categories of IAS involving different levels of restriction and management strategies. In the case of widely distributed species with no technical possibilities for large-scale population control or prevention of their expansion, we bring up the permissibility of their commercial exploitation under certain restrictions, and point out the difficulties associated with banning such exploitation where it is already taking place. While simple solutions (i.e. to ban or not to ban) may be easier to understand and implement, they are not always the most effective. We therefore encourage the introduction of flexibility in legislation, which, while introducing greater complexity, it would facilitate the decision-making in the management of IAS, improve resource efficiency and reduce social conflicts associated with such management.

Keywords: exploitable species; hunting and fishing; invasive species management; socio-economic impact; social conflict; Spanish Catalogue of Invasive Alien Species

Antecedentes

Pongamos que vamos a hacer habitable una casa vacía, dotándola de muebles, luces, electrodomésticos, cocina, baño y otros muchos elementos, pero que para enfrentarnos a este complejo problema solo tenemos una herramienta. Por ejemplo, un martillo. El martillo es una herramienta muy útil y muy bien pensada para algunas tareas, pero para muchas otras no funciona tan bien. Evidentemente, nadie se enfrentaría al problema de la casa vacía empujando sólo un martillo. Sin embargo, algo así hizo la legislación española en 2007 para abordar la problemática de las Especies Exóticas Invasoras (EEIs): dotarse como única herramienta de la “prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio”.

En 2007 se aprobó la Ley del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (Ley 42/2007 de 13 de diciembre ([España 2007](#))). Su tercer capítulo creaba —es un tecnicismo, en realidad mandaba crear— el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (de aquí en adelante, ‘Catálogo’), en el que se incluirían las especies exóticas que constituyesen “una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agricultura o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural”. La inclusión de un organismo en el Catálogo implicaría la “prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos, de sus restos o propágulos, incluyendo el comercio exterior”, con la única excepción general por “investigación, salud o seguridad de las personas”. Desde entonces el texto de la Ley ha tenido cambios importantes, pero volveremos a ello más adelante. Por ahora mantendremos el relato en 2007. La redacción de la Ley era simple y muy clara: las especies estaban fuera o dentro del Catálogo y, en este último caso, su posesión, transporte o comercio pasaban a estar prohibidos a nivel nacional.

La Ley 42/2007 se enfrentaba a la problemática de las EEIs (incluyendo las que causan amenazas graves en el Catálogo) con la prohibición como única herramienta, obviando la complejidad de un fenómeno que cambia en el tiempo y en el espacio, así como en función de las propias EEIs y del uso que las personas hacemos de ellas. Por ejemplo, hay EEIs que aún no han llegado a España pero que podrían hacerlo en cualquier momento (ver [Oliva-Paterna et al. 2021a](#)) y otras que ya están aquí pero aún no se han establecido en la naturaleza. Entre las que sí lo han hecho, las hay que forman poblaciones poco abundantes y con distribuciones restringidas, y otras que están muy extendidas y son muy abundantes (ver [Oliva-Paterna et al. 2021b](#)). Hay EEIs que pueden ‘poseerse’, en la forma que se posee una mascota o una planta ornamental en un jardín, pero para algunas la misma idea de posesión no tiene sentido, como los microorganismos o muchas especies marinas. Para algunas EEIs tenemos buena información sobre las vías de introducción y expansión o sobre sus impactos, mientras que para otras sabemos poco de todo esto. Los impactos de algunas EEIs se restringen a las interacciones con especies nativas, por lo que pueden pasar desapercibidos para gran parte de la sociedad, mientras otras pueden generar problemas de salud o molestias a la gente, y a menudo importantes pérdidas económicas, por lo que reciben mayor atención. Podemos controlar o erradicar las poblaciones de algunas EEIs, pero no contamos con herramientas eficaces que nos permitan hacerlo en muchas circunstancias y con numerosas EEIs. De la gran mayoría de invasiones biológicas nadie obtiene beneficios relevantes, pero en algunos casos hay sectores o colectivos que obtienen un importante beneficio socio-económico. La prohibición genérica que contempla la Ley puede ser una herramienta efectiva en alguna de las situaciones descritas arriba, pero seguro que no funcionará para todas, ni para las numerosísimas combinaciones posibles que hay entre ellas.

En particular, la prohibición genérica contemplada en la Ley 42/2007 supone un serio problema en el caso de las EEIs con poblaciones abundantes, ampliamente distribuidas y que son explotadas comercialmente, generando beneficio económico para una parte de la sociedad. La prohibición puede en este caso provocar un conflicto social, que será mayor cuanto mayor y más extendido

sea el movimiento económico alrededor de la especie en cuestión y cuanto mayores sean los impactos ecológicos que ésta genere (ver abajo y [Oficialdegui et al. 2020a](#)). Cuando, además, no se dispone de herramientas para controlar, contener, reducir o erradicar las poblaciones de esas especies invasoras en el medio, una situación que no es infrecuente (ver por ej. [Grosholz et al. 2021](#)), la prohibición de la explotación podría no producir beneficio alguno para el bien común. Ese escenario de actividad económica perdida y descontento social sin que nada cambie en el medio ambiente de manera perceptible es socialmente insostenible y demuestra que se necesita algo más que un martillo para afrontar el problema de las invasiones biológicas. En lo que sigue, presentamos tres ejemplos que muestran las dificultades de implementar prohibiciones genéricas y recomendaremos que, para ser eficaz, la legislación sobre especies invasoras debería ampliar el abanico de herramientas disponibles, más allá del dilema de prohibirlo o permitirlo todo.

El cangrejo rojo *Procambarus clarkii*, y sus vaivenes legales

El cangrejo rojo *Procambarus clarkii* (Decapoda, Astacidea) ([Fig. 1a](#)) se introdujo con fines comerciales en España a partir de dos cargamentos importados desde Luisiana (EEUU), uno en 1973 liberado cerca de Badajoz, y otro, más numeroso, en 1974 en una finca de la Puebla del Río, en las marismas del Guadalquivir ([Habsburgo-Lorena 1978](#)). Los cangrejos se establecieron en ambos lugares, expandiéndose rápidamente, especialmente en el bajo Guadalquivir. Igual de rápida fue la percepción del cangrejo rojo como causante de cambio ambiental que como recurso económico ([Gutiérrez-Yurrita et al. 1999](#)). Mientras los agricultores del arroz empezaban a mostrar su malestar por esta nueva plaga (principalmente por los daños en los diques de las tablas de arroz; [Fig. 1b](#); ver [Arce y Diéguez-Urbeondo 2015](#)), los primeros cangrejos rojos llevados a Madrid en 1975 se vendieron a un precio equivalente de más de 100 euros por kilo ([Clavero 2016](#)). Las consecuencias ecológicas de la fulgurante invasión por el cangrejo rojo fueron, y son aún, numerosas y devastadoras, afectando a un gran número de organismos y sistemas acuáticos ([Souty-Grosset et al. 2016](#)), causando unos costes económicos en Europa, probablemente muy subestimados, de más de 11,5 millones de dólares en los últimos 20 años (ver detalles en [Kouba et al. 2021](#)). Al tiempo que el cangrejo rojo iniciaba su expansión, gracias a multitud de introducciones secundarias intencionadas, en el bajo Guadalquivir empezaba a tomar forma una industria de transformación de esta especie, centrada en la exportación, principalmente a países del centro y el norte de Europa ([Oficialdegui et al. 2020b](#)). Esta industria llegó a posicionar a España como el segundo productor mundial de cangrejo rojo —ahora es el tercero, después de que China haya superado incluso a la zona nativa en EEUU— y se ha convertido en uno de los principales motores económicos de la zona ([Oficialdegui et al. 2020b](#)). Cada año se procesan unas 4000 toneladas de cangrejo (más de 150 millones de individuos), una actividad que genera entre 150 000 y 200 000 jornales e ingresos brutos de unos 20 millones de euros ([Conde y Domínguez 2015](#)). Estas cifras dan una idea de la importancia socio-económica de esta especie.

