

*Manual práctico*

# Análisis del riesgo de invasión de vegetales exóticos



*Manual práctico*

**Análisis del  
riesgo de invasión  
de vegetales exóticos**

**EDITA:**

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.

**Autores:**

Juan García-de-Lomas, Elías D. Dana, Guillermo Ceballos, Fernando Ortega

**Agradecimientos:**

A Susana Morán, Santiago Robles, Alfonso Nebra, Rubén González, Inés Tejero, Cristina Pintor, Cristina Cejudo, Jose María Valle, Mikel Zaragüeta, Susana Bueres, y todos aquellos investigadores y gestores cuya dedicación contribuye a mejorar el conocimiento sobre las invasiones biológicas.

**Fotografías:**

Repositorio de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio;  
J. García-de-Lomas

Este trabajo ha sido realizado por iniciativa de la **Dirección General de Gestión del Medio Natural**.

**Impresión digital.**

**Depósito legal:** SE-165-2014





# Índice

<b>1. Introducción</b> .....	3
1.1. Invasiones biológicas: un fenómeno creciente necesitado de estrategias preventivas .....	3
1.2. Predecir el riesgo de invasión: en busca de soluciones sencillas para abordar un problema complejo .....	5
<b>2. El análisis de riesgo en el marco del Catálogo Español de Especies Exóticas invasoras</b> .....	9
<b>3. Dificultades, sesgos y soluciones en la valoración del riesgo de invasión</b> .....	11
3.1. Ausencia de un protocolo común a nivel internacional .....	11
3.2. El problema de la ausencia de información .....	13
3.3. ¿Qué hacer en los casos dudosos? .....	14
3.4. Escoger el formato final .....	16
<b>4. Etapas en el diseño de la herramienta de análisis de riesgo de invasión</b> .....	18
4.1. Revisión bibliográfica .....	18
4.2. Adaptación del esquema de análisis de riesgo australiano al caso andaluz .....	19
4.3. Evaluación del grado de precisión en la respuesta. Detección de debilidades ....	19
4.4. Diseño de preguntas y respuestas .....	20
4.5. Calibración y valoración del grado de fiabilidad .....	21
<b>5. Herramienta de análisis de riesgo de invasión para vegetales exóticos</b> .....	23
5.1. Sistema de puntuación y umbrales de riesgo .....	23
5.2. Preguntas críticas .....	26
5.3. Preguntas claves .....	26
5.4. Preguntas secundarias .....	29
5.5. Calibración de la herramienta .....	38
<b>6. Conclusiones</b> .....	40
<b>7. Bibliografía</b> .....	41
<b>Anexo: Relación de preguntas y respuestas que integran la herramienta de análisis de riesgo de invasión de vegetales exóticos</b> .....	47



# 1

## Introducción

### *1.1. Invasiones biológicas: un fenómeno creciente necesitado de estrategias preventivas*

Las invasiones biológicas son un proceso dinámico. En el marco de la globalización, se produce un intercambio de mercancías y personas entre regiones que de manera natural permanecerían aisladas por fronteras biogeográficas. Asociado a este trasiego, se produce un intercambio de organismos vivos, que son introducidos en nuevos territorios bien de manera intencionada (caso de alimentos, madera, plantas ornamentales, ganado, animales de compañía...) o de manera accidental (acompañantes de mercancías o medios de transporte). La mayor parte de las especies introducidas acaban desapareciendo (Williamson 1996). Sin embargo, algunas especies son capaces de adaptarse al nuevo ambiente y mantenerse por sí mismas sin cuidados externos (establecimiento o naturalización) y, en ocasiones, proliferan de manera desmedida constituyendo una invasión o una peste. Aunque solo sean una pequeña proporción de todas las especies que llegan, sus efectos sobre los sistemas naturales nativos, la economía o la salud humana son enormes. Los costes relacionados con las especies exóticas se han estimado en 120 billones de dólares en Estados Unidos (Pimentel et al. 2005), unos 10 billones de euros (13 billones de dólares) en Europa (Hulme et al. 2009; Vilà et al. 2009) y entre 13.5-35.5 billones de dólares en Canadá (Colautti et al. 2006). Estas estimas muy posiblemente infravaloran el coste real de las especies exóticas, ya que es difícil evaluar los costes de impactos a largo plazo sobre los servicios del ecosistema, la salud o los sistemas productivos (Costanza et al. 1997) y a menudo se ha prestado más atención a las especies que se comportan como invasoras y que tienen un impacto más palpable. Este creciente proceso de invasión da lugar a la homogeneización de las especies a nivel global y ha adquirido unas dimensiones tales que es considerado como un elemento más del “Cambio Global” (Vitousek et al. 1997), que se suma al calentamiento global (Ramanathan 1988) y al oscurecimiento global (Stanhill y Cohen 2001; Travis et al. 2002).

Andalucía no es una excepción y recibe, como otros lugares del planeta, un incesante aporte de especies exóticas. Sensible a este creciente problema, la



Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía puso en marcha en 2004 el Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Este programa regional, pionero en España, tiene entre sus cometidos el desarrollo de actuaciones de diversa índole, como es el asesoramiento a la administración para la toma de decisiones, la gestión en campo de poblaciones de fauna y flora (tanto acuáticas como terrestres) y la sensibilización de la sociedad a través de la divulgación. Desde su puesta en marcha, el Programa recibe, por un lado, numerosos avisos de especies exóticas asilvestradas por parte de prácticamente todos los sectores de la sociedad. Por otro, la administración recibe solicitudes de autorización para la introducción y producción con fines comerciales de especies exóticas. A menudo no se conoce el potencial invasor, bien porque aún no están presentes en el territorio, bien porque se trata de especies con una historia de invasión reciente (**Figura 1**). En estos casos no se sabe si podrían establecer poblaciones viables, dispersarse o generar impactos. Por ello, antes de plantear acciones de gestión que conlleven una inversión por parte de la administración pública o autorizar la introducción, se hace necesario analizar el riesgo de invasión. Las herramientas de análisis de riesgo son, por tanto, un procedimiento indispensable de ayuda para la toma de decisiones dirigidas, por ejemplo, a permitir/rechazar la introducción de una nueva especie exótica con fines comerciales o a plantear actuaciones de gestión de diversa índole (prevenir su introducción, detectarlas precozmente, etc.).



Fig. 1. Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) detectado por Agentes de Medio Ambiente en una laguna de la provincia de Málaga y erradicado con éxito.

En el caso de las especies que aún no están presentes en el territorio, el análisis del riesgo de invasión tiene un carácter preventivo. Tiene como objetivo reducir (el riesgo cero no existe) la entrada de especies invasoras que a posteriori implicarían elevados costes para la sociedad y el medio ambiente. Además, considerando que en general las especies invasoras una vez extendidas resultan prácticamente imposibles de erradicar, la prevención es una de las mejores estrategias a seguir en la conservación. En cualquier caso, el análisis del riesgo de invasión es una parte clave en la optimización de la inversión en términos de coste-eficacia (Dana et al. 2013, 2014). Podría pensarse que el análisis del riesgo de invasión limita la inversión o el beneficio, pero está demostrado que los costes de introducir una especie con riesgo alto son al menos 15 veces mayores al beneficio que se perdería si se prohibiera una especie con riesgo bajo (Keller et al., 2007).

### *1.2. Predecir el riesgo de invasión: en busca de soluciones sencillas para abordar un problema complejo*

Analizar el riesgo de invasión de una especie dada consiste, en definitiva, en predecir si esa nueva especie se convertirá o no en invasora. En esencia se trata de encontrar qué variables, bien de la propia especie, bien del ambiente receptor, se relacionan de uno u otro modo con el potencial de éxito invasor. Sin duda esta ha sido uno de los temas candentes (hot topics) en la investigación de las invasiones biológicas, por no decir que se ha convertido en la búsqueda del “Santo Grial” de las invasiones. Se han vertido ríos de tinta, con gran cantidad de artículos publicados en las últimas dos décadas, coincidiendo con el gran auge que ha tenido esta ciencia. Sin embargo, la predicción del potencial invasor es una cuestión inherentemente difícil de resolver. El elenco de organismos y escenarios de invasión resulta casi infinito, lo que dificulta nuestra capacidad de predecir resultados o identificar los mecanismos que subyacen el éxito/fracaso de invasión en cada caso concreto.

En general se asume que las invasiones biológicas son contexto-dependientes (Williamson y Fitter 1996; Daehler 2003), donde intervienen tanto de las características de la especie como del hábitat receptor, la comunidad nativa y exótica presente en el lugar de introducción y las vías de aporte y dispersión existentes en cada caso. Esto hace que las invasiones sean fenómenos altamente aleatorios o idiosincráticos, difícilmente predecibles (e.g., Thompson et al. 1995; Gassó et al. 2009), por lo que diseñar herramientas fiables

de análisis del riesgo de invasión se ha convertido en un verdadero reto.

Se han planteado numerosas hipótesis relacionadas con el éxito invasor, pero ninguna de ellas resulta por sí sola universal (Richardson y Pyšek 2006; Catford et al. 2009). A menudo las variables que se han relacionado con el potencial invasor son rebatidas, se encuentran excepciones o se convierten en casos excepcionales. Muchas hipótesis se solapan, se reflejan o comparten cierta similitud con hipótesis anteriormente presentadas. Ya Darwin en *El Origen de las Especies* (Darwin 1859) alude al proceso de invasiones biológicas y hace varias asunciones relacionadas con la predicción del éxito invasor. Por un lado, aquellos lugares más propensos a ser invadidos tienen una baja riqueza (p.ej., caso de las islas). Por otro lado, sugiere que las especies menos emparentadas con la flora nativa tendrían mayor potencial de invasión que otras de géneros representados en la flora nativa. Esta hipótesis, conocida como la hipótesis de naturalización de Darwin asume que dos especies de géneros diferentes son más diferentes entre sí que dos especies del mismo género (lo que no está relacionado necesariamente con la magnitud de los impactos) (Cadotte 2011). Las ideas de Darwin darían pie a la hipótesis del nicho vacío, por la que las especies exóticas colonizarían ambientes con recursos no explotados eficientemente por las especies nativas (Simberloff 1995; Wilcove et al. 1998). En este caso, no es solo la diversidad de la comunidad residente lo que importa, sino como difieren sus nichos desde un punto de vista funcional (Dukes 2001), incluyendo los patrones de variación espacio-temporal de los recursos (Stachowicz et al. 1999). La hipótesis de nicho vacío está emparentada a su vez con la de las ventanas de invasión de Johnstone (1986) o las ventanas de oportunidad (Shee y Chesson 2001). También se reflejan de algún modo en la hipótesis de la similitud limitante, que asume que los invasores exitosos deberían ser funcionalmente diferentes a las especies presentes en la comunidad receptora (McArthur y Levins 1967; Emery 2007).

