

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/273143187>

Análisis multicriterio para ponderar el riesgo de las especies invasoras

Chapter · January 2014

CITATIONS

0

READS

130

8 authors, including:



Jordan Golubov

Metropolitan Autonomous University

65 PUBLICATIONS 817 CITATIONS

SEE PROFILE



María Carmen Mandujano

Universidad Nacional Autónoma de México

80 PUBLICATIONS 1,036 CITATIONS

SEE PROFILE



Roberto Mendoza

Autonomous University of Nuevo León

85 PUBLICATIONS 671 CITATIONS

SEE PROFILE



Georgia Born-Schmidt

United Nation Development Programme - UND...

8 PUBLICATIONS 0 CITATIONS

SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Stress and pollution biomarkers evaluation of *Ambystoma velasci* from Nuevo León [View project](#)



Enhancing National Capacities to Manage Invasive Alien Species (IAS) by Implementing the National Strategy on IAS [View project](#)

All content following this page was uploaded by [Roberto Mendoza](#) on 06 March 2015.

The user has requested enhancement of the downloaded file. All in-text references [underlined in blue](#) are added to the original document and are linked to publications on ResearchGate, letting you access and read them immediately.

7 ANÁLISIS MULTICRITERIO PARA PONDERAR EL RIESGO DE LAS ESPECIES INVASORAS

[Jordan Golubov Figueroa](#), [María C. Mandujano](#),*
[Sandino Guerrero-Eloísa](#), [Roberto Mendoza Alfaro](#),
[Patricia Koleff Osorio](#), Ana Isabel González Martínez,
[Yolanda Barrios Caballero](#) y Georgia Born-Schmidt

RESUMEN / ABSTRACT	124
INTRODUCCIÓN	125
MÉTODO	125
EJEMPLOS	130
PERSPECTIVAS Y CONCLUSIONES	130
REFERENCIAS	132

* Autor para recibir correspondencia: <mcmandu@miranda.ecologia.unam.mx>

Golubov J., M.C. Mandujano, S. Guerrero-Eloisa, R. Mendoza, P. Koleff, A.I. González, Y. Barrios y G. Born-Schmidt. 2014. Análisis multicriterio para ponderar el riesgo de las especies invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 123-133.

RESUMEN

Los análisis de riesgo para especies invasoras se han desarrollado recientemente en México para el manejo de las invasiones biológicas. Son métodos de análisis que permiten incorporar información sobre los factores que determinan la probabilidad de introducción, establecimiento, dispersión y la severidad de dichas invasiones. En este capítulo se presenta un algoritmo, basado en el método jerárquico analítico, que puede ser utilizado para la evaluación rápida del riesgo potencial de una especie como invasora. Se analizan 10 preguntas organizadas de manera jerárquica y asociadas a ponderaciones en función de los valores sobre diversos atributos como especies invasoras. El modelo resultante tiene dos niveles jerárquicos: el primero compara las características biológicas y taxonómicas, el proceso de invasión e impactos; el segundo nivel jerárquico atribuye los pesos de acuerdo con la importancia relativa entre las variables y, posteriormente, pondera de acuerdo con el valor asignado a los criterios del nivel superior. El modelo incorpora una forma de relacionar las ponderaciones, las respuestas a cada una de las preguntas, con la incertidumbre, para asignar un valor acotado entre 0 y 1 que se usa para agrupar las especies en cuatro niveles de riesgo. Como resultado de dos talleres, en los que se consensuaron los criterios y se puso a prueba este método, se generaron dos modelos. El primero se inclina por las características biológicas y taxonómicas, y el segundo por el proceso de invasión. Se describe la metodología para generar el modelo jerárquico analítico que se ejemplifica con *Salvinia molesta* y tres especies más. Este método de evaluación de riesgo de especies invasoras es relativamente rápido y fácil de aplicar. Además, el método es repetible y actualizable, incorpora información muy amplia, genera valores cuantitativos de riesgo para cualquier especie y permite asignar niveles de riesgo a las especies que se evalúan.

ABSTRACT

*Risk analyses for invasive species have been developed recently in Mexico as part of an effective invasive species management. These methods allow an analysis that takes into account information on the factors that determine the probability of introduction, establishment, dispersal, and severity of such species. In this chapter, we developed an algorithm method based on the analytic hierarchical process (AHP) that can be used as a rapid risk assessment tool for invasive species. The analysis uses 10 hierarchically organized questions that encompass common attributes associated to invasive species. The resulting model has two hierarchical levels; the first level compares the biological and taxonomic characteristics, the invasion process and impacts. In the second hierarchical level, questions were assigned weights depending on their relative importance, which were then nested within the corresponding higher hierarchical level. The model also includes a method that connects the weightings for each question to its corresponding answer and uncertainty, into a single bounded value of risk (between 0 and 1), which is then used to allocate species into four risk groups. As a result of two workshops where the method was tested, two weighting schemes were selected. One leans towards the biological and taxonomic characteristics, and the second towards the invasion process. The methodology used to generate the AHP model is described and exemplified with *Salvinia molesta*, and three more species. This method is a risk assessment tool for invasive species and it is relatively fast and easy. In addition, the method is repeatable and updatable, incorporates a wide range of information, generates a quantitative risk index for a wide range of species and groups them into discrete and comparable values of risk.*