El Catálogo se promulgó por primera vez en 2011, pero debido a diversas vicisitudes legales tuvo que ser profundamente modificado, para ser nuevamente publicado en el Real Decreto 630/2013 de 2 de agosto ([España 2013](#)). Como no podía ser de otra forma, el cangrejo rojo, una verdadera “amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas”, se incluyó en el Catálogo. Sin embargo, la disposición adicional quinta del RD 630/2013 ([España 2013](#)), introducía una salvedad para esta especie, eliminando la aplicación de las prohibiciones genéricas para la “comercialización de cangrejo rojo destinados (sic) a la industria alimentaria”, salvaguardando así la industria del cangrejo en el bajo Guadalquivir. En marzo de 2016, el Tribunal Supremo declaró nula esta disposición adicional con el argumento irrefutable de que una herramienta legal de rango menor (el Real Decreto) no puede



Figura 1. Especies exóticas invasoras descritas como ejemplos y sus impactos: individuos de cangrejo rojo americano, *Procambarus clarkii* (a) y su impacto al excavar galerías en los diques de los arrozales (b); la macroalga exótica, *Rugulopteryx okamurae* (c) y los arribazones depositados en las playas (d); ejemplar de jaiba azul, *Callinectes sapidus* (e) y el potencial daño en las artes de pesca (f). Créditos: Miguel Clavero (a), Francisco J. Oficialdegui (b), María Altamirano (c y d), Flickr: EOL Images, CC BY-NC-SA (e) y Nati Franch (f).

Figure 1. Invasive alien species described as examples and their impacts: individuals of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (a) and its impact on rice field dykes by digging galleries (b); the exotic macroalgae, *Rugulopteryx okamurae* (c) and wrack deposits on beaches (d); specimen of the blue crab, *Callinectes sapidus* (e) and the potential damage on nets (f). Credits: Miguel Clavero (a), Francisco J. Oficialdegui (b), María Altamirano (c and d), Flickr: EOL Images, CC BY-NC-SA (e) and Nati Franch (f).

introducir excepciones que no estén contempladas en una norma de mayor rango (la Ley). Esta decisión significaba que la industria del cangrejo debía cesar su actividad, lo que llevó a una movilización generalizada en el bajo Guadalquivir en defensa de la explotación de esta EEI (Fig. 2). Ante la presión social, la Junta de Andalucía redactó el Plan de Control del Cangrejo Rojo en las Marismas del Guadalquivir, publicado en el boletín oficial de la comunidad en agosto de 2016 (BOJA 152/2016 de 9 de agosto (Andalucía 2016)). En este Plan de control, las personas encargadas de la retirada del cangrejo del medio eran los propios pescadores de cangrejo y el destino de esos animales eran las fábricas de procesamiento del cangrejo. Este Plan también fue recurrido ante la Ley, pero aguantó los envites legales hasta el 2018, cuando se modificó la Ley del Patrimonio Natural y Biodiversidad mediante

la Ley 7/2018 de 20 de julio (España 2018). La modificación, introdujo la posibilidad de eliminar las prohibiciones genéricas e, incluso, descatalogar especies por “motivos imperiosos de interés público, incluidos los de naturaleza social y económica” para EEIs introducidas antes de 2007. Estos cambios están a su vez amparados por los artículos 8 y 9 del Reglamento 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de EEIs (UE 2014), que recogen la posibilidad de otorgar permisos y autorizaciones particulares para la explotación de EEIs ya establecidas anteriormente. Una situación similar se ha producido en Portugal con la Resolución del Consejo de Ministros No. 133/2021 (Portugal 2021), que aprobó el plan de acción nacional para el control del cangrejo rojo en la parte continental de Portugal.



Figura 2. Manifestación del 9 de mayo de 2016 en Isla Mayor, Sevilla, contra la prohibición de la explotación del cangrejo de río. Créditos: Anónimo.

Figure 2. Demonstration on May 9th 2016 in Isla Mayor, Seville, against the Spanish ban on crayfish exploitation. Credits: Anonymous.

Actualmente no contamos con herramientas eficaces para erradicar o controlar las poblaciones de cangrejo rojo a gran escala (Gherardi et al. 2011). Ello implica que la prohibición de la explotación del cangrejo rojo probablemente no hubiera permitido una reducción de su población en el bajo Guadalquivir, pudiendo incluso haber favorecido un aumento de su abundancia (suponiendo que la explotación tenga alguna capacidad de control de las poblaciones, algo que no está demostrado). Además, no parece probable que el fin de esta actividad económica conllevara una menor probabilidad de expansión a otros lugares, ya que el cangrejo rojo está ampliamente distribuido en toda la península ibérica. Por tanto, el coste social y económico del cese de la actividad se hubiese asumido sin obtener ningún beneficio para el bien común, puesto que todos los grupos de interés pierden algo, o mucho, y nadie gana nada; generando así un escenario indeseable (Oficialdegui et al. 2020a).

¿Qué se está haciendo con el alga asiática *Rugulopteryx okamurae*?

Las invasiones marinas, como las de las macroalgas, son a menudo más difíciles de detectar y gestionar que aquellas de las aguas continentales y las terrestres. El alga parda *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) (Fig. 1c), comúnmente conocida como alga asiática, es originaria de las costas del noroeste del Océano Pacífico. A partir de 2015 comenzó a formar arribazones importantes en las costas de Ceuta, haciéndolo al año siguiente en diferentes costas andaluzas (Altamirano et al. 2016, 2017). *Rugulopteryx okamurae* es difícil de distinguir de las especies nativas del género *Dictyota* (Altamirano et al. 2016), por lo que es posible que llevase tiempo presente en aguas de la costa sur española sin ser detectada. En relativamente pocos años, *R. okamurae* ha ocupado gran parte de la costa andaluza mediterránea (Altamirano et al. 2019b), y los modelos de distribución potencial identifican como ambientalmente favorable buena parte del litoral Mediterráneo, tanto europeo como norteafricano (Muñoz et al. 2019). Esta EEL está produciendo importantes impactos ambientales (Altamirano et

al. 2016, 2019b; García-Gómez et al. 2020), grandes pérdidas económicas en el sector pesquero, gastos en la retirada de los arribazones y una devaluación de los valores recreativos del litoral (Fig. 1d; Altamirano et al. 2019a, b). En consecuencia *R. okamurae* está recibiendo una atención mediática sin precedentes para una especie de macroalga. Esta EEL fue incluida en el Catálogo a finales de 2020, y según la modificación de la ley, al no estar presente antes de 2007, su comercialización no está permitida.