Entre otros factores relacionados con el hábitat receptor que pueden ser determinantes en el éxito invasor, están la frecuencia de perturbaciones y la presencia de competidores. Por un lado, un incremento de la frecuencia de perturbaciones, por ejemplo debido a la alteración antropogénica, deja recursos disponibles para especies oportunistas, lo que al mismo tiempo elimina a especies nativas, reduciendo con ello la presión o competencia que éstas podían ejercer sobre las exóticas introducidas. De este modo, los ambientes más perturbados son más propensos a ser invadidos, ya que en ellos la comunidad receptora (alterada) ejerce una menor resistencia a la invasión.



.....

dinámica (Hastings 1996).

No todas estas variables son fáciles de determinar o medir. Por ello, las cuestiones relacionadas con las características que favorecen el establecimiento y dispersión (relacionadas con la presión de propágulos) y las características de la especie (variables bióticas), que resultan más fácilmente medibles y abordables, constituyen junto con los impactos esperados, la base de las herramientas de análisis de riesgo actuales. No obstante, otros elementos o procesos que intervienen en el éxito/fracaso de invasión (algunos seguramente todavía desconocidos) no suelen valorarse, por lo que confiamos que en el futuro este tipo de herramientas puedan incorporar mejoras adicionales.

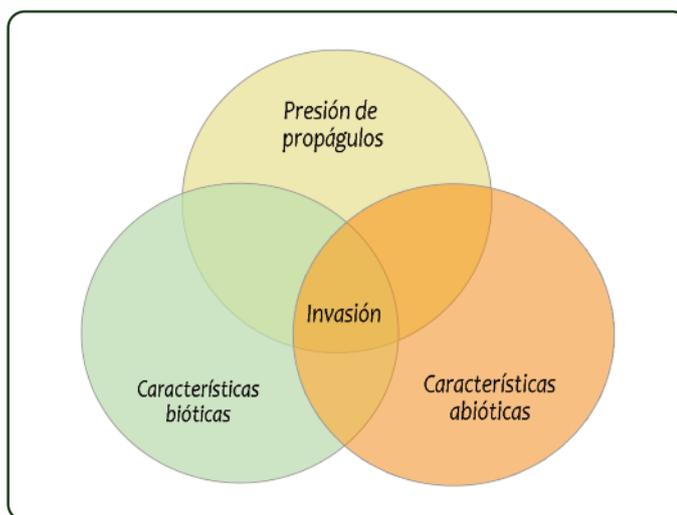


Fig. 2. Diagrama de los grupos de variables que determinan el éxito de la invasión. Basado en Catford et al. (2009).

2

## El análisis de riesgo en el marco del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras

La importancia del análisis de riesgo de invasión está recogida en el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. En su artículo 2 define el “análisis de riesgo” como “la evaluación científico-técnica de la probabilidad y de las consecuencias (del riesgo) de la introducción y establecimiento de una especie exótica en el medio natural y de las medidas que pueden aplicarse para reducir o controlar esos riesgos”.

El mismo Real Decreto establece la necesidad de realizar un análisis de riesgo para los siguientes procedimientos:

- Justificar la inclusión de una nueva especie en el Catálogo (art. 5).
- Solicitar autorización para liberar por primera vez una especie alóctona no incluida en el Catálogo (art. 8). El R.D. establece que este análisis de riesgo correrá a cargo del solicitante de la liberación, quien deberá aportar en su petición el análisis de riesgo para su evaluación por la autoridad competente en medio ambiente. Este análisis de riesgo también será preciso para la importación de organismos de control biológico exóticos (disposición adicional octava), aunque su comercialización se rija luego por la normativa específica.
- Como parte del contenido de las estrategias de gestión, control y posible erradicación.

Según el art. 8.3 del mismo R.D., el análisis de riesgos “contendrá, al menos, información sobre las probabilidades de escape o liberación accidental, de establecerse en la naturaleza, de convertirse en plaga, de causar daño medio ambiental o de afectar negativamente a la biodiversidad autóctona o a los recursos económicos asociados al patrimonio natural y una descripción de las actuaciones previstas a realizar en caso de escape o liberación accidental, con una valoración de la viabilidad y técnicas de control, erradicación o contención. Asimismo se deberá incluir en el análisis si el ejemplar procede o

no de cría en cautividad, conocimiento de la problemática, en caso de existir, causada por la especie en otros lugares y existencia de medios eficaces para reducir riesgos de escape o liberación accidental”. De este modo, el contenido del análisis de riesgo propuesto por el R.D. 630/2013 incluye aspectos comunes a otros esquemas de análisis de riesgo como los mecanismos de dispersión y los impactos que puede provocar. Pero, por otro lado, exige información adicional más relacionada con un plan de gestión en caso de escape, algo que no está contemplado en otros protocolos y que demuestra una vocación claramente preventiva.

3

## Dificultades, sesgos y soluciones en la valoración del riesgo de invasión

### 3.1. Ausencia de un protocolo común a nivel internacional

Los esquemas de análisis de riesgo han experimentado un desarrollo notable en los últimos años, en consonancia con el interés por las invasiones biológicas. Se han utilizado protocolos de análisis de riesgo en diferentes países como Australia y Nueva Zelanda (Pheloung 1999; Murray 2002; Bomford 2008; Massam et al. 2010), Reino Unido (Copp et al. 2005; Booy et al. 2006; Baker et al. 2008; Cefas 2010; Tricarico et al. 2010), Alemania (Essl et al. 2010), Bélgica (Branquart 2007), Suiza (Weber et al. 2005), Noruega (Gederaas et al. 2007) o Estados Unidos y Canadá (Leung and Dudgeon 2008; CEC 2009). Con carácter general, estas herramientas se engloban en dos tipologías:

a) Métodos cualitativos de listado que usan criterios formales para asignar una especie a una lista negra (que reúne organismos invasores) (e.g., Alemania y Suiza).

b) Métodos de puntuación (cuantitativos), que suman las puntuaciones procedentes de varios criterios de evaluación y asignan a la especie un determinado nivel de riesgo (p.ej., alto, medio, bajo). En este caso, los resultados obtenidos pueden emplearse tanto en la elaboración de listas de organismos potencialmente invasores (listas negras) como listas blancas, si se seleccionan del análisis sólo aquellos organismos con “riesgo bajo”.

El desarrollo implementado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio a través del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras, es esencialmente una herramienta de tipo cuantitativo, aunque incorpora algunos criterios de exclusión de tipo cualitativo, por lo que integraría aspectos de ambos tipos generales de protocolos. En ella se evalúa, por un lado, criterios relacionados con las características biológicas de la especie en cuestión y, por otro, los impactos que puede pro-



vocar. En definitiva, se evalúa el riesgo de que una especie se convierta en invasora en un nuevo territorio, esto es, que tenga la capacidad de expandir sus poblaciones y provocar efectos negativos (Andersen et al. 2004).

Los protocolos de riesgo de invasión utilizados en diferentes países son heterogéneos en sus componentes, categorías de impacto, datos requeridos, métodos de puntuación, incertidumbres, etc. (Verbrugge et al. 2010, 2012). No existe un protocolo internacional común. Por otro lado, aunque en esencia los criterios generales que se valoran puedan ser parecidos (fecundidad, capacidad de dispersión, capacidad de modificar el hábitat o de desplazar a las especies nativas), a la hora de valorar aspectos concretos de la biología y los impactos, se hace necesario valorar por separado los diferentes grupos taxonómicos. El elenco de organismos que son traslocados fuera de sus áreas de distribución naturales es tan amplio que podría abarcar a todos los seres vivos del planeta. No existen todavía herramientas adaptadas a la naturaleza de todos ellos (p.ej., microorganismos, hongos, invertebrados terrestres, aves, mamíferos...). Esto dificulta una valoración equitativa de los riesgos asociados a diferentes grupos taxonómicos, lo que conlleva que algunos grupos o sus impactos puedan pasar desapercibidos para el gestor y el público en general.

El esquema de evaluación del riesgo de invasión para malas hierbas de Pheloung (1999), uno de los sistemas pioneros diseñado para Australia, está dirigido únicamente a evaluar plantas. Solo recientemente se está ampliando el abanico de organismos cuyo riesgo de invasión puede ser valorado. Por ejemplo, hay ya protocolos adaptados a invertebrados de agua dulce (Tricarico et al. 2010), peces de agua dulce, anfibios y peces e invertebrados marinos (CEFAS 2010). Incluso dentro de los vegetales, a pesar de haber transcurrido más tiempo desde el desarrollo de las primeras herramientas, resulta complicado universalizar las preguntas para valorar organismos tan diferentes como algas, pteridófitos, gimnospermas y angiospermas.

En cualquier caso, la ausencia de una guía común da lugar a inconsistencias en los resultados del riesgo de invasión obtenidos cuando se evalúa una misma especie con diferentes protocolos. Tras comparar los protocolos de análisis de riesgo de varios países europeos con una misma batería de especies, Verbrugge et al. (2010) encontraron que en el 64% de los casos se obtenía una clasificación de riesgo similar. Sin embargo, en algunos casos como el del Cuervo casero (*Corvus splendens*), originario de Asia, los diferentes protocolos probados daban resultados desde “no invasor” -si se utilizaba el

protocolo de evaluación del impacto ambiental de especies invasoras de Bélgica (ISEA) (Branquart 2007; ISEA 2009)-, hasta “riesgo extremo” -si se utilizaba el modelo de valoración de riesgo de Australia y Nueva Zelanda-. Al margen de que una determinada especie pueda resultar invasora en un territorio y no en otro (algo perfectamente posible), la ausencia de criterios homogéneos puede generar categorías de riesgo desiguales entre países vecinos, lo que a la postre crearía “filtraciones” para determinadas especies.

### 3.2. El problema de la ausencia de información

Una dificultad esencial a la hora de identificar el riesgo de invasión radica en la cantidad de información disponible sobre las especies que se quieren valorar. Suele ocurrir que aquellas especies con una larga historia de invasión en diversas partes del mundo han sido objeto de numerosos estudios y publicaciones que permiten responder sin demasiada dificultad a las preguntas del análisis de riesgo. Suelen ser invasoras reconocidas y están presentes en alguna lista negra de algún país (**Figura 3**). En general, no suele necesitarse una valoración de análisis de riesgo porque simplemente su riesgo de invasión es conocido. No obstante, el análisis de riesgo de estas especies suele requerirse por la legislación vigente en materia de traslocación de organismos vivos o para apoyar la inclusión de una nueva especie en una lista negra en algún país (ver apdo. 1.3). La valoración de especies invasoras reconocidas también resulta imprescindible a la hora de evaluar la fiabilidad de la herramienta (control positivo) (ver apdo. 4.5).



Fig. 3. *Pennisetum setaceum* es una planta exótica con reconocido potencial invasor en diversas partes del mundo.