INTRODUCCIÓN

El manejo de los recursos naturales, que en general son sistemas complejos, necesariamente implica que la resolución de problemas y la toma de decisiones se basen en una opinión experta. Desafortunadamente, en la mayoría de las ocasiones estas decisiones son incompletas, inciertas e incluso pueden llegar a ser contradictorias (Dahlstrom Davidson *et al.*, 2013). Al no existir una solución única, es necesario utilizar métodos de decisión que permitan simplificar los sistemas complejos en pasos más sencillos y abordables con base en criterios claros, que a su vez puedan ser evaluados de manera cuantitativa y utilizados para asignar prioridades y tomar decisiones.

Uno de los campos de la toma de decisiones son los análisis de riesgo, que se refieren al proceso de evaluar la probabilidad de que un riesgo ocurra y la severidad de éste, considerando las consecuencias biológicas, sociales y económicas (Arthur, 2008). Los análisis de riesgo relacionados con las especies invasoras son especialmente problemáticos por la gama tan amplia de impactos que éstas pueden provocar (sociales, económicos, a la salud), así como por la diversidad de grupos de especies y los vacíos de información existentes (Simberloff *et al.*, 2013). Las evaluaciones de riesgo de especies invasoras aún se encuentran en proceso de desarrollo (Andersen *et al.*, 2004) y adaptación; sin embargo, ya existen importantes modelos conceptuales de invasión (Blackburn *et al.*, 2011) y se ha demostrado la utilidad de los primeros sistemas de evaluación de riesgo de uso más generalizado (Pheloung *et al.*, 1999; Daehler y Carino, 2000; Kolar y Lodge, 2002; Baker *et al.*, 2008; Tricarico *et al.*, 2010; Koop *et al.*, 2011).

La necesidad de contar con métodos de evaluación de riesgo eficaces ya se encuentra en varias agendas internacionales (p. ej., WTO, 1995; IPPC, 2007; OIE, 2012) y nacionales (NISC en Estados Unidos y la NOM-043-SAGARPA, en México). En el caso particular de México, con la finalidad de dar cumplimiento a las recientes modificaciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LEGEEPA) y Ley General de Vida Silvestre (LGVS) en materia de especies invasoras, en donde se estipula la necesidad de elaborar una lista de especies autorizadas para su importación (DOF, 2010), se requieren herramientas de fácil utilización que arrojen resultados claros, contundentes y documentados, tanto para quienes toman decisiones como para los proponentes. Entre los métodos más utilizados en la toma

de decisiones destacan los análisis multicriterio, que presentan las siguientes ventajas: 1] permiten incorporar una amplia gama de tipos de información que se puede procesar en un sistema implementado para ser utilizado por diferentes usuarios con una metodología desarrollada por expertos; 2] es posible incorporar el conocimiento de otros expertos; 3] son métodos explícitos, claros, transparentes y lo suficientemente flexibles como para incorporar aspectos sociales, económicos y ecológicos en la toma de decisiones; 4] permiten que la subjetividad inherente a una toma de decisiones de esta naturaleza (*i.e.*, juicio de experto) sea más constante y así enmarcarla dentro de un sistema organizado, transparente y reproducible, y 5] pueden ser actualizados conforme se llenan los vacíos de información.

MÉTODO

Se utilizó el método jerárquico analítico (Analytic Hierarchy Process, AHP) desarrollado por Saaty (1980; 2013), basado en una metodología para simplificar una situación compleja y no estructurada en sus componentes y partes más pequeños, de manera jerárquica, lo que permite asignar valores numéricos a juicios subjetivos, considerando la importancia relativa de cada variable. Lo anterior permite la obtención de resultados sintéticos que servirán como base para la toma de decisiones que pueden ser utilizadas para asignar prioridades.

Como se mencionó, el desarrollo de la metodología obedeció a la necesidad de obtener una lista de las especies invasoras (potencialmente o ya en territorio mexicano) acompañada de una categorización del riesgo que representan para México, pero en la que las decisiones estuvieran acopladas a criterios de selección derivados del análisis y no de preferencias sesgadas. De esta manera, se diseñó un sistema en el cual la evaluación del riesgo de las especies se pudiera hacer de manera independiente con criterios que pudieran reflejar el riesgo de invasión (en términos biológicos y de sus impactos, y con base en datos históricos) de cualquier especie exótica con potencial de convertirse en invasora. Además, resultaba imperativo incorporar en el análisis el componente de incertidumbre asociado a cada decisión, que a pesar de ser comúnmente ignorado, resulta un factor fundamental a considerar en el caso de las especies invasoras (Dahlstrom Davidson *et al.*, 2013; Larson *et al.*, 2013). Se utilizó un esquema dividido en dos partes: en la primera se utiliza el AHP para asignar

los pesos relativos a preguntas de una evaluación de riesgo, y en la segunda se asignan valores cuantitativos a respuestas e incertidumbres. Estas dos partes se unen de manera multiplicativa para proporcionar un valor de riesgo para cada especie (Fig. 1).