No existe aún ningún plan de control de las poblaciones de *R. okamurae* en España, pero hay una creciente presión social alrededor de su gestión y uso. Por un lado, la gestión encaminada al control y eliminación de la especie es reclamada por el sector pesquero, que demanda ayudas compensatorias de las pérdidas sufridas, y por parte de la ciudadanía, que defiende el uso de playas sin arribazones y/o la conservación de sus ecosistemas marinos. Por otro lado, se está explorando el potencial de *R. okamurae* con fines comerciales, por ejemplo como compostaje en agricultura, basado en la enorme biomasa que se deposita en las playas. Actualmente se desconocen las herramientas que permitirían controlar las poblaciones del alga invasora y su expansión, circunstancia que, por parte de ciertos sectores, podría servir para apoyar su explotación comercial, a menudo presentada como una forma de control. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre con el cangrejo rojo, la distribución de *R. okamurae* es todavía restringida, y la especie parece estar en pleno proceso de expansión, con lo que la creación de una actividad económica en torno a ella podría favorecer la ampliación de su área de distribución, así como a crear intereses para el mantenimiento de las poblaciones en las áreas invadidas en el caso de que su control o erradicación llegase a ser posible. De hecho, la ficha descriptiva de esta EEL en el Catálogo plantea la propuesta del aprovechamiento de la biomasa generada como medida asociada a la contención y control poblacional de la especie, con garantías de control y con otros fines concretos; no obstante, la estrategia de gestión de la EEL (donde se abordaría su potencial uso) es todavía inexistente. En el complejo y dinámico escenario actual es necesario generar conocimiento científico sobre la biología de *R. okamurae*, especialmente para entender sus mecanismos

de dispersión y el papel de los factores ambientales y antropogénicos en su éxito invasor, así como abordar ensayos técnicos para su erradicación y control. La ausencia de este conocimiento impide valorar si las poblaciones de la especie pueden ser objeto de control o no, y por lo tanto susceptibles de una posible explotación comercial sin riesgos de su expansión.

¿Y qué haremos con la jaiba *Callinectes sapidus*?

La jaiba (o cangrejo) azul *Callinectes sapidus* (Decapoda, Brachyura) (Fig. 1e), especie nativa de la costa este americana, se detectó por primera vez en Europa a comienzos del siglo XX en la costa atlántica francesa. Durante las décadas siguientes se fueron documentando nuevos registros europeos de la especie tanto en la costa atlántica como, desde la década de los 1940s, en la mediterránea (Nehring 2011). En la península ibérica se cita en el estuario del Tago en 1978, aunque se cree que ese primer registro no dio lugar al establecimiento de una población. Sin embargo, desde principios del siglo XXI las citas de jaiba en diferentes zonas de la costa ibérica se han ido sucediendo, a menudo asociadas a abundancias importantes y crecientes (Mancinelli et al. 2017a). Aunque parece lógico pensar que los impactos ecológicos y socio-económicos de la jaiba puedan ser severos, ya que es a menudo una especie de gran tamaño, con comportamiento agresivo y muy relevante en el funcionamiento de los sistemas acuáticos costeros (Hines 2007), estos efectos negativos permanecen poco estudiados. Como ocurre con el cangrejo rojo, la jaiba es objeto de explotación comercial tanto en su área de distribución nativa como allí donde ha sido introducida (Mancinelli et al. 2017b; Seitz 2020). En España esta explotación es incipiente, por ejemplo, en el Delta del Ebro se comercializaron entre 2018 y 2019 casi 520 toneladas (unos 2 millones de individuos) y durante 2019 los pescadores de La Albufera de Valencia empezaron a adaptar sus artes de pesca para capturar jaibas de forma más eficiente.

La jaiba actualmente no forma parte del Catálogo, pero su inclusión está en proceso de evaluación (también considerada para su inclusión en la lista de EEIs de la Unión Europea). Siguiendo las definiciones legales, parece indudable que la jaiba constituya 'una amenaza grave' y deba ser incluida en el Catálogo. Pero la combinación de una incipiente explotación comercial y la imposibilidad, a día de hoy, de erradicar o reducir la abundancia de la jaiba en zonas invadidas hace pensar que pueden generarse conflictos sociales muy similares a los que surgieron en torno al cangrejo rojo. Una hipotética prohibición de la comercialización de la jaiba probablemente no ralentizaría su expansión en la península ibérica, que es ya prácticamente completa y seguramente siga procesos naturales, empujada por su gran potencial reproductor y la movilidad de sus larvas marinas (Hill et al. 1989). En el caso de la jaiba se da además la circunstancia que, de implementarse una prohibición de la explotación, los pescadores serían los principales perjudicados tanto por la invasión (p.ej. declive de especies comerciales y/o daños en las artes pesqueras; Fig. 1f) como por su gestión. Y todo ello sin poder garantizar beneficios para la conservación de la biodiversidad. Mesas de co-gestión entre las partes interesadas, con unas directrices claras y objetivas dictadas por la Administración, podrían funcionar siempre y cuando no se favorezcan los intereses de un sector en particular (algo que no ha ocurrido con la jaiba).

Lo que se ha hecho y lo que podría hacerse

En 2007, la Ley del Patrimonio Natural y Biodiversidad estableció la prohibición como única opción de gestión ante las EEIs. Es probable que, en el momento de preparar la Ley y de que circularan borradores entre expertos y administraciones, no se tuvieran en cuenta las dificultades que tendría implementar las inflexibles restricciones que marcaba la Ley, ni el hecho de que en diversos casos éstas pudieran no favorecer la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas. El marco establecido por la Ley era tan rígido que los inevitables conflictos que emergieron se resolvieron con medidas apresuradas, a menudo influenciadas por intereses

de lobbies, como el plan de control para el cangrejo rojo en Andalucía o la modificación de la Ley para introducir el concepto de 'relevancia socio-económica' (Oficialdegui et al. 2020a). Como resultado de esta modificación, todos los casos conflictivos de EEIs introducidas con fines comerciales podrán obtener exenciones de las limitaciones impuestas por la Ley en base a su explotación comercial, ya sea por su producción industrial (trucha arcoíris *Oncorhynchus mykiss*), por su uso en caza o pesca recreativa (arruí *Ammotragus lervia*, o black-bass *Micropterus salmoides*) o por cualquier otro uso que llegue a considerarse relevante (*R. okamurae*, como bioestimulante en agricultura, López-Padrón et al. 2020). O, como ocurrió en 2017, que se propuso la inclusión del eucalipto en el Catálogo, pero fue rechazada aparentemente por el interés de otros sectores en la explotación maderera de esta especie. En este caso, una legislación más flexible (sensu una ley capaz de ofrecer un abanico de posibilidades que se adapten a las distintas situaciones de las EEIs pudiendo ser eficaces) podría ser de utilidad para gestionar las poblaciones de ésta y otras EEIs afines. Pero no todos los casos son iguales. Por ejemplo, se pueden evitar gran parte de los impactos de la trucha arcoíris no permitiendo la suelta de esta especie en el medio natural ya que es una de las principales vías de introducción (Elvira y Almodóvar 2001). En muchos casos, las medidas restrictivas sobre el uso de EEIs sin duda darían lugar a conflictos con los colectivos que explotan estas especies (por ej. pescadores de trucha arcoíris). Pero cuando estas restricciones resultan positivas para la conservación de la biodiversidad, favoreciendo un bien común frente a intereses particulares, vale la pena asumir ciertos conflictos sin ceder a la presión de los colectivos afectados.