Por el contrario, las especies recién llegadas a un nuevo territorio, a menudo han recibido menor interés y son escasos los trabajos específicos publicados sobre su potencial invasor o sus efectos negativos sobre la biodiversidad, la economía o la salud pública. En estos casos, asumiendo que se ha procedido a una búsqueda bibliográfica exhaustiva, la ausencia de información no implica necesariamente un riesgo bajo de invasión. Simplemente puede significar que no se ha estudiado esa especie. Por tanto, para responder a una pregunta como por ejemplo ¿Tiene tendencia a convertirse en la especie dominante o formar poblaciones monoespecíficas?, hay que diferenciar entre encontrar información que confirme que no presenta este comportamiento (se respondería “no”) y no encontrar información al respecto tras un periodo establecido (para no eternizar la valoración), en cuyo caso se respondería “no se sabe”.

A la hora de determinar el riesgo de invasión de una especie exótica, la escasez de información supone en sí misma una incertidumbre. Hay diversas formas de incorporar esta incertidumbre a las herramientas de análisis de riesgo. Una opción es incorporar a la salida de la herramienta (además de las categorías “riesgo alto” – “riesgo bajo”) una categoría del tipo “riesgo desconocido”, cuando las preguntas cuya respuesta se desconoce supera un determinado número. Este es el caso del protocolo noruego (Gederaas et al. 2007). Otra opción (caso de la herramienta de análisis de riesgo aquí incluida) es incluir en todas las preguntas una respuesta del tipo “no se sabe”, a la que se otorga una determinada puntuación de riesgo que suma a la salida final de riesgo. La forma más conservadora de puntuar la ausencia de información sería otorgar a cada respuesta “no se sabe” una puntuación equivalente a la máxima. Otra opción es asignar a la ausencia de información un valor intermedio entre la puntuación más alta de la pregunta (que recibe la respuesta asociada a un mayor riesgo de invasión) y la mínima (que recibe la respuesta asociada a un menor riesgo de invasión) y luego establecer, como precaución, que la ausencia total de información (es decir, desconocer todas las respuestas) dé como resultado “riesgo alto”.

### *3.3. ¿Qué hacer en los casos dudosos?*

Como se ha comentado, las especies invasoras reconocidas han sido objeto de numerosos estudios y no resulta demasiado complicado avalar su alto riesgo de invasión. Sin embargo, confirmar que una especie tiene un riesgo de invasión bajo no resulta tan sencillo. A menudo la evidencia empírica



más sólida de que una especie exótica no es invasora en un determinado territorio se da cuando esa especie fue introducida y ha sido usada en ese territorio con distintos fines desde muy antiguo y a pesar de ello no se han documentado casos de invasión. Esta evidencia obviamente no se da cuando se valora una especie nueva en el territorio, o tiene una corta historia de invasión (recién llegadas), como especies casuales o naturalizadas recientemente. Sencillamente ha pasado poco tiempo desde su introducción o no se han dado mecanismos de facilitación que eventualmente pueden disparar una invasión (Figura 4). Por ello, salvo que haya mostrado un comportamiento invasor en un escenario similar al valorado, es difícil encontrar evidencias que dirijan con claridad el análisis hacia un determinado nivel de riesgo y, como consecuencia, la puntuación final oscila en el umbral de riesgo alto-bajo. De este modo, pequeños cambios en algunas preguntas pueden dar lugar a diferentes salidas de riesgo.



Fig. 4. Esquema del proceso de invasión. El tiempo de naturalización puede ser variable y no revelar signos de invasión en las primeras etapas.

Para resolver este problema, algunas herramientas optan por establecer una categoría intermedia de riesgo del tipo “requiere evaluación adicional”, aunque en realidad implique volver a la situación de partida y no resulte de gran ayuda (e.g., caso de la herramienta de la Red de Información de Especies Invasoras del IABIN (I3N) (Zalba y Ziller 2008). En otros países se ha optado por establecer una categoría intermedia entre riesgo alto y bajo (p.ej., “riesgo medio/intermedio”), que atribuye a estas especies de riesgo dudoso o incierto a una lista “gris” (e.g., caso de Alemania-Austria; Essl et al. 2010) o a una lista “de vigilancia” (e.g., caso de Bélgica; Branquart 2007). Para estos casos se sugiere permitir la introducción bajo condiciones de vi-

gilancia especial que permitan tomar medidas en caso de que se demuestre su carácter invasor. Esta opción tiene el inconveniente de que la detección de un comportamiento invasor se produzca cuando resulte inviable su erradicación. Otro problema es determinar la responsabilidad de costear las actuaciones de gestión en caso de escape o invasión. Esto unido a los trámites burocráticos habituales necesarios para llevar a cabo la actuación (dimensión del problema, valoración de alternativas, coordinación con administraciones/sectores implicados, selección de métodos, contratación de servicios y suministros,...) implica una demora de los trabajos que influye negativamente en las posibilidades de erradicación. De este modo, permitir la introducción de una especie de riesgo intermedio no es una opción conservadora y supone asumir ciertos riesgos.

En cualquier caso, es imprescindible que el diseño de los protocolos sea lo más objetivo, concreto posible en las preguntas y respuestas para incrementar la robustez de la salida final y asegurar, al mismo tiempo, la homogeneidad de respuestas cuando es utilizado por diferentes personas.

### *3.4. Escoger el formato final*

Finalmente, el reto añadido de todo protocolo –independientemente del personal que se encargue de cumplimentarlo– es que tenga un aspecto agradable, un formato de uso amigable y que permita reducir en lo posible los tiempos de valoración. Estos aspectos sin duda redundarán en su aceptación general y permitirán extender su uso. El potencial de herramientas ampliamente accesibles como Excel (e.g., Zalba y Ziller 2008; CEFAS 2010) ofrece soluciones sencillas en cuanto al cálculo de resultados para un uso interno y personal, pero requiere proteger los ficheros para exportar su uso a la sociedad y evitar su modificación. El diseño gráfico final se puede mejorar casi tanto como se quiera (o permitan los recursos disponibles), por ejemplo, a través de la creación de modernas aplicaciones web o programas ejecutables editados en diferentes lenguajes de programación (ej., Visual Basic, Java, etc.) que permiten además, ir acumulando la información generada por sucesivas valoraciones en una base de datos.

El formato escogido debe permitir realizar ajustes en el contenido (preguntas, respuestas y puntuaciones) de manera sencilla y rápida para adaptarse a las mejoras en el conocimiento. Un formato adaptable permitirá aprovechar el trabajo realizado con la primera versión, evitando tirar a la basura



la aplicación anterior y tener que elaborar una nueva desde el principio, con el gasto de tiempo y dinero que ello conllevaría.

4

## Etapas en el diseño de la herramienta de análisis de riesgo de invasión

El desarrollo de una herramienta de este tipo puede resultar ciertamente complejo aunque el objetivo esencial de identificar el carácter invasor de una determinada especie exótica parezca relativamente simple. En términos de contenido, la herramienta debe (i) ser actual (recogiendo los avances en la materia); (ii) usar criterios asociados al potencial invasor que estén aceptados por la comunidad científica internacional; y (iii) tener una fiabilidad probada para detectar tanto especies de riesgo alto como de riesgo bajo de invasión. Es lógico pensar que para cumplir estos criterios, la herramienta requerirá actualizaciones y mejoras con el tiempo, al igual que avanza nuestro conocimiento sobre las especies invasoras. Desde un punto de vista operativo, además de lo apuntado, debe resultar intuitiva para el técnico que la utilice en lo que respecta a la interpretación de las preguntas y respuestas, permitir un manejo sencillo, con formato amigable y requerir el menor tiempo posible para completar la evaluación de una especie concreta. Siguiendo estas bases, el proceso de elaboración de la herramienta de análisis de riesgo aquí incluida ha seguido las etapas que a continuación se detallan:

### 4.1. Revisión bibliográfica

En esta etapa primaria se realizó una revisión de los esquemas de análisis de riesgo utilizados en diferentes países. Esta revisión mostró que hay una notable variedad de protocolos de valoración. Aunque en esencia suelen incluir criterios relacionados con la biología de la especie y los impactos generados, la falta de homogeneidad en la estructura y el diseño puede dar lugar a que una misma especie sea considerada como de “riesgo alto” o “riesgo bajo” en función de la herramienta utilizada. Asimismo, los criterios valorados en algunas herramientas presentan sesgos, derivados por ejemplo, de que las cuestiones ecológicas, agronómicas y forestales suelen tener mayor peso en el análisis de riesgo que las cuestiones económicas o relacionadas con la salud pública. El esquema de evaluación de malas hierbas (Weed Risk

Assessment, WRA) australiano (Pheloung et al. 1999) presenta muchas cuestiones específicas de plantas terrestres, pero resulta menos precisa para discriminar entre especies acuáticas invasoras y no invasoras (Gordon y Gantz 2011).

#### *4.2. Adaptación del esquema de análisis de riesgo australiano al caso andaluz*

En relación a los protocolos de análisis de riesgo de invasión de flora exótica, el esquema WRA realizado para Australia (Pheloung et al. 1999) ha recibido especial atención y ha sido adaptado para su aplicación en varios países, mostrando una elevada precisión en un amplio rango de regiones geográficas (Daehler et al. 2004; Gordon et al. 2008a, 2008b, 2012). Por este motivo, en una etapa preliminar del desarrollo de la herramienta se adaptó el esquema WRA australiano al territorio andaluz. Para ello se contó con el asesoramiento de investigadores de la Estación Biológica de Doñana-CSIC, a través de un convenio de colaboración. Este protocolo se ha aplicado también a un amplio elenco de especies a nivel nacional, obteniéndose listados de especies de plantas introducidas y no presentes aún en el territorio ordenadas en función de su riesgo potencial de invasión (Andreu y Vilà 2010; Gassó et al. 2010). No obstante, durante el manejo de esta herramienta se detectaron una serie de debilidades potenciales que dieron como resultado el diseño de una herramienta alternativa, tal y como se trata a continuación.

#### *4.2. Evaluación del grado de precisión en la respuesta. Detección de debilidades*

En una primera etapa se midió específicamente el grado de coincidencia en la respuesta frente a una misma especie exótica por varios técnicos con formación similar y con conocimientos amplios en especies invasoras. Se observó que si bien las invasoras reconocidas mostraban un alto grado de coincidencia entre técnicos, no pasaba lo mismo con especies de potencial invasor menos conocido, lo que ponía de manifiesto cierta falta de robustez. Esto llevó, en un primer paso, a detectar las cuestiones susceptibles de mayor variabilidad y, valorar los motivos inherentes a esta variabilidad.