Este sistema de evaluación se comenzó a desarrollar después de realizar dos talleres con especialistas en especies invasoras, que fungen como antecedentes importantes. Resultado del primer taller se llegó al sistema de clasificación (véanse capítulos 3 y 6). El segundo taller de criterios para establecer las listas de especies invasoras, junto con el conocimiento de expertos de varias instituciones, logró generar un consenso, que es el que se presenta en este capítulo.

En resumen, el objetivo fue asignar un valor de riesgo en términos cuantitativos a las preguntas de la evaluación de riesgo (descritas en el capítulo 6), que consta de 10 preguntas o criterios, y las respuestas correspondientes (*a*, muy alto; *b*, alto; *c*, medio; *d*, bajo; *e*, no

existe evidencia, y *f*, se desconoce; cuadro 1) son transformadas en valores cualitativos que toma cada criterio y a éstos se les asocia un valor de incertidumbre con base en la información recopilada (cuadro 2).

En un primer paso se dividieron las 10 preguntas del análisis de riesgo en tres grandes criterios que constituyen el primer nivel jerárquico, resultado de las primeras reuniones de trabajo: atributos biológico-taxonómicos y vectores de otras especies invasoras (estatus), los procesos relacionados con las invasiones biológicas (invasividad) y los diferentes impactos (impactos) (Fig. 2). Posteriormente, la aproximación que se utilizó para asignar el peso relativo a cada uno de los criterios de este primer nivel jerárquico fue la comparación pareada entre criterios, tomando como referencia la escala fundamental para comparaciones pareadas propuesta por Saaty (2012; cuadro 3). Para el primer nivel jerárquico se obtuvieron dos consensos diferentes, ya que los expertos difirieron en sus opi-