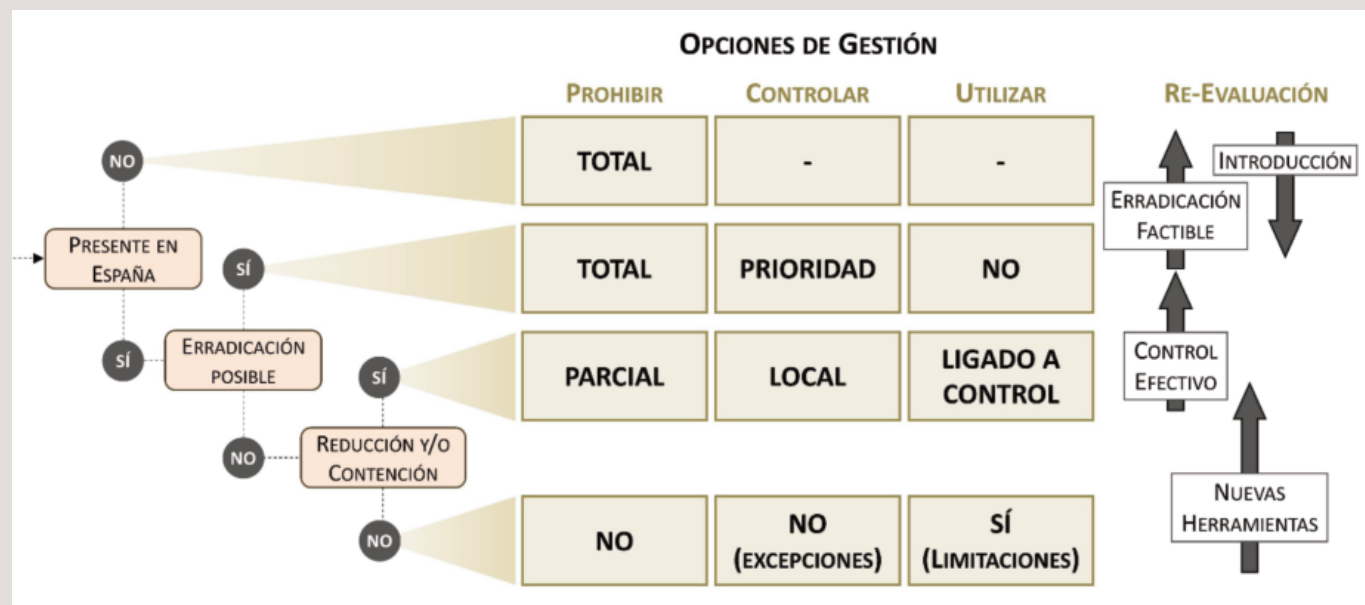
Creemos que la clave para abordar las múltiples e importantes complejidades a la hora de gestionar las invasiones biológicas pasa por introducir flexibilidad en los marcos legales, permitiendo a las administraciones aplicar diversas estrategias de gestión en base a diferentes circunstancias, relacionadas con las características de cada EEI y el estado en que se encuentra su proceso de invasión (sensu Blackburn et al. 2011). Ese planteamiento es muy diferente al seguido por la legislación española, pero se ha implementado ya en otros países. Por ejemplo, la Ley sudafricana (National Environmental Management: Biodiversity Act (NEM:BA), Act 10 of 2004, (Sudáfrica 2005)) engloba las EEI en diversas categorías, en función de sus impactos, usos y opciones de gestión, y establece diferentes niveles de restricción del uso para cada una de estas categorías. Robertson et al. (2020) han propuesto recientemente un marco unificado para la gestión de EEIs, basado en métricas que combinan el impacto de cada EEI y la viabilidad de su erradicación. Dicho marco ya ha sido probado tanto a nivel nacional (Gran Bretaña, Booy et al. 2017) como Europeo (Booy et al. 2020). Siendo conscientes de la dificultad que entraña introducir elementos de flexibilidad en la legislación, en lo que sigue proponemos, apoyándonos en ejemplos, un marco conceptual, que debe tomarse como preliminar y punto de partida para establecer un debate sobre este complejo tema. Nuestra propuesta se basa en asociar opciones de gestión a diferentes categorías de EEIs, en función de su estatus en España (p.ej., distribución, abundancia, impacto o uso) y de las posibilidades de control (Cuadro 1).

Categorización de invasoras y opciones de gestión

La categorización de las EEIs que proponemos se basa en una secuencia de preguntas cerradas dicotómicas, que se harían sobre especies que ya hubiesen sido identificadas como EEI, o fueran consideradas potencialmente invasoras en base a, por ejemplo, análisis de riesgo. Por ejemplo, en España, este esquema podría aplicarse tanto al conjunto de más de 190 especies ya incluidas en el Catálogo (RD 630/2013 (España 2013)) como a las más de 1700 especies incluidas en el Listado de especies alóctonas potencialmente susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos (RD 570/2020 (España 2020)). También tendrían cabida aquellas EEIs que, aunque no se encuentren en los listados nacionales, puedan

Cuadro 1. Marco conceptual para la gestión de especies exóticas invasoras (EEIs) con valor socio-económico. Las EEIs se agrupan en cuatro categorías (filas) acorde a una serie de preguntas sobre su presencia en el medio natural, posible erradicación y la reducción de su abundancia y/o contención de su expansión. En cada categoría las opciones de gestión varían entre su prohibición (*sensu* Catálogo), su control y su uso socio-económico. Las opciones de gestión de las EEI son re-evaluadas de manera que, la primera categoría pretende evitar la entrada de EEI en España, la segunda categoría tiene como objetivo la erradicación factible de la EEI, la tercera categoría controlar las poblaciones de EEI y la cuarta categoría busca el desarrollo de nuevas herramientas de gestión que permitan alcanzar un control efectivo sobre EEI que antes no eran controlables.

Box 1. Conceptual framework for the management of invasive alien species (IAS) with socio-economic value. IAS are grouped into four categories (rows) according to a series of questions on their presence in the wild, possible eradication and the reduction in their abundance and/or containment of their expansion. In each category, management options vary between prohibition (*sensu* Catalogue), control and socio-economic use. The management options of IAS are re-evaluated so that the first category aims to prevent the entry of the IAS into Spain, the second category aims at its feasible eradication, the third category aims to control IAS populations and the fourth category seeks the development of new management tools to achieve effective control over those IAS that were uncontrollable before.



tener prioridad de gestión para comunidades autónomas, confederaciones hidrográficas o espacios protegidos concretos, ya que el procedimiento que proponemos puede aplicarse independientemente del ámbito espacial que se contemple. La secuencia de preguntas puede continuar o interrumpirse en función de las respuestas que se obtengan (Fig. 1). El resultado de este marco, sencillo en su formulación, aunque no necesariamente en su resolución e implementación, daría lugar a cuatro categorías de EEIs, a las que se podrían aplicar diferentes estrategias y opciones de gestión (Cuadro 1). Por simplicidad a la hora de explicar la categorización de las EEIs, siempre nos referimos al ámbito nacional, aunque como ya se ha dicho, esta categorización podría aplicarse a otras escalas.

Categoría 1 – EEIs no presentes en el medio natural en España

Esta categoría englobaría a las EEIs que todavía no se encuentran en el medio natural dentro del territorio español. Por ejemplo, aquellas EEIs incluidas en listas europeas o nacionales, como son la lista de EEIs preocupantes para la Unión Europea (Reglamento UE 1143/2014 (UE 2014) y sus posteriores actualizaciones) o el listado español de especies exóticas potencialmente susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas (RD 570/2020 (España 2020)). Ante un mundo globalizado como el actual, la evaluación sistemática de las EEIs que puedan llegar a un territorio y la identificación de las más dañinas, son componentes esenciales de la gestión de las EEIs. En esta línea se han desarrollado, por ejemplo, escaneos de horizonte (del inglés *horizon scanning*) generales en Gran Bretaña (Roy et al. 2014), para especies marinas en Europa (Tsiamis et al. 2020); o para especies de agua dulce en la península ibérica (Oliva-Paterna et al. 2021a, b).

La inclusión de una EEI en dichas evaluaciones conllevaría automáticamente una prohibición genérica de su uso y tenencia, tal y como hace la legislación actual con las EEIs del Catálogo. En esta categoría se incluirían por ejemplo, especies de acuicultura no presentes en España de forma natural, como la tilapia del Nilo *Oreochromis niloticus* cuyo uso en instalaciones de acuicultura ha generado presencia ocasional de la especie en ríos adyacentes, convirtiéndose en una amenaza para la biodiversidad acuática (Foreneck et al. 2021), el alga *Acanthophora spicifera*, considerada como de alto riesgo en el Mediterráneo pero hasta ahora ausente en España (Roy et al. 2019) o los conejos americanos del género *Sylvilagus* introducidos en Italia para la caza (Dori et al. 2019) y que se han intentado introducir en diversas ocasiones en España, hasta ahora sin éxito (Delibes-Mateos et al. 2018). En esta categoría la gestión debe estar dirigida a la prevención, tratando de minimizar la probabilidad de aparición de las EEIs incluidas en ella en el medio natural. La introducción en el medio de una de estas especies la haría pasar a la siguiente categoría.