Por un lado, la tipología de algunas preguntas y respuestas posibles (del tipo “alto”, “medio”, “bajo”) del esquema de análisis de riesgo de Pheloung et al. (1999) y de otros como la herramienta de análisis de riesgo de estableci-

miento e invasión del I3N (Zalba y Ziller 2008) conducía en ocasiones a diferentes interpretaciones (derivadas por ejemplo de no saber exactamente qué es alto/bajo) que debilitaban la robustez y reproducibilidad de este tipo de formulaciones. Esta falta de precisión también podría ser resultado de diferencias en el conocimiento personal o diferentes fuentes de información consultadas para responder a cada pregunta concreta. Por este motivo y con el objetivo de reforzar la precisión de respuesta, se decidió que la nueva herramienta debía incluir la fuente de información consultada -en concordancia con la herramienta de análisis de riesgo de establecimiento e invasión del I3N (Zalba y Ziller 2008)-. Además, para poder valorar la calidad de la información, se decidió que además de la referencia bibliográfica, se debía adjuntar el tipo de información consultada (revista internacional de impacto; capítulo de libro, informes de organismos internacionales, página web...). De este modo, siempre se podía contrastar la validez de la respuesta de cada pregunta revisando la fuente de información utilizada para responderla, detectar más fácilmente los motivos de disparidad de respuesta entre técnicos y actualizar con rapidez una valoración de riesgo de una especie concreta, si surgen nuevos estudios sobre la misma.

#### *4.4. Diseño de preguntas y respuestas*

Esta es una etapa muy interactiva y dinámica, que consiste en la selección de criterios relacionados con el potencial de invasión (véase p.ej, Kolar y Lodge 2001; Catford et al. 2009). Durante este proceso, es preciso separar ideas en diferentes cuestiones, o bien integrar preguntas relacionadas o redundantes. En esencia, se busca no tener que responder más preguntas de las estrictamente necesarias, a fin de simplificar los tiempos de manejo. Es posiblemente la fase más ardua, ya que cada pregunta, especialmente conforme se empiezan a evaluar casos concretos, genera debate y discusión sobre la manera más adecuada de plantearla, que el texto sea comprensible e inequívoco, que permita discernir especies invasoras de no invasoras, que sea válida para cualquier grupo taxonómico dentro de los vegetales y comprobar que realmente existe información bibliográfica para responder cada cuestión.

Durante esta etapa, se ha tratado de superar algunas limitaciones que a nuestro juicio tenían otras herramientas publicadas en diferentes países y que las preguntas (criterios) cumplieran los siguientes objetivos:

- Relacionarse claramente con el potencial invasor. Como se ha comentado en el apdo. 1.2, éste es uno de los aspectos más problemáticos. En ciertos lugares y con ciertos grupos taxonómicos se detectan relaciones significativas entre ciertas características (modo de dispersión, historia de invasión, modo reproductor...) y potencial invasor, En otros escenarios sencillamente no. En cualquier caso, la herramienta incluye aspectos generales relacionados con el éxito invasor y que se asocian también con la complejidad de la gestión si la especie llegara a provocar una invasión (p.ej., se puntúa más alto un alga o una planta acuática que un árbol terrestre debido a las dificultades inherentes de trabajar en el medio acuático).
- No repetirse (evitar redundancias).
- Ser comprensibles para el evaluador y no generar malas interpretaciones.
- Deben permitir una respuesta objetiva concreta, huyendo de subjetividades. Para ello, se utilizaron criterios objetivos medibles y concretos, evitando por ejemplo, respuestas del tipo “alto-medio-bajo” o “mucho-poco-nada”, que son propensos a ser interpretados de manera diferente (lo que es “alto” para unos puede resultar “medio” o incluso “bajo” para otros). Asimismo, para otorgarle un carácter duradero al esfuerzo dedicado a la valoración, se debe incluir la fuente bibliográfica utilizada para contestar cada pregunta, como garantía de fiabilidad de la respuesta y para permitir una comprobación posterior.
- Ser universales desde el punto de vista territorial: se adecuaron las preguntas y respuestas para que la herramienta fuera aplicable en cualquier territorio (se eliminaron las alusiones expresas a Andalucía).
- Ser universales desde el punto de vista taxonómico: se adaptaron las preguntas y respuestas para que la herramienta fuera aplicable a cualquier taxón vegetal (algas, helechos, gimnospermas y angiospermas).

#### *4.5. Calibración y valoración del grado de fiabilidad*

Esta es una etapa clave en el diseño de la herramienta de análisis de riesgo. Por un lado permite evaluar la capacidad general de la herramienta para discernir entre especies exóticas con riesgo de invasión alto o bajo.

La etapa ha requerido, a su vez, las siguientes tareas:

- Evaluar un n° suficientemente elevado de especies exóticas.
- Medir los tiempos requeridos para la evaluación de una especie y buscar vías de mejorar la sencillez y rapidez en el manejo de la herramienta.
- Inspeccionar el grado de coincidencia (robustez) en la salida final de una serie de especies escogidas al ser rellena por técnicos con diferente experiencia.
- Discernir las causas de contradicción en la respuesta de diferentes técnicos.
- Mejorar la selección y redacción de los criterios evaluados:
  - Integrar cuestiones relacionadas.
  - Eliminar criterios de la herramienta redundantes.
  - Eliminar cuestiones de difícil respuesta o cuya información no existe para la mayoría de las especies o resulta extremadamente difícil de encontrar.
- Revisar y corregir la valoración de las especies en el caso de criterios modificados en los pasos anteriores.
- Considerar la inclusión o no de malas hierbas que afectan principalmente a medios alterados o agrícolas.
- Buscar, aplicar y comparar diferentes métodos de calibración.
- Aplicar el método de validación.
- Evaluar la fiabilidad de la herramienta y detectar debilidades.

5

## Herramienta de análisis de riesgo de invasión para vegetales exóticos

A continuación se incluye la relación de preguntas y respuestas contenidas en la herramienta de análisis del riesgo de invasión para vegetales exóticos. En primer lugar, se aclara el sistema de puntuación utilizado para definir las categorías de riesgo y seguidamente se explica detalladamente el fundamento de cada pregunta. Finalmente, en un **anexo** final se incluye la relación completa de preguntas y respuestas para facilitar la realización de pruebas o evaluaciones por parte del interesado.

Las preguntas están relacionadas con las características invasivas, la presión de propágulos, los impactos esperados y la complejidad de la gestión (erradicación, control...). Algunas preguntas se relacionan con más de un bloque (p.ej., la capacidad de fijar nitrógeno está asociada con las características de la especie, pero también con los impactos esperados y la dificultad de la gestión). Dado que los impactos están centrados en la afección a la biodiversidad, se añaden dos alertas finales relacionadas con las repercusiones para la socioeconomía y la salud pública para que, en caso de detectarse este tipo de afecciones, enviarlo a la administración competente en la materia.

### 4.1. Sistema de puntuación y umbrales de riesgo

Cada pregunta recibe en general entre 0-5 puntos. Excepcionalmente se ha asignado a algunas respuestas una puntuación negativa (p.ej., preguntas 3 y 10), para restar puntos en casos que claramente se asocian a un riesgo bajo de invasión (p.ej., si tras su uso prolongado en el tiempo no se han detectado casos de invasión; o la planta es estéril). Con este sistema de puntuación, la suma final varía entre [-14; 63] puntos, mientras que la de WRA australiana lo hace en el intervalo [-14; 29] (Pheloung et al. 1999), y la del I3N entre [-28; 280] (Zalba y Ziller 2008). La mayor amplitud de este último intervalo es consecuencia de que la mayoría de las preguntas puntúan entre 0 y 10 puntos; en lugar de 0-2 en el WRA australiano (Pheloung et al. 1999) o 0-3

en nuestro caso (las puntuaciones de cada respuesta llegan a 5 puntos cuando el elenco de respuestas posibles -más de 4 opciones- así lo aconseja).

Pheloung et al. (1999) establecen el umbral de “riesgo bajo” en 0 puntos finales y el umbral de “riesgo alto” a partir de 6, mientras que las plantas cuya puntuación se sitúe entre 0-6 requieren evaluación adicional. Por su parte Zalba y Ziller (2008) sugieren establecer umbrales de riesgo alto/bajo variables en función de cada territorio, en base a pruebas previas de especies reconocidas como invasoras y no invasoras. Para Argentina, Zalba y Ziller (2008) establecen un umbral de riesgo bajo en 3 y alto a partir de 5, requiriendo una evaluación más detallada aquellas especies con 3-5 puntos. En nuestro caso, para determinar los umbrales de riesgo alto/bajo de manera más intuitiva, la suma final [-14; 63] se ha transformado a un intervalo [0; 100], de acuerdo a la ec. 1. El umbral se ha establecido considerando:

- a) La valoración de 60 especies (incluyendo algas, helechos, gimnospermas y angiospermas) invasoras, no invasoras y dudosas.
- b) La puntuación resultante de responder a todas las preguntas con “no se sabe” (55 puntos transformados).
- c) La actividad responsable de la introducción, que suma un máximo de 3 puntos extra a la suma transformada final (**Tabla 1**).

Por este motivo, se estableció el umbral de 54 puntos, por debajo del cual la especie tiene “riesgo bajo de invasión” y por encima del mismo “riesgo alto”.

$$\frac{(\text{Suma} - \text{valor mínimo}) \times (\text{nuevo máximo} - \text{nuevo mínimo})}{(\text{valor máximo} - \text{valor mínimo}) + \text{nuevo mínimo}} \quad \text{ec. 1}$$

Cada pregunta se ha asignado a una categoría de importancia: “crítica” (2 preguntas), “clave” (5 preguntas) o “secundaria” (12 preguntas), de manera que se otorga riesgo *alto* a una planta que reúne cualquiera de los criterios contemplados en la **Tabla 2**.

Para reducir el tiempo de valoración de una especie determinada, el orden de las preguntas se ha adaptado al sistema de puntuación, en lugar de presentarlas por bloques de materias relacionadas (presión de propágulos, características invasivas, impactos).

Tabla 1. Puntos extra otorgados a la actividad responsable de la introducción.

Vía de introducción	Puntos extra
Plantas ornamentales (acuáticas; de jardinería mediterránea sin grandes requerimientos de agua)	3
Especies en general de pequeño tamaño (< 10 cm) que pueden ser transportadas en el agua de lastre o en sus sedimentos, adheridas a vehículos de transporte (casco de barcos, anclas, ruedas, ...) o entre mercancías	3
Especies de uso agrícola o asociadas a esta actividad	2
Cría y comercio de vegetales para acuarios, terrarios, mascotas, etc.	2
Plantas ornamentales (jardinería tropical con mayores requerimientos de agua)	2
Comercio electrónico	2
Especies de uso forestal o asociadas a esta actividad	1
Especies para zoológicos, acuarios, jardines botánicos, centros de investigación y otros lugares de cría en cautividad (viveros, etc.)	1
Especies vegetales empleadas en sistema de depuración	1
Comercio ilegal de especies	1
Control biológico	0
Reintroducciones de especies extinguidas usando variedades diferentes a la nativa	0
Transportadas accidentalmente por turistas internacionales	0
Origen incierto	0

Tabla 2. Sistema de decisión de la herramienta de análisis de riesgo.

¿Cuándo una planta tiene riesgo alto?
a) Si recibe la puntuación máxima en cualquiera de las 2 cuestiones “críticas”. b) Si recibe la puntuación máxima en más de 3 preguntas “claves”. c) Si se responde a todas las preguntas con “no se sabe”. d) Si no cumple los tres criterios anteriores, pero al sumar todas las puntuaciones, la suma transformada (0-100) más los puntos extra según la vía de introducción (Tabla 1) recibe más de 54 puntos.