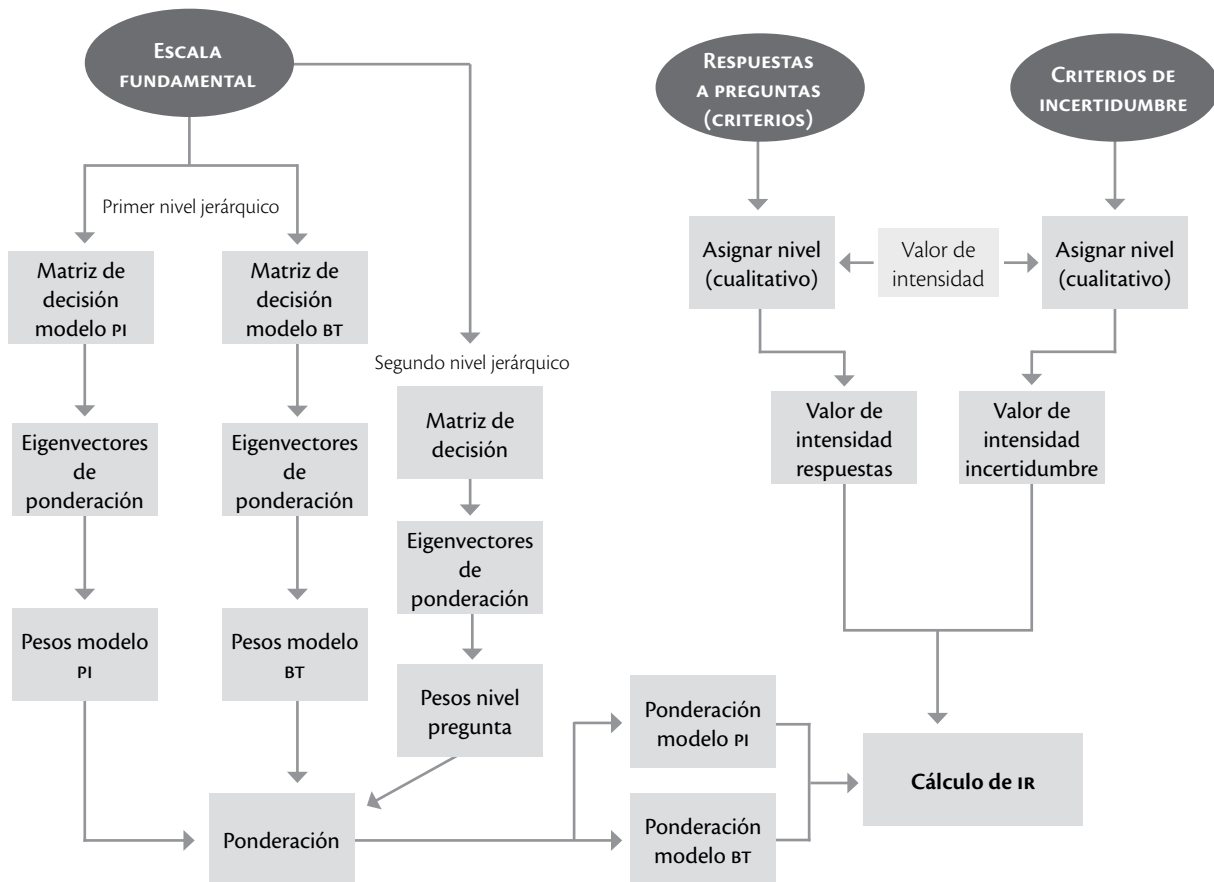


Figura 1. Diagrama de flujo que se utilizó para la evaluación del riesgo de especies invasoras. El diagrama se divide en dos partes: la primera corresponde al análisis jerárquico y ponderación de las preguntas, y la segunda, a la asignación de los valores de intensidad a las respuestas. Todo el modelo se une en un solo índice de riesgo (IR).

Cuadro 1. Criterios de los aspectos considerados en el análisis de riesgo

	Criterio (véase cuadro 5 para asignar el valor de intensidad de la respuesta)
Estatus	1. Reporte como invasora
	2. Relación con taxones cercanos, que son reconocidos como invasores
	3. Vector de otras especies invasoras
Invasividad	4. Riesgo de introducción
	5. Riesgo de establecimiento
	6. Riesgo de dispersión
Impactos	7. Sanitarios (humanos, animales, flora)
	8. Económicos y sociales
	9. Ambientales
Respuestas	10. Ecológicos
	a, muy alto; b, alto; c, medio; d, bajo; e, no existe evidencia, y f, se desconoce

Cuadro 2. Criterios cualitativos de incertidumbre (basado en Koop *et al.*, 2012)

Incetidumbre	Tipos de fuentes de información (véase el cuadro 5 para asignar el valor de intensidad de la respuesta)
Mínima	Fuentes contundentes de información como: <ul style="list-style-type: none"> • Varias fuentes independientes de información de publicaciones arbitradas • Libros y artículos científicos o técnicos con aprobación editorial • Registro oficial*/publicación oficial* (con aprobación editorial) (*Sagarpa, Semarnat, Salud, NAPPO, OIRSA, etc.) • Comunicación personal de experto (con experiencia en la especie estudiada)
Baja	<ul style="list-style-type: none"> • Bases de datos de información especializada de gobiernos o universidades (WOS, CABI, ISSG, NAS, GISID, NEMESIS, OIE) que citen fuentes de incertidumbre mínima • Documento científico o técnico no publicado (elaborado por especialistas)
Media	<ul style="list-style-type: none"> • Documento científico técnico sin arbitraje • Publicación de divulgación • Bases de datos sin metadatos o sin controles de calidad claros
Alta	<ul style="list-style-type: none"> • Información contradictoria • Fuentes de baja calidad (ej, búsqueda en Google, sin fuentes claras de información) • Datos anecdóticos de no especialistas • Basada en información de congéneres y no en la especie evaluada
Máxima	<ul style="list-style-type: none"> • Falta de evidencia • Sólo hay una fuente de calidad dudosa

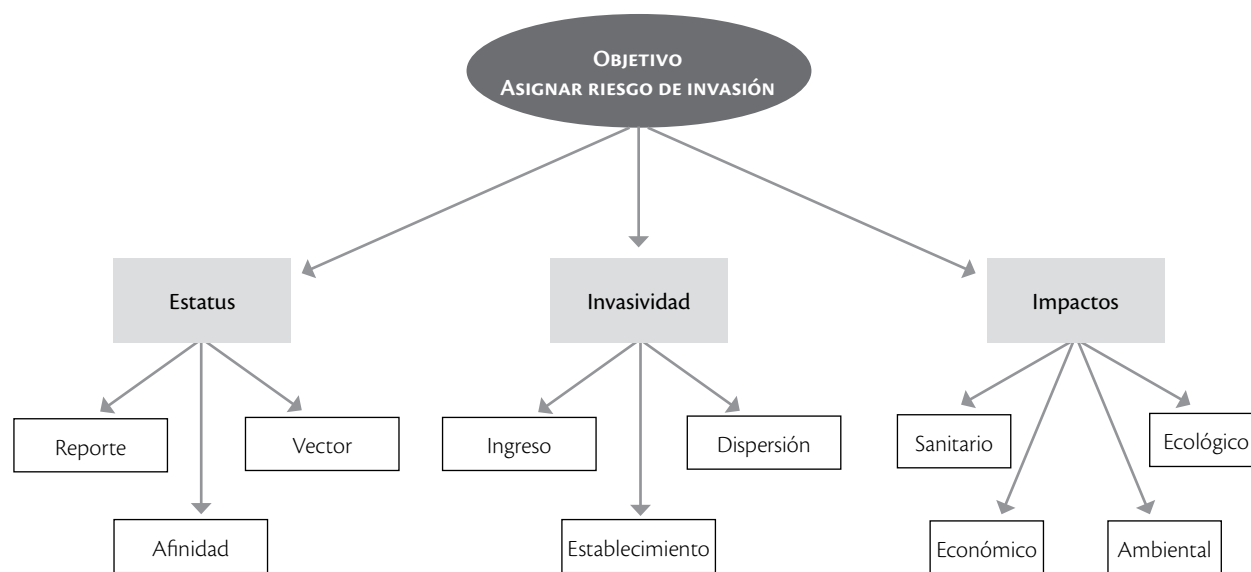


Figura 2. Representación jerárquica de las preguntas y criterios utilizados en el capítulo 6 para ser analizados con el método AHP. Cada criterio del primer nivel jerárquico (estatus, invasividad e impactos) fue a su vez dividido en un segundo nivel jerárquico (cuadros en blanco).