Categoría 2 – EEIs presente en el medio natural, pero susceptibles de ser erradicadas

La segunda categoría englobaría aquellas EEIs que ya están presentes en el medio natural, pero cuya erradicación es potencialmente factible. La viabilidad de la erradicación de una EEI no es fácil de evaluar, por lo que creemos que el marco legal debe ser conservativo en cuanto a la posibilidad de erradicación, considerando que una especie es susceptible de ser erradicada siempre que no exista evidencia de lo contrario. Para ello, algunos recursos que pueden usarse son, por ejemplo, manuales prácticos sobre los

factores clave para la toma de decisiones (Dana et al. 2014), información sobre gestión de EEIs en la web de la UICN, el Compendio de Especies Invasoras desarrollado por el Centro de Biociencia Agrícola Internacional (CABI por sus siglas en inglés) así como en el Centro de Recursos de Comunicación e Información para Administraciones, Empresas y Ciudadanos (CIRCAB por sus siglas en inglés). Son numerosos los ejemplos de éxito en la erradicación de EEIs en distintas áreas, biomas y a diferentes escalas espaciales (ver ejemplos en Genovesi 2005; Reaser et al. 2007; Simberloff 2020). Con el fin de evitar la expansión de las EEIs incluidas en esta categoría a través de posibles introducciones secundarias, éstas estarían sujetas a una prohibición genérica de uso y tenencia. Creemos que la mayor parte de las EEIs presentes en España entrarían en esta categoría (no existe evidencia de que no puedan ser erradicadas), por lo que deberían hacerse ejercicios de priorización que identificasen las EEIs y/o situaciones sobre las que sería urgente actuar. Por ejemplo, una evaluación estructurada sobre la viabilidad de erradicación basada en determinados criterios (i.e., eficacia, practicidad, coste, impacto, aceptabilidad, ventana de oportunidad y probabilidad de re-invasión) podría ayudar a priorizar la erradicación de EEIs ya establecidas, pero con distribución limitada (Booy et al. 2017, 2020). Entre los casos prioritarios estarían aquéllos en los que la posibilidad de una erradicación efectiva dependiese de una rápida y decidida actuación en los primeros estadios del proceso de invasión (Simberloff et al. 2013), haciéndose la erradicación inviable al avanzar éste (aumentando las abundancias y las áreas de distribución). Si la erradicación dejase de ser posible, la especie debería pasar a la categoría 3, mientras que si la erradicación fuese exitosa (i.e. la especie dejaría de estar presente en España), el paso se haría hacia la categoría 1 (Cuadro 1). Algunos ejemplos concretos de EEIs dentro de esta categoría podrían ser los casos de los cangrejos de río Australianos *Cherax destructor* y *C. quadricarinatus*, siendo el primero introducido por intereses comerciales en acuicultura y posteriormente liberados en el medio natural (Bolea 1996) intentándose su erradicación en los años posteriores, mientras que el segundo, ampliamente usado en acuicultura y comercio de mascotas a nivel mundial (Haubrock et al. 2021), está establecido localmente en España (Arias y Torralba-Burrial 2021) y su erradicación debería ser una prioridad. También, la introducción de la malvasía canela *Oxyura jamaicensis* en el medio natural que causó importantes amenazas a su especie con-genérica europea llevando a implementar medidas para su control y erradicación (Hughes et al. 2004); la rápida actuación para eliminar poblaciones del ibis sagrado *Threskiornis aethiopicus* del medio natural, después de que estableciera poblaciones reproductoras en diversos países europeos, condujo a su erradicación exitosa (Yésou et al. 2017). O el salvelino (*Salvelinus fontinalis*), cuya erradicación fue exitosa en la laguna de Peñalara (Sierra de Guadarrama) contribuyendo así a la conservación del anfibio endémico *Rana iberica* (Bosch et al. 2019).

Categoría 3 – EEIs cuya abundancia y/o expansión puede ser controlada

La tercera categoría la conformarían aquellas EEIs cuya erradicación se considera inviable, pero para las que sí existe la posibilidad de controlar sus poblaciones y/o limitar su expansión en España. El objetivo principal para las EEIs incluidas en esta categoría es minimizar sus impactos en las zonas introducidas y evitar que éstas lleguen a otras áreas. Se enmarcaría dentro de esta categoría la reciente propuesta de Green y Grosholz (2021) de una erradicación funcional; es decir, reducir la abundancia de la EEI hasta que sus impactos sean mitigados pero que, a partir de ese punto, la inversión de tiempo, esfuerzo y dinero resultaría ineficaz ya que la erradicación total no es factible.

Normalmente, cuando existe la capacidad técnica de conseguir estas reducciones de abundancia también es viable limitar la expansión natural (i.e. no debida a introducciones secundarias) de las EEIs, que debe siempre ser un objetivo prioritario para limitar

sus impactos. Como en la anterior categoría, las EEIs de esta categoría deberían ser objetivos prioritarios de los sistemas de alerta temprana, que, siempre que sea posible, deberían estar a su vez asociados a actuaciones rápidas y eficientes de erradicación local. En el hipotético caso de que el control poblacional contemplado en esta categoría llevase a una determinada EEI a una situación de vulnerabilidad que hiciese viable su erradicación, la especie pasaría a la categoría 2, pasando su erradicación a ser una prioridad de gestión.

Para las EEIs incluidas en esta categoría creemos que se podrían contemplar algunas excepciones para su explotación comercial como cuando las poblaciones sean muy abundantes. Esta explotación debería estar siempre ligada a estrategias de control poblacional local (pudiéndose desarrollar de forma independiente a esa explotación), debiendo ser objeto de seguimiento y evaluación para evitar que fomentase la expansión de la EEI mediante introducciones secundarias así como para evitar que se establezca un sector socio-económico que dependa de la explotación de la especie en cuestión. Las introducciones secundarias, y evidentemente su explotación comercial, estarían prohibidas en otras áreas fuera de esa área limitada. En esta categoría podrían incluirse muchas de las EEIs de agua dulce que están presentes en alguna cuenca hidrográfica pero cuya expansión a otras cuencas es factible. Algunos ejemplos de explotación comercial posible de EEIs que (previsiblemente) podrían estar incluidas en esta categoría serían: i) el camalote *Eichhornia crassipes*, con la extracción de su gran biomasa para abono, compost, alimento para animales, y otros usos siempre asociados al control de sus abundantes poblaciones (Malik 2007); ii) el mejillón cebra *Dreissena polymorpha*, usando sus conchas como recurso mineral alternativo a la producción de cal (McCorquodale-Bauer y Cicek 2020); o iii) el siluro *Silurus glanis*, con su pesca y retirada del medio natural (Vejřík et al. 2019).