### 5.1. Preguntas críticas

Se comienza la presentación de las preguntas con carácter “crítico”. Por la magnitud del impacto considerado, se establece que si cualquiera de ellas recibe la puntuación máxima, el impacto para la biodiversidad nativa es extremo e irreversible (ej., no se pueden deshibridar los individuos cruzados y muy difícilmente se podrían erradicar plagas, parásitos o patógenos una vez que hayan introducido) y directamente la herramienta resulta en “riesgo alto” y se concluiría el análisis. No obstante, si se responde “no se sabe”, la incertidumbre asociada a estas preguntas resulta en una señal de alerta que acompañará la salida final.

1	¿La especie es hospedadora de plagas, parásita o vector de parásitos y patógenos para las especies silvestres autóctonas?	Salida
a	Sí	Riesgo alto
b	No	Continuar
c	No se sabe	Alerta

2	¿Puede hibridarse con alguna especie autóctona?	Salida
a	Sí	Riesgo alto
b	No, o bien el género de la especie exótica no está presente en la flora nativa.	Continuar
d	No se sabe, o bien el género de la especie exótica está presente en la flora nativa.	Alerta

### 5.2. Preguntas claves

La primera pregunta clave evalúa si la especie en cuestión está reconocida como invasora en otra región del mundo. En su defecto, hay que preguntarse si otro congénere lo es, ya que en ocasiones las especies de un mismo género o incluso familia tienen características similares y condiciona su potencial invasor (Scott y Panetta 1993; Pysek 1998). La misma pregunta otorga una puntuación relativamente menor en el supuesto de especies exóticas no reconocidas que, sin embargo, ya están presentes en el territorio valorado, aunque en sea en un estado naturalizadas. La condición de “introducida”, “establecida-naturalizada” o “invasora-pestes” (Richardson et al. 2000; Catford et al. 2009) puede ser solo una cuestión del tiempo transcurrido desde la introducción (y se encuentre en una fase latente del proceso de invasión) (Richardson et al. 1990; Scott y Panetta 1993; Reichard y Hamilton 1997).

Finalmente, se incluye con puntuación negativa (resta puntos de “riesgo”) a aquellos casos que, a pesar de su larga historia de invasión, con una presión de propágulos elevada, no han mostrado carácter invasor. A nuestro juicio, esta cuestión es una de las evidencias de más peso para atribuir “riesgo bajo” a una determinada especie exótica y, en esencia, se espera que favorezca el uso de especies exóticas ya utilizadas desde hace tiempo que no se comportan como invasoras. Lamentablemente, estos casos son muy limitados, ya que lo habitual es valorar especies que no han sido aún introducidas en el territorio.

3	¿Hay citas bibliográficas que reporten a esta especie como invasora, naturalizada o casual?	Puntuación
a	Sí, la cita indica claramente que es invasora en alguna región del mundo.	5
b	Existen variedades/subespecies invasoras, o lo son otras del mismo género en alguna región del mundo.	3
c	Las citas sugieren que la especie está naturalizada, casual o espontánea en la región de estudio.	2
d	A pesar de haber sido introducida en la región de estudio (o estados limítrofes) hace más de 100 años, no ha sido encontrada en el medio natural o sólo se conocen citas casuales o espontáneas o procedentes de antiguas plantaciones (que no se han expandido).	-10
e	No se sabe	2,5

Hay cierto debate sobre el poder predictor de la forma de vida o tipo funcional según Raunkiær (1934) en el éxito invasor de una planta exótica. Algunos estudios en efecto sugieren que esta característica está relacionada con la invasividad (Roy 1990; Lodge 1993; Daehler 1998), especialmente si este tipo funcional no está representado en la flora local (Darwin 1859; McArthur y Levins 1967; Emery 2007), si bien otros no han encontrado esta relación (Goodwin et al. 1999). De acuerdo con Daheler (1998), las plantas con mayor riesgo de convertirse en invasoras en el medio natural son acuáticas o semiacuáticas, hierbas, fijadores de nitrógeno, trepadoras y árboles clonales. Independientemente de que exista una relación completamente aceptada entre forma de vida y potencial invasor, desde el punto de vista de la gestión resulta considerablemente más complejo eliminar especies acuáticas o hierbas que árboles (fanerófitos) por diferentes motivos: detectabilidad (menor en especies de pequeño porte), accesibilidad (crítica en el medio acuático sumergido), eficacia en el control, ciclo fenológico (p.ej.,

mayor rapidez del ciclo reproductor en plantas anuales), etc. Por ello, en esta pregunta hay que indicar la forma de vida, entendiendo que puede contestarse en cualquier caso valorado sin omisión, por lo que no se ha añadido la opción “no se sabe”.

4	Indicar a qué tipo funcional pertenece la especie	Puntuación
a	Acuáticas, terófitos (plantas anuales y bianuales), geófito (p.ej., bulbosas, cañas) o hemcriptófitos cespitosos (p.ej., gramíneas perennes).	5
b	Caméfitos sufruticosos o trepadoras.	3
c	Fanerófitos.	0

Desde el punto de vista de los posibles impactos generados por la especie, se considera *clave* que la especie tenga la capacidad de modificar la frecuencia natural de perturbaciones, alterando el ambiente de manera grave. Esta capacidad puede favorecer la incorporación de otras especies invasoras, generando cadenas de invasiones y serias dificultades para restaurar las condiciones previas a la invasión.

5	¿Altera la frecuencia natural de perturbaciones (p.ej., fija arenas móviles, favorece incendios, modifica caudales, estrecha cauces de ríos...) en las zonas invadidas?	Puntuación
a	Sí	3
b	No	0
c	No se sabe	1,5

Se consideran también cuestiones *clave* aquellas relacionadas con las repercusiones a otras esferas de la sociedad (salud pública y socioeconomía). Aunque este protocolo se centra en la evaluación de los riesgos e impactos sobre el medio natural (conservación de procesos ecológicos, especies, hábitats y ecosistemas nativos), el hallazgo de afecciones sobre cualquier de estos dos macroelementos tiene suficiente peso como para que dé una señal de alerta y sea contabilizada como pregunta *clave*.

6	¿La especie puede provocar problemas de salud pública?	Puntuación
a	Sí	Alerta
b	No	0
c	No se sabe	Alerta

7	¿La especie puede provocar daños socio-económicos?	Puntuación
a	Sí	Alerta
b	No	0
c	No se sabe	Alerta

### 5.2. Preguntas secundarias

Los procesos de calentamiento global y cambio climático están motivando la publicación de un número creciente de trabajos que evalúan el nicho ecológico o la idoneidad de hábitat, tanto para las condiciones ambientales del presente, como para establecer escenarios futuros (Gassó et al. 2012). Por tanto, se ha considerado pertinente incluir una cuestión de este tipo a fin de promover una gestión más proactiva de las invasiones biológicas y anticiparse a escenarios que puedan producirse.

8	¿Es una especie potencialmente invasora según modelos de nicho ecológico y cambio climático aplicables a la región de estudio? (la resolución espacial del modelo debe ser al menos de 1 km)	Puntuación
a	Sí	3
b	No	0
c	No se sabe	1,5

La existencia en la planta de sustancias químicas de defensa que inhiben el crecimiento de otras plantas (alelopatía) se ha considerado una importante ventaja competitiva que puede determinar el éxito invasor (e.g. Hierro y Callaway 2003). Especies como la acacia (*Acacia* spp), el ailanto (*Ailanthus altissima*) o el eucalipto (*Eucalyptus* spp) son ejemplos en los que se han encontrado abundantes sustancias alelopáticas que inhiben el crecimiento de otras especies a su alrededor (Carballeira y Reigosa 1999; Forrester et al. 2006; Zhang y Fu 2009) (Figura 5).

9	¿Es alelopática?	Puntuación
a	Sí (para plantas o microorganismos)	3
b	No	0
c	No se sabe	1,5



Fig. 5. Arenal costero invadido por *Acacia saligna*, oriunda de Australia, donde se aprecia la acumulación de hojarasca rica en sustancias alelopáticas.

Las formas de reproducción pueden tener una gran influencia en la capacidad de invasión. Se asume aquellas especies con más opciones reproductivas (sexual y vegetativa) tienen un mayor riesgo que las que solo disponen de un mecanismo reproductor. Algunos trabajos muestran que la capacidad de reproducción vegetativa incrementa la invasibilidad de la especie (Richardson et al. 1990; Reichard y Hamilton 1997), como el caso de algas en general y plantas acuáticas (*Eichhronia crassipes*), que pueden generar un individuo nuevo a partir de un fragmento. También se considera que las especies autocompatibles o apomíticas (ej: *Pennisetum setaceum*) entrañan bastante riesgo de invasión (Rambuda y Johnson 2004), mientras aquellas especies con necesidad de polinizadores específicos (ej., orquídeas con ciertos insectos, la planta tropical *Heliconia* con el colibrí *Eutoxeres*) presentarán a priori un riesgo menor que el resto. Si la especie es dioica se restan puntos de riesgo, al entender que podrían comercializarse individuos de un solo sexo.

Se ha optado por no incluir información relacionada con el porcentaje de propágulos viables o las tasas de germinación, a pesar de que tienen un papel fundamental en el éxito reproductor, porque rara vez existe información al respecto.

10	¿Qué tipo de reproducción tiene?	Puntuación
a	Sexual (semillas viables)/esporas y vegetativa (bulbos, fragmentos de la planta, rebrote de cepa o raíz).	3
b	Es autocompatible o apomítica (reproducción asexual por semillas).	2
c	Sólo sexual/esporas o sólo vegetativa.	1
d	La especie es estéril y requiere tratamientos artificiales para su propagación	-3
e	No se sabe	1,5

Desde el punto de vista de la gestión, las especies más precoces en reproducirse por primera vez requerirán seguimientos y repasos más frecuentes que las de reproducción tardía. Por tanto, las especies con reproducción precoz son más difíciles de controlar y por ello entrañan un mayor riesgo de invasión. Este sería el caso, por ejemplo, de algas, plantas acuáticas con reproducción vegetativa como *Pistia stratiotes* o *Eichhornia crassipes* (Figura 6) o angiospermas como *Oenothera drummondii* (Figura 7) o *Galenia pubescens* (García-de-Lomas et al. 2010). En el polo opuesto estarían árboles que florecen/fructifican por primera vez después de varios años. Por ejemplo, la araucaria (*Araucaria araucana*) tiene su primera fructificación a partir de los 25 años (hay casos precoces que fructifican por primera vez a los 15 años), aunque hasta los 40 años no se torna abundante (Donoso 1993; Rodríguez et al. 1983). Por tanto, esta especie tendrá una propagación mucho más lenta que otras especies con una edad de primera reproducción temprana.