niones, por lo que se generaron dos modelos (Fig. 1). El primero de ellos (que se denominó PI, porque se refiere al proceso de invasión) le da más importancia a las características de invasividad, mientras que el segundo modelo, BT, le confiere más peso a reportes previos que ha tenido la especie como invasora, y su cercanía taxonómica con otras especies invasoras, es decir, al nivel biológico-taxonómico (cuadro 4). Los pesos que se le dieron a los criterios en este primer nivel jerárquico son los eigenvalores normalizados de la matriz de decisión e implican que 25% de la califi-

cación de riesgo se debe al estatus, 50% a la invasividad y 25% a los impactos para el modelo PI. En contraste, en el modelo BT, 50% se debe al estatus, 25% a la invasividad y 25% a los impactos. Dentro del taller se generó un tercer modelo que confería una mayor ponderación al criterio de impactos; sin embargo, los análisis no difirieron de un modelo que se denominó nulo, en el que se asignó el mismo peso a todos los criterios, razón por la que se descartó. El índice de riesgo asignado al primer nivel jerárquico de criterios fue el siguiente:

Índice de riesgo = α (peso estatus) + β (peso invasividad) + δ (peso impactos), donde:

Modelo PI: $\alpha = 0.25$, $\beta = 0.5$ y $\delta = 0.25$

Modelo BT: $\alpha = 0.5$, $\beta = 0.25$ y $\delta = 0.25$

Los valores suman 1, aunque el peso que tienen los criterios en este primer nivel jerárquico fue diferente.

El segundo paso consistió en aplicar este mismo método de decisión en el segundo nivel jerárquico (Fig. 1). Se realizaron las comparaciones pareadas dentro del grupo de estatus (tres preguntas), invasividad (tres preguntas) e impactos (cuatro preguntas). Para el primer criterio del segundo nivel jerárquico (estatus), la información previa de una especie clasificada como invasora es un aspecto valorado por muchos métodos de análisis de riesgo (Pheloung *et al.*, 1999; Tricarico *et al.*, 2010) y

Cuadro 3. Escala fundamental para comparaciones múltiples (Saaty, 2012)

Importancia	Definición	Explicación
1	Igual importancia	Dos actividades/criterios contribuyen igualmente al objetivo
3	Importancia moderada	La experiencia y juicio están moderadamente a favor de una actividad sobre otra
5	Más importante	Experiencia favorece más a una que a otra
7	Mucho más importante	Experiencia favorece más a una que a otra, la praxis lo demuestra
9	Absolutamente más importante	La evidencia que favorece una sobre otra es contundente
2, 4, 6, 8	Valores intermedios	Cuando se requiere un compromiso entre las anteriores

Cuadro 4. Ponderación de cada pregunta con los dos modelos propuestos.

En negritas se indica el peso relativo para el primer nivel jerárquico

Criterio de grupo	Criterio por grupo	Pesos ponderados		Pesos ponderados	
		Peso modelo PI	modelo PI	Peso modelo BT	modelo BT
Estatus		0.25		0.5	
	1. Reporte	0.5	0.125	0.5	0.25
	2. Afinidad	0.2	0.05	0.2	0.1
	3. Vector	0.3	0.075	0.3	0.15
Invasividad		0.5		0.25	
	4. Introducción	0.4	0.2	0.4	0.1
	5. Establecimiento	0.4	0.2	0.4	0.1
	6. Dispersión	0.2	0.1	0.2	0.05
Impacto		0.25		0.25	
	7. Sanitario	0.25	0.0625	0.25	0.0625
	8. Económico/social	0.25	0.0625	0.25	0.0625
	9. Ambiental	0.25	0.0625	0.25	0.0625
	10. Ecológico	0.25	0.0625	0.25	0.0625
Suma			1		1

en muchos casos es el criterio más importante para predecir una nueva invasión (Reichard y Hamilton, 1997; Moyle y Marchetti, 2006). Por otra parte, la afinidad (cercanía taxonómica de la especie evaluada con otras especies reportadas como invasoras) también es un criterio que se ponderó relativamente alto, ya que la distribución de especies invasoras no es homogénea taxonómicamente (Alcaraz *et al.*, 2005; Statzner *et al.*, 2008) y existen grupos de especies relacionadas taxonómicamente que han resultado invasoras (*e.g.*, loricáridos). También hay un gran cúmulo de evidencia acerca de los efectos de especies invasoras como vectores (Lounibos, 2002; Pinder *et al.*, 2005). Para asignar el peso del nivel estatus, la matriz de decisión resultante para el primer grupo fue la siguiente (índice de consistencia < 0.00001):

	reporte	afinidad	vector
reporte	1	2.5	1.66
afinidad	1/2.5	1	1/1.5
vector	1/1.66	1.5	1

y el vector de ponderación normalizado tuvo los valores de reporte = 0.5, afinidad = 0.2 y vector = 0.3.