Categoría 4 – EEIs no controlables y ampliamente distribuidas

Finalmente, la cuarta categoría la conformarían aquellas EEIs para las que las herramientas de control poblacional no son efectivas y que ya han ocupado la mayor parte del territorio nacional considerado ambientalmente favorable. En estos casos, no tendría sentido invertir en actuaciones generalizadas de control unos recursos humanos y económicos que se detraerían de casos con más posibilidades de éxito (ver Dana et al. 2014). No obstante, el marco legal siempre debería apoyar acciones de control de las EEIs de esta categoría en enclaves concretos, ya sea por mitigar impactos en zonas clave y de especial valor ecológico o ante la posibilidad de erradicar localmente estas especies. Un ejemplo serían los intentos de eliminación de la carpa común *Cyprinus carpio* (una especie cuya erradicación a nivel español no es viable) en las lagunas de Medina (Cádiz) y de Zóñar (Córdoba), que, conllevaron importantes mejoras en los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad (Maceda-Veiga et al. 2017). Además de la carpa, otros ejemplos de EEIs que se podrían encuadrar en esta categoría podrían ser los dos crustáceos mencionados arriba (i.e., cangrejo rojo o jaiba azul) o la uña de gato *Carpobrotus edulis*, cuyos frutos y hojas podrían ser aprovechadas con fines alimenticios, farmacéuticos o en agricultura (Castañeda-Loaiza et al. 2020).

La explotación comercial de las EEIs de esta categoría podría contemplarse como una posibilidad de obtener beneficio económico de un problema ambiental para el que no se tiene una solución disponible. Esta explotación tendría que estar siempre sujeta a condiciones y limitaciones establecidas de forma específica para cada caso (ver ejemplo del cangrejo rojo en el Cuadro 2). Una de esas restricciones sería, por ejemplo, evitar la exportación de esa EEI a otros países siendo sólo posible el transporte de la EEI en forma de producto elaborado, nunca con organismos vivos o sus propágulos. El desarrollo de nuevas técnicas o herramientas de gestión que permitan alcanzar un control efectivo sobre EEIs que antes no eran controlables, implicaría una bajada de la categoría 4

Cuadro 2. Y si no se prohíbe la pesca del cangrejo rojo ¿qué deberíamos hacer?

Box 2. And if the red swamp crayfish fishing is not banned, what should we do?

Que la explotación comercial de especies invasoras no esté tajantemente prohibida no debería significar que no esté sujeta a controles y restricciones. Sin embargo, eso es precisamente lo que ocurre cuando el marco legal plantea únicamente la dicotomía entre prohibir y no prohibir: lo que no está prohibido queda fuera de la regulación. Si la Ley contempla un abanico de herramientas de gestión de las invasiones biológicas en función de condicionantes ecológicos y sociales, podrían desarrollarse estrategias más adaptadas a las diferentes situaciones sin generar conflictos baldíos. Todo esto son generalidades, que pueden parecer lógicas (o no), pero ¿en qué se traduciría en un caso concreto? El permiso para la explotación comercial del cangrejo rojo podría estar supeditado al cumplimiento de una serie de limitaciones y exigencias, entre ellas:

- **Trazabilidad:** debería poder seguirse la trazabilidad del cangrejo y sus productos, desde el pescador y el lugar de captura hasta la tienda. Esta trazabilidad permitiría conocer el origen del cangrejo procesado y, en su caso, establecer limitaciones al mismo. Por ejemplo, se podría delimitar un área de influencia de cada centro de explotación, en el que se capturasen todos los cangrejos procesados. Se evitarían así gran cantidad de movimientos de cangrejo vivo y el incentivo para generar nuevas poblaciones de cangrejo. La trazabilidad al pescador favorecería, por otro lado, la regulación profesional de ese trabajo.
- **Registros de capturas:** la industria debería llevar un registro detallado de las capturas recibidas, incluyendo la identidad del pescador, el lugar y la fecha, el esfuerzo de muestreo (número de trampas) y número y peso total de los cangrejos capturados en cada jornada de pesca (una información importante que no suele estar disponible). Toda esta información debería ser adecuadamente almacenada y transmitida periódicamente a la autoridad competente, convirtiéndose en una herramienta importante para la gestión de las poblaciones de cangrejo rojo y su explotación, así como de los espacios que éstas ocupan.
- **Capturas accidentales:** la industria debería tomar medidas sobre las capturas accidentales, tanto para cuantificarlas (tomando información equivalente a la de los cangrejos) como para evitarlas, especialmente en el caso de animales (p. ej., anfibios, galápagos, pequeños mamíferos) que puedan morir ahogados en las trampas para cangrejos. Muchas de estas capturas accidentales serán especies invasoras (peces o invertebrados), cuya eliminación del medio podría también demandarse a la industria.

a la 3, implicando una regulación más estricta, o la prohibición total, de su explotación comercial. Un caso particular podría ser el de las chumberas del género *Opuntia* que tienen usos directos (ver en Shackleton et al. 2007) y cuyas poblaciones están disminuyendo drásticamente debido a la plaga actual de la cochinilla, *Dactylopius opuntiae* (Mazzeo et al. 2019), por lo que podría ser incluida en categorías anteriores.

Limitaciones y restricciones

La gestión de las EEIs se enfrenta a numerosas complejidades, relacionadas con las particularidades de cada especie, con el desconocimiento en muchos casos de su biología y/o ecología, y con la variabilidad temporal y espacial de las mismas. Existe un debate sobre el papel de la explotación comercial (p.ej. consumo humano) de las EEIs como método de control (Nuñez et al. 2012). Si bien el uso de las EEIs por el ser humano puede ejercer un control sobre las poblaciones invasoras, dichas actuaciones deben ser meticulosas, cuidadosas y concisas en su aplicación (Nuñez et al. 2012). De lo contrario, podrían desencadenar una retroalimentación positiva en el mantenimiento de sus poblaciones para promover una explotación de mercado (p.ej., cangrejo rojo, ver Clavero 2016), y el recurso podría incorporarse en la cultura dando una imagen social de las EEIs ausente de elementos negativos (ver Nuñez et al. 2012). Nuestra propuesta considera la potencial explotación de una EEI bajo ciertas condiciones (ver caso del cangrejo rojo en Cuadro 2) y con aquellas poblaciones abundantes y/o extendidas donde la erradicación de la EEI no sea viable (i.e. categorías 3 y 4), minimizando la probabilidad de introducciones secundarias indeseadas a otras áreas donde la EEI no se encuentra presente.

El marco de toma de decisiones que proponemos debería estar sujeto a revisiones periódicas (idealmente, con frecuencia bianual o mayor), para responder al dinamismo espacio/temporal de las invasiones biológicas, al resultado de las actuaciones de gestión emprendidas y al desarrollo de nuevas herramientas de prevención y control poblacional. Estas evaluaciones deberían ser llevadas a

cabo por equipos de expertos en los distintos taxones invasores coordinados por el Comité Científico (creado por el RD 139/2011 (España 2011), que desarrollaba el primer Catálogo de EEIs). Somos conscientes de que la falta de dinamismo en el funcionamiento de la administración pública, la generación de normativas y colaboración entre distintas entidades públicas pueden, sin lugar a dudas, ser un obstáculo para la implementación de medidas de gestión más eficientes (Angulo et al. 2021).

Ser, o no, capaces de reducir el impacto de una EEI debería ser un factor clave a la hora de establecer limitaciones a sus usos. Estas restricciones se implementan con la premisa de producir beneficios para el bien común (i.e. la conservación de la biodiversidad) y en ocasiones conllevan la pérdida de alguna actividad económica. Este escenario es aceptable, y los impactos socio-económicos pueden abordarse como problemas acotados (a través de ayudas a la formación, al cambio de actividad o por otras vías). Pero cuando no es posible conseguir ese beneficio común, la pérdida de actividad económica puede ser difícil de justificar, y dar lugar a conflictos sin fácil solución.