11	¿Qué periodo necesita para florecer/fructificar/esporular/reproducirse por primera vez?	Puntuación
a	< 1 año (incluir en este apartado las especies anuales)	3
b	Entre 1 y 5 años.	2
c	Entre 5 y 10 años.	1
d	Más de 10 años.	-3
e	No se sabe.	1,5



Fig. 6. Pequeños fragmentos de Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) pueden generar nuevos individuos mediante crecimiento vegetativo.



Fig. 7. Floración precoz de la onagra costera (*Oenothera drummondii*). En especies de este tipo, la preg. II se respondería con la opción "a".



Otro aspecto relacionado tanto con las características de la especie invasora como con la presión de propágulos es el tamaño de sus formas reproductivas. Las semillas más pequeñas serán más fácilmente dispersables por agentes externos como viento o vehículos pero también para contaminar áridos u otros materiales (Figura 8). Este parámetro también afecta a la complejidad de gestión. En el caso de realizar actuaciones de control poblacional, las especies con semillas más grandes podrán ser objeto eventualmente de actuaciones encaminadas a reducir el banco de semillas del suelo (p.ej., mediante tamizado, recogida manual, etc.), algo inviable con especies de semillas muy pequeñas (Figura 9).

12	¿Qué tamaño tienen las semillas/esporas/formas reproductivas vegetativas? En el caso de frutos indehiscentes, indicar el tamaño del fruto o "unidad dispersable"	Puntuación
a	<5 mm	5
b	0,5-1 cm	3
c	1-5 cm	2
d	>5 cm	1
e	No se sabe.	2,5



**Fig. 8.** El pequeño tamaño de las semillas de la planta invasora sudafricana *Galenia pubescens*, de apenas 1 mm de longitud, facilita su dispersión y hace inviable su retirada selectiva del suelo. (Tomado de García-de-Lomas et al. 2009).

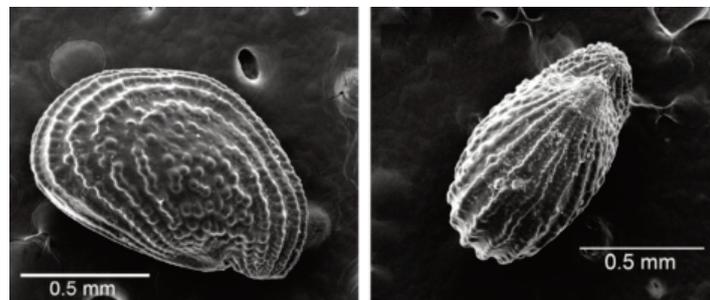




Fig. 9. Semillas de *Acacia saligna*, de 4 mm de longitud, que han quedado tras la eliminación de los pies adultos y la retirada de hojarasca. Si se dejan en el suelo germinan, en algunos casos de manera masiva.

Desde el punto de vista de la gestión, las especies con semillas más longevas (ej., semillas ortodoxas como las de leguminosas, gramíneas...) requerirán más repasos y mayor riesgo de reinvasión que otras con semillas de escasa longevidad (ej., semillas recalcitrantes como *Populus* spp, *Acer* spp, *Quercus* spp,...), para las que se puede agotar el banco de semillas del suelo en poco tiempo. Por este motivo, las especies con propágulos más longevos reciben una mayor puntuación de riesgo que especies con propágulos efímeros.

13	¿Los propágulos (semillas o formas reproductivas vegetativas) durante cuánto tiempo son viables?	Puntuación
a	Más de 10 años.	5
b	Entre 5 y 10 años.	3
c	Entre 2-5 años.	2
d	Menos de 2 años.	1
e	No se sabe.	2,5

El tipo de dispersión se ha sugerido clásicamente como un factor determinante en el éxito invasor (Vermeij 1996; Richardson et al. 2000; Kolar y Lodge 2001). En muchos análisis regionales, la dispersión por viento ha sido considerada uno de los mecanismos más eficaces de dispersión de especies invasoras (Gassó et al. 2009; Lloret et al. 2003; Prinzing et al. 2002). No obstante, hemos incluido en el mismo cajón aquellas especies con mecanismos de dispersión a larga distancia como el agua o los animales (e.g., caso de *Opuntia* spp, *Asparagus asparagoides*...) (Figuras 10, 11). Aunque la pregunta parece que abarca a la mayoría de los vegetales, quedarían fuera de esta consideración aquellas especies cuyos propágulos se dispersan por gra-

vedad (ej., *Agave* spp, *Acacia* spp) (Figura 12).

14	¿Tiene dispersión zoócora, anemócora o hidrócora?	Puntuación
a	Sí	3
b	No	0
c	No se sabe	1,5



Fig. 10. a) Higo de chumbera (*Opuntia dillenii*) picoteado por un pájaro. b) Plantón de la misma especie, al pie de un arbusto, en una zona alejada del foco invasor.



Fig. 11. a) Plantones de esparraguera africana (*Asparagus asparagoides*), cuyas semillas son dispersadas por pájaros tras consumir sus bayas (b).

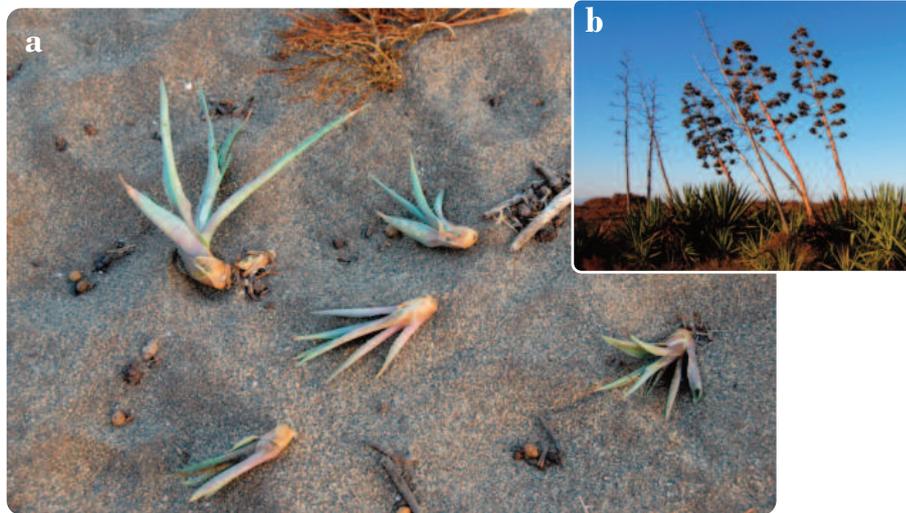


Fig. 12. a) Hijuelos de *Agave sisalana*, que se dispersan por gravedad desde las plantas madre (b), lo que ralentiza su dispersión con respecto a especies con dispersión hidrócora, zoócora o anemócora.

Además de los mecanismos naturales anteriores, se otorgan puntos adicionales de riesgo en aquellos casos en los que la dispersión puede verse intensificada por medios artificiales derivados de actividades humanas (Figura 13).

15	¿Tiene otros mecanismos de dispersión no intencionada mediados por actividades humanas (vehículos, contaminación de áridos, elevado tránsito de personas, etc.)?	Puntuación
a	Sí	3
b	No	0
c	No se sabe	1,5

Entre los impactos esperados, se valoran aspectos relacionados con la capacidad de alterar el hábitat (ej., fijación de nitrógeno), reducir la llegada de luz incidente o convertirse en la especie dominante, lo que contribuye a desplazar competitivamente a especies autóctonas, como ocurría con la síntesis de sustancias alelopáticas.



Fig. 13. Dispersión de *Pennisetum setaceum*, potenciada por las corrientes de aire que genera el paso de los vehículos.

16	¿Es una planta fijadora de nitrógeno?	Puntuación
a	Sí	3
b	No	0
c	No se sabe	1,5

17	¿Es capaz de reducir la llegada de luz al suelo o al bentos de más allá de lo propio del ambiente invadido, porque forme densos tapetes rastreros, acumule gran cantidad de hojas caídas o produzca gran cantidad de sombra?	Puntuación
a	Sí	3
b	No	0
c	No se sabe	1,5

18	¿Tiene tendencia a convertirse en la especie dominante o formar poblaciones monoespecíficas?	Puntuación
a	Sí	3
b	No	0
c	No se sabe	1,5

Finalmente, se otorgan puntos de riesgo en el caso de especies exóticas que tengan la capacidad de proliferar en medios bien conservados (medio natural), en los que se prioriza habitualmente la conservación de la biodiversidad, frente a otras especies ruderales o nitrófilas, que colonizan principalmente medios muy alterados.

19	¿Coloniza, además de medios antropizados o alterados, medios en buen estado de conservación?	Puntuación
a	Sí. Los hábitats propicios están protegidos, constituyen hábitats de interés comunitario o albergan especies amenazadas.	5
b	Sí	3
c	No	2
d	No se sabe	1,5

En las versiones iniciales de esta herramienta se incluían un mayor número de cuestiones relacionadas con la presión de propágulos (ej., n° de propágulos que se realiza en cada introducción, n° de eventos de introducción). Sin embargo, estas cuestiones resultaban difíciles de responder de manera fiable y por otro lado, las calibraciones realizadas mostraron que estos aspectos no discernían bien el riesgo de invasión, lo que reducía la fiabilidad de la herramienta en su conjunto.

#### 5.4. Calibración de la herramienta

El grado de fiabilidad de este tipo de herramientas se ha venido evaluando mediante curvas ROC (e.g., Gordon et al. 2008a; Gassó et al. 2010), lo que sirvió de base para calibrar las primeras versiones de la herramienta aquí presentada. Sin embargo, la inclusión de criterios no lineales (ej: preguntas críticas, preguntas con respuestas que generan directamente una salida de riesgo alto) (ver Tabla 2) limita la validez de las curvas ROC para evaluar el grado de fiabilidad. De este modo, la puntuación final (suma de las puntuaciones de todas las preguntas) no se puede asociar siempre con un determinado nivel de riesgo.

En consecuencia, para evaluar el grado de fiabilidad de esta herramienta de análisis de riesgo se han utilizado indicadores alternativos a las curvas ROC. En esencia, se pretende saber en qué porcentaje el nivel de riesgo obtenido mediante la herramienta (valor “observado”) se corresponde con el nivel de

riesgo obtenido a partir de la valoración por expertos (valor “esperado”). Además de la sensibilidad (proporción de acuerdos positivos: riesgo<sub>herramienta</sub> alto - riesgo<sub>esperado</sub> alto) y especificidad (proporción de acuerdos negativos: riesgo<sub>herramienta</sub> bajo - riesgo<sub>esperado</sub> bajo), el grado de concordancia entre valores obtenidos con la herramienta y los esperados se puede integrar mediante el índice kappa de Cohen o con el coeficiente de correlación de Mathews ( $\phi$ ), específico para comparar variables dicotómicas (ec. 2). También se puede determinar mediante el porcentaje de clasificación correcta (Correct Classification Rate, *CCR*) entre los valores observados y esperados (ec. 3).