El mismo sistema de ponderación pareada se usó para la comparación del segundo nivel jerárquico de invasividad (tres preguntas para invasividad: introducción, establecimiento y dispersión), en donde el consenso fue resaltar con igual importancia el ingreso (Ricciardi y Rasmussen, 1998; Hulme, 2009) y el establecimiento para una invasión exitosa (García-Berthou *et al.*, 2005; pasos A-C3 en Blackburn *et al.*, 2011), más que las características de dispersión. En el segundo nivel jerárquico de impactos se decidió tratarlos con igual grado de importancia, por lo que se les asignó el mismo peso a todos los criterios. En ambos casos el índice de consistencia fue menor de 1%. El resultado de aplicar las ponderaciones a cada pregunta del segundo nivel jerárquico es un valor que refleja una preferencia (normalizada) de las 10 preguntas y que se pudo utilizar para evaluar cada especie. Por ejemplo, para la primera pregunta (reporte como invasora) el peso ponderado del primer nivel jerárquico se multiplicó por el valor ponderado de la pregunta en el segundo nivel jerárquico, de tal manera que se tiene $0.25 \times 0.5 = 0.125$ para el modelo PI y $0.5 \times 0.5 = 0.25$ para el modelo BT.

El siguiente elemento que se consideró y que no usó la escala fundamental fue la asignación de un valor nu-

mérico de intensidad a las respuestas (de *a* a *f*) y otro valor de intensidad a la incertidumbre (cuadro 5). La asignación de un valor numérico a las preguntas que son una variable ordinal discreta se realizó utilizando un valor de intensidad (Saaty, 2012). El valor de intensidad es simplemente un valor numérico (entre 0 y 1) que se le asigna a cada tipo de respuesta y que permite mantener la característica de ordinalidad, de tal manera que una respuesta de “muy alto” corresponde a un valor de intensidad mayor que una respuesta de “alto” y “medio”. Asumiendo una postura de principio precautorio para minimizar riesgo, se asignó un valor de intensidad medio en las preguntas para las cuales no existía información suficiente para tomar una decisión y una incertidumbre máxima, como resultado de la falta de información. La implicación es lógica en términos del principio precautorio, pero también es estadística, ya que al asignar un valor medio (0.5) existe la disponibilidad a estar equivocados y asumir un error máximo de 0.5.

De esta manera, el resultado final de la evaluación de riesgo es un índice de riesgo (IR) de valor numérico (entre 0 y 1) que incorpora la ponderación de los criterios en dos niveles jerárquicos consensuada por expertos: las respuestas a los criterios y la incertidumbre en donde los valores de IR más cercanos a 1 indicarían mayor riesgo. La construcción final del índice de riesgo para cada especie sería:

$$IR = \sum_{i=1}^n \text{peso ponderado pregunta } i \times \text{valor de intensidad de la pregunta } i \times \text{valor de intensidad de la incertidumbre de la pregunta } i$$

Cuanto mayor sea el valor de IR mayor será el riesgo y menor la incertidumbre. El presente método difiere de otros análisis de riesgo que clasifican el valor numérico

Cuadro 5. Valores de intensidad (numérico cuantitativo) asignados a cada tipo de respuesta y nivel de incertidumbre asociado al sistema de análisis de riesgo (capítulo 6; véase el texto para las preguntas y valores de incertidumbre)

Respuesta a la pregunta	Valor de la respuesta	Nivel de incertidumbre	Valor de intensidad asignado a la pregunta o a la incertidumbre
A	muy alto	mínimo	1
B	alto	bajo	0.75
C y F	medio/se desconoce	medio/máximo	0.5
D	bajo	alto	0.25
E	nulo		0

en pocas categorías (Pheloung *et al.*, 1999; Copp *et al.*, 2005; Baker *et al.*, 2008; Koop *et al.*, 2011). Para lograr una categorización de una variable para fines prácticos que represente el índice de riesgo (IR) se combinaron los valores de intensidad de las 10 respuestas y los valores de intensidad de la incertidumbre en una matriz (cuadro 6). Esta matriz genera los valores del centro de la distribución para esa combinación de variables. Por ejemplo, si se generan todas las respuestas e incertidumbres con respuesta de “medio” (valor de intensidad de 0.5), entonces se obtendría un valor de 0.25. Se proponen las siguientes categorías de riesgo iniciales, riesgo muy alto (RMA)=valores de IR mayores de 0.5; riesgo alto (RA)=valores de IR mayores de 0.25 y menores o iguales a 0.5; riesgo medio (RM)=valores de IR mayores de 0.125 y menores o iguales a 0.25; riesgo bajo (RB)=valores de IR por debajo de 0.125. Así, todas las especies de riesgo medio, alto y muy alto deberán ser controladas; su uso deberá restringirse o prohibirse su ingreso al país.