No queremos cerrar este artículo sin reconocer explícitamente lo fácil que resulta la crítica *a posteriori*. Lo que exponemos sobre los vaivenes legales en el caso del cangrejo rojo no pretende ser un relato de cómo alguien hizo las cosas mal, sino de cómo se sucedieron los acontecimientos y de lo que podemos aprender de ese proceso. La conservación de la biodiversidad es una tarea esencial y afrontar los impactos de las numerosas EEIs presentes en España requiere un enorme esfuerzo económico y social, por lo que los objetivos de conservación deben ser claros y factibles, minimizando la confrontación sin diezmar el apoyo social tan necesario.

Contribución de los autores

F.J. Oficialdegui y M. Clavero escribieron el borrador inicial del artículo. Todos los autores revisaron y editaron el documento final.

Referencias

- Altamirano, M., De La Rosa, J., Martínez, F.J. 2016. Arribazones de la especie exótica *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K. Hwang, W.J. Lee and H.S. Kim (Dictyotales, Orchrophyta) en el Estrecho de Gibraltar: primera cita para el Atlántico y España. *ALGAS* 52: 20.
- Altamirano, M., De La Rosa, J., Martínez, F.J.G., Muñoz, A.R.G. 2017. Prolífera en el Estrecho un alga nunca citada en nuestro litoral de origen asiático. *Quercus* 374: 32-33.
- Altamirano, M., Muñoz, A.R., De la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M. 2019a. *Análisis de riesgos de la macroalga exótica Rugulopteryx okamurae*. Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Madrid, España. 69 pp.
- Altamirano, M., de La Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M., Muñoz, A.R. 2019b. Macroalgas invasoras en las costas andaluzas. *ALGAS*, 55e: 10-16.
- Andalucía 2016. Orden de 3 de agosto de 2016, por la que se aprueba el Plan de Control del Cangrejo Rojo (*Procambarus clarkii*) en las Marismas del Guadalquivir. *Boletín Oficial de la Junta de Andalucía* Núm. 152, páginas 81-110. <https://www.juntadeandalucia.es/boja/2016/152/BOJA16-152-00218.pdf>
- Angulo, E., Ballesteros-Mejía, L., Novoa, A., Duboscq-Carra, V.G., Diagne, C., Courchamp, F. 2021. Economic costs of invasive alien species in Spain. *NeoBiota* 67: 267.
- Arce, J.A., Diéguez-Urbeondo, J. 2015. Structural damage caused by the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in rice fields of the Iberian Peninsula: a study case. *Fundamental and Applied Limnology* 186: 259-269.
- Arias, A., Torralba-Burrial, A. 2021. First record of the redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) on the Iberian Peninsula. *Limnetica* 40: 33-42.
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., et al. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26:333-339.
- Bolea, L. 1996. Primera cita de *Cherax destructor* (Crustacea: Decapoda: Parastacidae) en Europa. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 14: 49-51.
- Booy, O., Mill, A.C., Roy, H.E., Hiley, A., Moore, N., Robertson, P., Baker, S., et al. 2017. Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biological Invasions* 19: 2401-2417.
- Booy, O., Robertson, P.A., Moore, N., Ward, J., Roy, H.E., Adriaens, T., Shaw, R. 2020. Using structured eradication feasibility assessment to prioritize the management of new and emerging invasive alien species in Europe. *Global Change Biology* 26: 6235-6250.
- Bosch, J., Bielby, J., Martin-Beyer, B., Rincón, P., Correa-Araneda, F., Boyero, L. 2019. Eradication of introduced fish allows successful recovery of a stream-dwelling amphibian. *PLoS one* 14: e0216204.
- Castañeda-Loaiza, V., Placines, C., Rodrigues, M.J., Pereira, C., Zengin, G., Uysal, A., Jeko, J., et al. 2020. If you cannot beat them, join them: Exploring the fruits of the invasive species *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br as a source of bioactive products. *Industrial Crops and Products* 144: 112005.
- Clavero, M. 2016. Species substitutions driven by anthropogenic positive feedbacks: Spanish crayfish species as a case study. *Biological Conservation* 193: 80-85.
- Conde, A., Domínguez, J. 2015. A proposal for the feasible exploitation of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in introduced regions. *Conservation Letters* 8: 440-448.
- Dana, E.D., García de Lomas, J., Ceballos, G., Ortega, F. 2014. *Selección y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, España.
- Delibes-Mateos, M., Catro, F., Piorno, V., Ramírez, E., Blanco-Aguilar, J.A., Aparicio, F., Mínguez, L.E., et al. 2018. First assessment of the potential introduction by hunters of Eastern cottontail rabbits (*Sylvilagus floridanus*) in Spain. *Wildlife Research* 45: 571-577.
- Dori, P., Scalisi, M., Mori, E. 2019. "An American near Rome"... and not only! Presence of the eastern cottontail in Central Italy and potential impacts on the endemic and vulnerable Apennine hare. *Mammalia* 83: 307-312.
- Elvira, B., Almodóvar, A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59: 323-331.
- España 2007. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. *Boletín Oficial del Estado* núm. 299, páginas 51275 a 51327, (BOE-A-2007-21490). <https://www.boe.es/eli/es/l/2007/12/13/42>
- España 2011. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado* núm. 46, de 23 de febrero de 2011, páginas 20912 a 20951. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139>
- España 2013. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín Oficial del Estado* núm. 185, páginas 56764 a 56786 (BOE-A-2013-8565). <https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/08/02/630>
- España 2018. Ley 7/2018, de 20 de julio, de modificación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. *Boletín Oficial del Estado* núm. 176, páginas 73196 a 73202 (BOE-A-2018-10240). <https://www.boe.es/eli/es/l/2018/07/20/7>
- España 2020. Real Decreto 570/2020, de 16 de junio, por el que se regula el procedimiento administrativo para la autorización previa de importación en el territorio nacional de especies alóctonas con el fin de preservar la biodiversidad autóctona española. *Boletín Oficial del Estado* núm. 184, de 4 de julio de 2020, páginas 47518 a 47530 <https://www.boe.es/eli/es/rd/2020/06/16/570>
- Forneck, S.C., Dutra, F.M., de Camargo, M.P., Vitule, J.R.S., Cunico, A.M. 2021. Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia* 848: 1955-1966.
- García-Gómez, J.C., Sempere-Valverde, J., González, A.R., Martínez-Chacón, M., Olaya-Ponzzone, L., Sánchez-Moyano, E., Ostalé-Valriberas, E., et al. 2020. From exotic to invasive in record time: The extreme impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in the strait of Gibraltar. *Science of the Total Environment* 704: 135408.
- Genovesi, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions* 7: 127-133.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J., Tricarico, E. 2011. Managing invasive crayfish: Is there a hope? *Aquatic Sciences* 73: 185-200.
- Green, S.J., Grosholz, E.D. 2021. Functional eradication as a framework for invasive species control. *Frontiers in Ecology and the Environment* 19: 98-107.
- Grosholz, E., Ashton, G., Bradley, M., Brown, C., Ceballos-Osuna, L., Chang, A., de Rivera, C., et al. 2021. Stage-specific overcompensation, the hydra effect, and the failure to eradicate an invasive predator. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118: e2003955118.
- Gutiérrez-Yurrita, P.J., Martínez, J.M., Ilhéu, M., Bravo-Utrera, M.A., Bernardo, J.M., Montes, C. 1999. The status of crayfish populations in Spain and Portugal. *Crustacean Issues* 11: 161-192.
- Habsburgo-Lorena, A.S. 1978. Present situation of exotic species of crayfish introduced into Spanish continental water. *Freshwater Crayfish* 4: 175-184.
- Haubrock, P.J., Oficialdegui, F.J., Zeng, Y., Patoka, J., Yeo, D.C.J., Kouba, A. 2021. The redclaw crayfish: A prominent aquaculture species with invasive potential in tropical and subtropical biodiversity hotspots. *Reviews in Aquaculture* 13: 1488-1530.
- Hill, J., Fowler, D.L., Avyle, M.V. 1989. *Species profiles: Life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (Mid-Atlantic) - Blue crab*. U.S. Army Corps of Engineers, Vicksburg, MS, Estados Unidos.
- Hines, A.H. 2007. Ecology of juvenile and adult blue crabs. En: Kennedy, V.S., Cronin, L.E. (eds), *The blue crab*, Callinectes sapidus, pp. 565-654. Sea Grant College, College Park, MD. Estados Unidos.
- Hughes, B., Robinson, J.A., Green, A.J., Li, Z.W.D., Mundkur, T. 2004. *International Single Species Action Plan for the White-headed Duck Oxyura leucocephala*. The Wildfowl and Wetlands Trust, Slimbridge, Reino Unido.
- Kouba, A., Oficialdegui, F.J., Cuthbert, R.N., Kourantidou, M., South, J., Tricarico, E., Leroy, B., et al. 2021. Feeling the pinch: global economic costs of crayfish invasions and comparison with other aquatic crustaceans. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-381161/v1>
- López-Padrón, I., Martínez-González, L., Pérez-Domínguez, G., Reyes-Guerrero, Y., Núñez-Vázquez, M., Cabrera-Rodríguez, J.A. 2020. Las algas y sus usos en la agricultura. Una visión actualizada. *Cultivos Tropicales* 41: e10.