(ec. 2)

$$\phi = (N_{11} \times N_{00} - N_{10} \times N_{01}) / \sqrt{(N_{\cdot 1} \times N_{\cdot 0} \times N_{1 \cdot} \times N_{0 \cdot})}$$

Donde:  $N_{11}$  el número de casos que coinciden con riesgo alto (1)

$N_{00}$  el número de casos que coinciden con riesgo bajo (0)

$N_{10}$  el número de casos que la herramienta resuelve con riesgo alto y son valorados por expertos con riesgo bajo.

$N_{01}$  el número de casos que la herramienta resuelve con riesgo bajo y son valorados por expertos con riesgo alto.

$N_{\cdot 1}$  el número de casos que los expertos han considerado con riesgo alto.

$N_{\cdot 0}$  el número de casos que los expertos han considerado con riesgo bajo.

$N_{1 \cdot}$  el número de casos que la herramienta ha considerado con riesgo alto.

$N_{0 \cdot}$  el número de casos que la herramienta ha considerado con riesgo bajo.

(ec. 3)

$$CCR_{\text{obs-esp}} (\%) = \frac{100 \times (\text{n}^\circ \text{ casos en los que coinciden herramienta y experto})}{\text{n}^\circ \text{ total de casos}}$$

Los resultados muestran una elevada correlación entre los valores observados y esperados ( $\phi = 0,744$ ), con una tasa de clasificación correcta superior al 88%. Estos resultados ofrecen bastantes garantías sobre la capacidad de la herramienta para predecir el riesgo de invasión de plantas de nueva introducción.

## 6

## Conclusiones

Se presenta la herramienta de análisis de riesgo de invasión para vegetales exóticos, elaborada por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. Esta herramienta sirve de ayuda para predecir el potencial invasor de vegetales exóticos, para cualquier grupo vegetal (algas, pteridófitos, gimnospermas y angiospermas). Integra los avances en el conocimiento científico y las experiencias del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Respecto a otros protocolos utilizados en otros países, se incorporan mejoras encaminadas a incrementar la objetividad, robustez y precisión de respuesta, para lo que se requiere que el usuario aporte las fuentes de información utilizadas durante el proceso de valoración. Otras mejoras son la universalidad taxonómica y territorial de la herramienta, sirviendo siendo válida no solo para cualquier tipo de vegetal sino también para cualquier territorio más allá del caso andaluz. Además, la valoración preliminar de 65 casos que incluyen especies invasoras reconocidas y no invasoras demuestra una fiabilidad muy elevada, con tasas de clasificación correcta (*CCR*) superior al 88%.

7

## Bibliografía

Andersen MC, Adams H, Hope B, Powell M (2004) Risk analysis for invasive species. *Risk Analysis* 24: 787-793.

Andreu J, Vilá M (2010) Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation* 18: 34-44.

Baker RHA, Black R, Copp GH, et al. (2008) The UK risk assessment scheme for all non-native species. In: Rabitsch W, Essl F, Kluge A, Klingenstein F (editors): *Biological Invasions – from Ecology to Conservation*. *Neobiota* 7: 46-57.

Blossey B (2011) Enemy release hypothesis. En: Simberloff D, Rejmánek M (eds) *Encyclopedia of biological invasions*, University of California Press, Berkeley, pp. 193-196.

Blossey B, Notzold R (1995) Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology* 83: 887-889.

Bomford M (2008) *Risk Assessment Models for Establishment of Exotic Vertebrates in Australia and New Zealand*. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.

Booy O, White V, Wade M (2006) *Non-Native Organism Risk Assessment Scheme: Trialling and Peer Review*, Scottish Executive reference: FF/05/22. Scottish Executive, Environment and Rural Affairs Department, Edinburgh.

Branquart E (ed) (2007) *Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium*. Belgian Biodiversity Platform, Belgium.

Cadotte MW (2011) Darwin, Charles. En: Simberloff D, Rejmánek M (eds) *Encyclopedia of biological invasions*, University of California Press, Berkeley, pp. 142-145.

Carballeira A, Reigosa MJ (1999) Effects of natural leachates of *Acacia dealbata* Link in Galicia (NW Spain). *Bot Bull Acad Sin* 40: 7-92.

Catford JA, Jansson R, Nilsson C (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions* 15: 22-40

CEC (2009) *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species: test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North American Inland Waters*. CEC Project Report. CEC, Montréal.

Cefas (2010) *Decision support tools, identifying potentially invasive non-native marine and freshwater species: fish, invertebrates, amphibians*.

Colautti RI, Grigorovich IA, MacIsaac HJ (2006) Propagule pressure: a null model for bio-

logical invasions. *Biological Invasions* 8: 1023-1037.

Copp GH, Garthwaite R, Gozlan RE (2005) Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. *J Appl Ichthyol* 21: 371-373.

Copp GH, Vilizzi L, Mumford J, Fenwick GV, Godard MJ, Gozlan RE (2009) Calibration of FISK, an invasiveness screening tool for non-native freshwater fishes. *Risk Analysis* 29: 457-467.

Costanza R, d'Arge R, Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Suttonk P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Daehler CC (1998) The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: Ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation* 84: 167-180.

Daehler CC (2003) Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Annual Review – Ecology, Evolution and Systematics* 34: 183-211

Daehler CC, Denslow JS, Ansari S, Kuo H-C (2004) A Risk-Assessment System for Screening out Invasive Pest Plants from Hawaii and other Pacific Islands. *Conservation Biology* 18: 360-368.

Dana ED, Jeschke J, García-de-Lomas J (2013) Decision tools for managing biological invasions: existing biases and future needs. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605312001263>.

Dana ED, García-de-Lomas J, Ceballos G, Ortega F (2014) Selección y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras en base a criterios de coste-ecobeneficio. *Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía*.

Darwin C (1859) *The Origin of the Species by Means of Natural Selection*. London: Murray.

Davis MA, Grime JP, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.

Donoso C (1993) *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica*. Editorial Universitaria.

Dukes JS (2001) Biodiversity and invisibility in grassland microcosms. *Oecologia* 126: 563-568.

Emery SM (2007) Limiting similarity between invaders and dominant species in herbaceous plant communities? *Journal of Ecology* 95: 1027-1035.

Essl F, Nehring S, Klingenstein F, Milasowszky N, Nowack C, Rabitsch W (2011) Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian black list information system (GABLIS). *Journal for Nature Conservation* 19: 339-350.

- Forrester DI, Bauhus J, Cowie AL, Vanclay JK (2006) Mixed-species plantations of *Eucalyptus* with nitrogen-fixing trees: a review. *Forest Ecology and Management* 233: 211-230.
- García-de-Lomas J, Cózar A, Dana ED, Hernández I, Sánchez I, García C M (2010) Invasiveness of *Galenia pubescens* (Aizoaceae): A new threat to Mediterranean-climate coastal ecosystems. *Acta Oecologica* 36: 39-45.
- García-de-Lomas J, Hernández I, García I (2009) Incipient invasion of *Galenia secunda* Sond. (Aizoaceae) in Southern Spain. *Biological Invasions* 11: 467-472.
- Gassó N, Basnou C, Vilà M (2010) Predicting plant invaders in the Mediterranean through a weed risk assessment system. *Biological Invasions* 12: 463-476.
- Gassó N, Sol D, Pino J, Dana ED, Lloret F, Sanz-Elorza M, Sobrino E, Vilà M (2009) Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Diversity and distributions* 15: 50-58.
- Gassó N, Thuiller W, Pino J, Vilà M (2012) Potential distribution range of invasive plant species in Spain. *Neobiota* 12: 25-40
- Gederaas L, Moen TL, Skjelseth S, Larsen L-K (2012) Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim.
- Goodwin BJ, McAllister AJ, Fahrig L (1999) Predicting invasiveness of plant species based on biological information. *Conservation Biology* 13: 422-426.
- Gordon DR, Gantz CA (2011) Risk assessment for invasiveness differs for aquatic and terrestrial plant species. *Biological Invasions* 13: 1829-1842.
- Gordon DR, Onderdonk DA, Fox AM, Stocker RK (2008a) Consistent accuracy of the Australian weed risk assessment system across varied geographies. *Diversity and Distributions* 14: 234-242.
- Gordon DR, Onderdonk DA, Fox AM, Stocker RK, Gantz C (2008b) Predicting invasive plants in Florida using the Australian Weed Risk Assessment. *Invasive Plant Science and Management* 1: 178-195.
- Hastings A (1996) Models of spatial spread: is the theory complete? *Ecology* 77: 1675-1679.
- Hierro JL, Callaway RM (2003) Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil* 256: 29-39.
- ISEIA (2009) Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium. [http://ias.biodiversity.be/documents/ISEIA\\_protocol.pdf](http://ias.biodiversity.be/documents/ISEIA_protocol.pdf)
- Hulme PE, Pysek P, Nentwig W, Vilà M (2009) Will threat of biological invasions unite the European Union? *Science* 324: 40-41.
- Johnstone IM (1986) Plant invasion windows: a time-based classification of invasion poten-

tial. *Biological Reviews* 61: 369-394.

Keller RP, Lodge DM (2007) Species invasions from commerce in live aquatic organisms: problems and possible solutions. *BioScience* 57: 428-436.

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

Leung KMY, Dudgeon D (2008) Ecological risk assessment and management of exotic organisms associated with aquaculture activities. En: Bondad-Reantaso MG, Arthur JR, Subasinghe RP (eds). *Understanding and applying risk analysis in aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 519. Rome, FAO. pp. 67-100.

Lloret E, Médail F, Brundu G, Hulme PE (2003) Local and regional abundance of exotic plant species on Mediterranean islands: are species traits important? *Global Ecology and Biogeography* 12: 1-9.

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

Massam M, Kirkpatrick W, Page A (2010) Assessment and prioritisation of risk for forty exotic animal species. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.

MacArthur R, Levins R (1967) The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist* 101: 377-385.

Murray N (2002) *Import Risk Analysis. Animals and Animal Products*. New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry.

Pheloung PC, Williams PA, Halloy SR (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *J Environ Manage* 57: 239-251.

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

Prinzing A, Drka W, Klotz S, Brandl R (2002) Which species become aliens? *Evolutionary Ecology Research* 4: 385-405.

Pysek P (1998) Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos* 82: 282-294

Ramanathan V (1988) The Greenhouse Theory of Climate Change: A Test by an Inadvertent Global Experiment. *Science* 240: 293-299

Rambuda TD, Johnson SD (2004) Breeding systems of invasive alien plants in South Africa: does Baker's rule apply? *Diversity and Distributions* 10: 409-416.

Raunkiaer CC (1934) *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press.