Cuadro 6. Matriz de decisión de las respuestas y su incertidumbre (entre paréntesis su valor de intensidad) para categorizar el índice de riesgo (IR)

Valor de la pregunta	Valor de la incertidumbre			
	mínima (1)	baja (0.75)	media (0.5)	alta (0.25)
muy alto (1)	1	0.75	0.5	0.25
alto (0.75)	0.75	0.56	0.375	0.1879
medio (0.5)	0.5	0.375	0.25	0.125
bajo (0.25)	0.25	0.1879	0.1250	0.0625
no existe evidencia (0)	0	0	0	0

Nota: véase el texto para las preguntas y los valores de incertidumbre. Se asigna un valor medio cuando no existe información suficiente y cuando la incertidumbre es máxima.

EJEMPLOS

Para ejemplificar el método se utilizó *Salvinia molesta* (Pteridophyta, Salviniaceae), una planta acuática exótica invasora presente en México. Se respondieron las 10 preguntas del análisis de riesgo (capítulo 6) con información de diversas fuentes (bases de datos y diversos artículos científicos). Por ejemplo, para la primera pregunta la respuesta es MA (muy alto), ya que es ampliamente conocido que *S. molesta* es una especie reportada en muchas partes del mundo como especie invasora

y se encuentra dentro de las 100 especies más invasoras del GISP. Los reportes han sido registrados por dependencias de gobierno, artículos científicos y bases de datos especializadas, por lo que se le asigna la incertidumbre mínima. Si convertimos las respuestas en valores de intensidad, tenemos un valor de 1 para la respuesta y un valor de 1 para la incertidumbre (cuadro 5). El valor ponderado (cuadro 4) para la primera pregunta de la evaluación de *S. molesta* sería de 0.25 (ponderación de la pregunta) × 1 (valor de intensidad de la respuesta) × 1 (valor de intensidad de la incertidumbre) = 0.125 (valor ponderado de la respuesta con incertidumbre para la primera pregunta). Este mismo proceso se repitió para las nueve preguntas restantes. El valor de riesgo (IR) para *S. molesta* fue la suma del valor de riesgo de todas las preguntas y se comparó con los valores del riesgo ponderado (cuadro 7). Los resultados para *S. molesta* son mayores de 0.5 en ambos modelos (modelo PI=0.67633 y modelo BT=0.73906), lo cual la colocan dentro de las especies de alto riesgo (cuadro 6). Utilizando el mismo ejercicio para tres especies más [*Eichhornia crassipes* (Angiosperma Pontederiaceae), *Oroechromis niloticus* (Animalia: Cichlidae) y *Poecilia reticulata* (Animalia: Poeciliidae)], su IR las coloca también dentro de las especies de muy alto riesgo (cuadro 8).

PERSPECTIVAS Y CONCLUSIONES

Los análisis de riesgo son una herramienta flexible de evaluación; si bien su estructura y componentes pueden variar dependiendo de su propósito, escala y usuarios, el proceso tiene una base sólida para medir de forma cualitativa o cuantitativa la probabilidad de que ocurran eventos que pueden tener diferentes consecuencias (Arthur, 2008). Por ello son un elemento indispensable en la toma de decisiones, en particular para nuestro país, que se encuentra ante la necesidad de generar listas de especies que puedan ser catalogadas como invasoras, de acuerdo con diversos criterios. El método que se muestra en el presente capítulo trata de responder a esta necesidad asignando niveles de riesgo a una amplia diversidad de especies. El método se ve fortalecido ya que el algoritmo tiene criterios claros, resultado de la opinión experta en diversos grupos taxonómicos, y su aplicación puede hacerse de manera rápida. Por ejemplo, varios de los autores del capítulo han podido hacer análisis de riesgo en periodos de uno

Cuadro 7. Ejemplo del uso de los dos modelos de ponderación y los valores de intensidad a las preguntas del análisis de riesgo para generar un índice de riesgo (IR) en *Salvinia molesta*