- Maceda-Veiga, A., López, R., Green, A.J. 2017. Dramatic impact of alien carp *Cyprinus carpio* on globally threatened diving ducks and other waterbirds in Mediterranean shallow lakes. *Biological Conservation* 212: 74-85.
- Malik, A. 2007. Environmental challenge *vis a vis* opportunity: the case of water hyacinth. *Environment international* 33: 122-138.
- Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapisir, K., Katselis, G., Ribeiro, F. 2017a. The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Marine Pollution Bulletin* 119: 5-11.
- Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapisir, K., Katselis, G., Ribeiro, F. 2017b. On the Atlantic blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun 1896) in southern European coastal waters: Time to turn a threat into a resource? *Fisheries Research* 194: 1-8.
- Mazzeo, G., Nucifora, S., Russo, A., Suma, P. 2019. *Dactylopius opuntiae*, a new prickly pear cactus pest in the Mediterranean: an overview. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 167: 59-72.
- McCorquodale-Bauer, K., Cicek, N. 2020. Zebra mussel shells as an alternative mineral resource for lime production as a phosphorus precipitant. *Environmental Technology*; <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1836029>
- Muñoz, A.R., Martín-Taboada, A., De la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M., Altamirano, M. 2019. La modelación de la distribución de especies como herramienta en la gestión de invasiones biológicas en el medio marino: el caso de *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotaceae, Ochrophyta) en el Mediterráneo. *ALGAS* 55e: 37-40.
- Nehring, S. 2011. Invasion history and success of the American blue crab *Callinectes sapidus* in European and adjacent waters. En: Galil, B., Clark, P., Carlton, J. (eds), *In the wrong place-alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts*, pp. 607-624. Springer, Dordrecht, Países Bajos.
- Núñez, M.A., Kuebbing, S., Dimarco, R.D., Simberloff, D. 2012. Invasive species: to eat or not to eat, that is the question. *Conservation Letters* 5: 334-341.
- Oficialdegui F.J., Delibes-Mateos, M., Green, A.J., Sánchez, M.I., Boyero, L., Clavero, M. 2020a. Rigid laws and invasive species management. *Conservation Biology* 34: 1047-1050.
- Oficialdegui, F.J., Sánchez, M.I., Clavero, M. 2020b. One century away from home: How the red swamp crayfish took over the world. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 30: 121-135.
- Oliva-Paterna, F.J., Ribeiro, F., Miranda, R., Anastácio, P.M., García-Murillo, P., Cobo, F., Gallardo, B., et al. 2021a. *Lista de especies exóticas acuáticas potencialmente invasoras en la Península Ibérica (2020). Lista actualizada de especies exóticas potencialmente invasoras con alto riesgo de invasión de las aguas continentales ibéricas*. Informe técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 58 pp.
- Oliva-Paterna, F.J., Ribeiro, F., Miranda, R., Anastácio, P.M., García-Murillo, P., Cobo, F., Gallardo, B., et al. 2021b. *Lista de especies exóticas acuáticas de la Península Ibérica (2020). Lista actualizada de las especies exóticas acuáticas introducidas y establecidas en las aguas continentales ibéricas*. Informe técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 64 pp.
- Portugal 2021. Resolução do Conselho de Ministros n.º 133/2021. *Diário da República* n.º 182/2021, Série I de 2021-09-17, páginas 2 - 12. <https://data.dre.pt/eli/resolconsmin/133/2021/09/17/p/dre>
- Reaser, J.K., Meyerson, L.A., Cronk, Q., De Poorter, M.A.J., Eldrege, L.G., Green, E., Kairo, M., et al. 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation* 34: 98-111.
- Robertson, P.A., Mill, A., Novoa, A., Jeschke, J.M., Essl, F., Gallardo, B., Geist, J., et al. 2020. A proposed unified framework to describe the management of biological invasions. *Biological Invasions* 22: 2633-2645.
- Roy, H.E., Peyton, J., Aldridge, D.C., Bantock, T., Blackburn, T.M., Britton, R., Clark, P., et al. 2014. Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global change biology* 20: 3859-3871.
- Roy, H.E., Bacher, S., Essl, F., Adriaens, T., Aldridge, D.C., Bishop, J.D., Blackburn, T.M., et al. 2019. Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global Change Biology* 25: 1032-1048.
- Seitz, R.D. 2020. Blue Crabs: Beautiful Savory Swimmers of the Chesapeake Bay. En: Cuker, B. (eds), *Diet for a Sustainable Ecosystem, Estuaries of the World*, pp. 107-125. Springer, Cham, Alemania.
- Shackleton, C.M., McGarry, D., Fourie, S., Gambiza, J., Shackleton, S.E., Fabricius, C. 2007. Assessing the effects of invasive alien species on rural livelihoods: case examples and a framework from South Africa. *Human Ecology* 35: 113-127.
- Simberloff, D. 2020. Maintenance management and eradication of established aquatic invaders. *Hydrobiologia* 848: 2399-2420.
- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 58-66.
- Souty-Grosset, C., Anastacio, P.M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., Tricarico, E. 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia* 58: 78-93.
- Sudáfrica 2005. National Environmental Management: Biodiversity Act 10 of 2004, 7 January 2005. *Gazette* 27161 of 6 January 2005 (withdraws Gazette 27142). <https://www.gov.za/documents/national-environmental-management-biodiversity-act-0>
- Tsiamis, K., Azzurro, E., Bariche, M., Çinar, M.E., Crocetta, F., De Clerck, O., Galil, B., et al. 2020. Prioritizing marine invasive alien species in the European Union through horizon scanning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30: 794-845.
- UE (Unión Europea) 2014. 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. *Diario Oficial de la Unión Europea* L 317, páginas 35 a 55. <https://www.boe.es/doue/2014/317/L00035-00055.pdf>
- Vejřík, L., Vejříková, I., Kočvara, L., Blabolil, P., Peterka, J., Sajdllová, Z., Jůza, T., et al. 2019. The pros and cons of the invasive freshwater apex predator, European catfish *Silurus glanis*, and powerful angling technique for its population control. *Journal of Environmental Management* 241: 374-382.
- Yésou, P., Clergeau, P., Bastian, S., Reeber, S., Maillard, J.F. 2017. The Sacred Ibis in Europe: ecology and management. *British Birds* 110: 197-212.