- Reichard SH, Hamilton CW (1997) Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology* 11: 193-203.
- Richardson DM, Pysek P (2006) Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409-431.
- Richardson DM, Pysek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- Richardson DM et al. (1990) Assessing the risk of invasive success in *Pinus* and *Banksia* in South African mountain fynbos. *Journal of Vegetation Science* 1: 629-642.
- Rodríguez R, Matthei O, Quezada M (1983) Flora arbórea de Chile. Editorial de la Universidad de Concepción, Concepción. 408 p.
- Roy J (1990) In search of the characteristics of plant invaders. En: di Castri F, Hansen AJ, Debussche M (eds) *Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin*, pp. 335-352. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Scott JK, Panetta FD (1993) Predicting the Australian weed status of southern African plants. *Journal of Biogeography* 20: 87-93.
- Shea K, Chesson P (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 170-176.
- Sher AA, Hyatt LA (1999) The disturbed resource-flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. *Biological Invasions* 1: 107-114.
- Simberloff D (1995) Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pac. Sci.* 49: 87-97.
- Stachowicz JJ et al. (1999) Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. *Science* 286: 1577-1579
- Stanhill G, Cohen S (2001). Global dimming: a review of the evidence for a widespread and significant reduction in global radiation with discussion of its probable causes and possible agricultural consequences. pp. 255-278.
- Thompson K, Hodgson JG, Rich TCG (1995) Native and alien invasive plants: more of the same? *Ecography* 18: 390-402.
- Travis DJ, Carleton AM, Lauritsen RG (2002) Contrails reduce daily temperature range. *Nature* 418: 601.
- Tricarico E, Vilizzi L, Gherardi F, Copp GH (2010) Calibration of FI-ISK, an Invasiveness Screening Tool for Nonnative Freshwater Invertebrates. *Risk Analysis* 30: 285-292
- Verbrugge LNH, Leuven RSEW, van der Velde G (2010) Evaluation of international risk as-

assessment protocols for exotic species. Institute for Water and Wetland Research, Radboud University Nijmegen, The Netherlands. 54 pp.

Verbrugge LNH, van der Velde G, Hendriks AJ, Verreycken H, Leuven RSEW (2012) Risk classifications of aquatic non-native species: Application of contemporary European assessment protocols in different biogeographical settings. *Aquatic Invasions* 7: 49-58.

Vermeij GJ (1996) An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78: 3-9.

Vilà M, Basnou C, Pysvek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme PE, DAISIE partners (2009) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and Environment* 8: 135-144.

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

Weber E, Gut D (2004) Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation* 12: 171-179

Weber E, Köhler B, Gelpke G, Perrenoud A, Gigon A (2005) Schlüssel zur einteilung von neophyten in der schweiz in die schwarze liste oder die Watch-Liste. *Bot Helv* 115: 169-194.

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow A, Phillips E, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607-615.

Williamson MH (1996) *Biological Invasions*. Chapman & Hall. 244 pp.

Williamson M, Fitter A (1996) The varying success of invaders. *Ecology* 77: 1661-1666.

Zalba SM, Ziller SR (2008) Herramientas de prevención de Invasiones de I3N: Análisis de Riesgo de Establecimiento e Invasión y Análisis de Vectores y Rutas de Dispersión. I3N Red de Información sobre Especies Invasoras de IABIN (Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad) (<http://i3n.iabin.net/HerramientasdePrevenciondeInvasionesBiologicasdeI3N>).

Zhang C, Fu S (2009) Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. *Forest Ecology and Management* 258: 1391-1396.

## Anexo

### Relación de preguntas y respuestas que integran la herramienta de análisis de riesgo de invasión de vegetales exóticos.

Instrucciones de uso	
<p>Anotar la opción escogida en la columna de la derecha. Se sugiere dedicar a la búsqueda de información no más de 30 minutos por pregunta. Se responderá “no se sabe” si tras este periodo no se encuentra la información requerida. Indicar la referencia/s utilizada/s para responder cada pregunta.</p>	
Calculo del nivel de riesgo	
<p>► ¿Alguna de las preguntas 1 y 2 (críticas) ha sido respondida con la opción a? Sí → <b>riesgo alto</b> No → continuar</p>	
<p>► ¿Cuántas preguntas clave (3-7) se han respondido con la opción a? Más de 3 → <b>riesgo alto</b> 3 o menos de 3 → continuar</p>	
<p>► ¿Se ha respondido a todas las preguntas (salvo la preg. 4) con no se sabe? Sí → <b>riesgo alto</b> No → continuar</p>	
<p>► Sumar todas las cuestiones, transformarlo al intervalo [0,100] (ec.1) y sumarle los puntos extra en función de las vías de introducción (Tabla 1). Suma <math>\geq</math> 54 puntos → <b>riesgo alto</b> Suma <math>&lt;</math> 54 puntos → <b>riesgo bajo</b></p>	

#### Preguntas críticas

1	¿La especie es hospedadora de plagas, parásita o vector de parásitos y patógenos para las especies silvestres autóctonas?	Salida	Indicar
a	Sí	Riesgo alto	
b	No	Continuar	
c	No se sabe	Alerta	
2	¿Puede hibridarse con alguna especie autóctona?		
a	Sí	Riesgo alto	
b	No, o bien el género de la especie exótica no está presente en la flora nativa.	Continuar	
c	No se sabe, o bien el género de la especies exótica está presente en la flora nativa.	Alerta	

Preguntas claves

3	¿Hay citas bibliográficas que reporten a esta especie como invasora, naturalizada o casual?	Puntuación	Indicar
a	Sí, la cita indica claramente que es invasora en alguna región del mundo.	5	
b	Existen variedades/subespecies invasoras, o lo son otras del mismo género en alguna región del mundo.	3	
c	Las citas sugieren que la especie está naturalizada, casual o espontánea en la región de estudio.	2	
d	A pesar de haber sido introducida en la región de estudio (o estados limítrofes) hace más de 100 años, no ha sido encontrada en el medio natural o sólo se conocen citas casuales o espontáneas o procedentes de antiguas plantaciones (que no se han expandido).	-10	
e	No se sabe	2,5	
4	Indicar a qué tipo funcional pertenece la especie		
a	Acuáticas, terófitos (plantas anuales y bianuales), geófito (p.ej., bulbosas, cañas) o hemcriptófitos cespitosos (p.ej., gramíneas perennes).	5	
b	Caméfitos sufruticosos o trepadoras.	3	
c	Fanerófitos.	0	
5	¿Altera la frecuencia natural de perturbaciones (p.ej., fija arenas móviles, favorece incendios, modifica caudales, estrecha cauces de ríos...) en las zonas invadidas?		
a	Sí	3	
b	No	0	
c	No se sabe	1,5	
6	¿La especie puede provocar problemas de salud pública?		
a	Sí	Alerta	
b	No	0	
c	No se sabe	Alerta	
7	¿La especie puede provocar daños socio-económicos?		
a	Sí	Alerta	
b	No	0	
c	No se sabe	Alerta	

Preguntas secundarias

8	¿Es una especie potencialmente invasora según modelos de nicho ecológico y cambio climático aplicables a la región de estudio? (la resolución espacial del modelo debe ser al menos de 1 km)	Puntuación	Indicar
a	Sí	3	
b	No	0	
c	No se sabe	1,5	
9	¿Es alelopática?		
a	Sí (para plantas o microorganismos)	3	
b	No	0	
c	No se sabe	1,5	

10	¿Qué tipo de reproducción tiene?	Puntuación	Indicar
a	Sexual (semillas viables)/esporas y vegetativa (bulbos, fragmentos de la planta, rebrote de cepa o raíz).	3	
b	Es autocompatible o apomítica (reproducción asexual por semillas).	2	
c	Sólo sexual/esporas o sólo vegetativa.	1	
d	La especie es estéril y requiere tratamientos artificiales para su propagación.	-3	
e	No se sabe	1,5	
11	¿Qué periodo necesita para florecer/fructificar/esporular/reproducirse por primera vez?		
a	< 1 año (incluir en este apartado las especies anuales)	3	
b	Entre 1 y 5 años.	2	
c	Entre 5 y 10 años.	1	
d	Más de 10 años.	-3	
e	No se sabe.	1,5	
12	¿Qué tamaño tienen las semillas/esporas/formas reproductivas vegetativas? En el caso de frutos indehiscentes, indicar el tamaño del fruto o "unidad dispersable".		
a	<5 mm	5	
b	5 mm - 1 cm	3	
c	1-5 cm	2	
d	1-5 cm	1	
e	No se sabe.	2,5	
13	¿Los propágulos (semillas o formas reproductivas vegetativas) durante cuánto tiempo son viables?		
a	Más de 10 años.	5	
b	Entre 5 y 10 años.	3	
c	Entre 2-5 años.	2	
d	Menos de 2 años.	1	
e	No se sabe.	2,5	
14	¿Tiene dispersión zoócora, anemócora o hidrócora?		
a	Sí	3	
b	No	0	
c	No se sabe	1,5	
15	¿Tiene otros mecanismos de dispersión no intencionada mediados por actividades humanas (vehículos, contaminación de áridos, elevado tránsito de personas, etc.)?		
a	Sí	3	
b	No	0	
c	No se sabe	1,5	
16	¿Es una planta fijadora de nitrógeno?		
a	Sí	3	
b	No	0	
c	No se sabe	1,5	
17	¿Es capaz de reducir la llegada de luz al suelo o al bentos de más allá de lo propio del ambiente invadido, porque forme densos tapetes rastreros, acumule gran cantidad de hojas caídas o produzca gran cantidad de sombra?		
a	Sí	3	
b	No	0	
c	No se sabe	1,5	

18	¿Tiene tendencia a convertirse en la especie dominante o formar poblaciones monoespecíficas?		Indicar
a	Sí	3	
b	No	0	
c	No se sabe	1,5	
19	¿Coloniza, además de medios antropizados o alterados, medios en buen estado de conservación?		
a	Sí. Los hábitats propicios están protegidos, constituyen hábitats de interés comunitario o albergan especies amenazadas.	5	
b	Sí	3	
c	No	2	
d	No se sabe	1,5	

<b>Suma obtenida</b>	
----------------------	--

<b>Suma transformada =</b> = (suma obtenida + 14) x 1,3	
<b>Puntos extra</b> según actividad de introducción	
<b>Puntuación final</b> (Suma transformada + puntos extra)	

Esta publicación presenta un manual de evaluación del riesgo de invasión de especies vegetales exóticas, desarrollado a través del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Tiene un carácter preventivo, dirigida a evitar la introducción de taxones exóticos invasores, que a posteriori generarían elevados costes para la sociedad y el medio ambiente, a menudo irreversibles. La experiencia acumulada durante una década de gestión de especies exóticas ha permitido seleccionar criterios objetivos y medibles para los que se ha demostrado su relación con el riesgo de invasión. Estos criterios están relacionados con las características biológicas de la especie, la presión de propágulos y la magnitud de los impactos que pueden provocar. Tanto las cuestiones a evaluar como las respuestas de cada cuestión se han diseñado buscando la universalidad taxonómica que permita evaluar cualquier tipo de vegetal -algas, helechos, gimnospermas y angiospermas-, así como la universalidad territorial (aplicable más allá del ámbito andaluz). Tanto el número relativamente reducido de preguntas (19) como el diseño de las mismas y sus respuestas buscan aunar fortaleza y rigor en la predicción de especies potencialmente invasoras, así como sencillez y rapidez para el usuario.



**Unión Europea**

Fondo Europeo Agrícola  
de Desarrollo Rural