Pregunta	Pesos ponderados Modelo PI	Pesos ponderados Modelo BT	Respuesta a pregunta	Incertidumbre	Valor de intensidad respuesta	Valor de intensidad incertidumbre	Valor por pregunta utilizando IR Modelo PI	Valor por pregunta utilizando IR Modelo BT
Estatus								
1. Reporte	0.125	0.25	MA	Mínima	1	1	$0.125 \times 1 \times 1 = 0.125$	$0.25 \times 1 \times 1 = 0.25$
2. Afinidad taxonómica	0.05	0.1	MA	Mínima	1	1	$0.05 \times 1 \times 1 = 0.05$	$0.1 \times 1 \times 1 = 0.1$
3. Vector	0.075	0.15	MA	Media	1	0.5	$0.075 \times 1 \times 0.5 = 0.0375$	$0.15 \times 1 \times 0.5 = 0.075$
Invasividad								
4. Introducción	0.2	0.1	M	Media	0.5	0.5	$0.2 \times 0.5 \times 0.5 = 0.05$	$0.1 \times 0.5 \times 0.5 = 0.025$
5. Establecimiento	0.2	0.1	MA	Mínima	1	1	$0.2 \times 1 \times 1 = 0.2$	$0.1 \times 1 \times 1 = 0.1$
6. Dispersión	0.1	0.05	M	Mínima	0.5	1	$0.1 \times 0.5 \times 1 = 0.05$	$0.05 \times 0.5 \times 1 = 0.025$
Impactos								
7. Salud	0.0625	0.0625	MA	Media	1	0.5	$0.065 \times 1 \times 0.5 = 0.02343$	$0.065 \times 1 \times 0.5 = 0.02343$
8. Económico/social	0.0625	0.0625	A	Mínima	0.75	1	$0.065 \times 0.75 \times 1 = 0.0468$	$0.065 \times 0.75 \times 1 = 0.0468$
9. Ambiental	0.0625	0.0625	A	Mínima	0.75	1	$0.065 \times 0.75 \times 1 = 0.0468$	$0.065 \times 0.75 \times 1 = 0.0468$
10. Ecológico	0.0625	0.0625	A	Mínima	0.75	1	$0.065 \times 0.75 \times 1 = 0.0468$	$0.065 \times 0.75 \times 1 = 0.0468$
Suma	1	1					0.67633	0.73906

Nota: 1 a 10 se refiere al número de pregunta respondida.

Cuadro 8. Valores de riesgo con los dos modelos para cuatro especies acuáticas seleccionadas (dos plantas y dos peces) que tienen características invasoras

Especie	Índice de riesgo Modelo PI	Índice de riesgo Modelo BT
<i>Eichhornia crassipes</i>	0.98125	0.9625
<i>Poecilia reticulata</i>	0.51797	0.53672
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.61406	0.6
<i>Salvinia molesta</i>	0.67633	0.7390

a tres días aplicando este algoritmo, en comparación con otro tipo de métodos que además necesitan un mayor grado de especialización del evaluador. Sin embargo, aún existen varios aspectos importantes que se deben considerar. El primero es la validación del modelo en sí. La primera validación del modelo es el contraste contra una hipótesis nula (en donde todas las respuestas tengan la misma ponderación) y los análisis preliminares indican que los modelos que se proponen sí difieren estadísticamente de un modelo nulo (Golubov *et*

al., datos no publicados). Este resultado da cierta certeza de que la ponderación de los criterios tiene una consecuencia en el resultado final y es consistente con los hallazgos documentados en la literatura científica y la opinión de los expertos en cuanto al peso que se asignó a cada criterio. El segundo aspecto que se tiene que tomar en cuenta es la validación de los resultados del IR con otros instrumentos de análisis de riesgo, en particular de aquellos que hacen análisis más completos. Por ejemplo, los análisis de riesgo de las especies que se encuentran en la NOM-043-FITO-1999, las cuales por ser especies cuarentenarias deberían tener índices de riesgo mayores de 0.5, y al menos sabemos que en un análisis preliminar los valores de FI-ISK (Tricarico *et al.*, 2010) se correlacionaron positiva y significativamente con el IR (Mendoza *et al.*, datos no publicados). Hay otros métodos de evaluación que pueden ser utilizados para calibrar y validar este modelo. El tercer componente a considerar es el punto de corte para la asignación de las cuatro categorías de riesgo (muy alto, alto, medio y bajo). La primera aproximación fue utilizar criterios del principio precautorio, en el que la cota de mayor riesgo

la imponen los valores de las preguntas, a las que se les da valor medio (0.5) pero con alta certidumbre (valor de 1) o valores altos a las preguntas (valor de 1) con incertidumbre media a máxima (0.5). Se espera que el método propuesto pueda ser un punto de partida para generar un listado de especies con su respectivo índice de riesgo que pueda ser utilizado por las diversas instituciones. Esta primera aproximación debe ser utilizada como criterio de decisión para llevar a cabo un análisis de riesgo más detallado, como el de la CCA (Mendoza, 2009), u otros específicos para malezas (Pheloung *et al.*, 1999) o varias especies (Baker *et al.*, 2008). En esta etapa es especialmente valioso tener una herramienta de evaluación rápida cuando se pretende evaluar un número grande de especies transportables por alguna vía, ya que puede, por ende, complementar los análisis de vías de introducción (véase el capítulo 8). Por lo general, no se llevan a cabo análisis de riesgo de especies que están en su límite de distribución conocido; sin embargo, se pueden realizar para analizar casos de posibles translocaciones. Finalmente, una ventaja adicional del método es que las especies pueden ser reevaluadas con relativa facilidad en el momento en que se tenga nueva información.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todos los participantes del II Taller de criterios para el listado de especies exóticas invasoras, con quienes logramos obtener un consenso en la ponderación. Tania Urquiza Haas, Saúl Castañeda y Sergio Zalba revisaron y mejoraron el manuscrito de manera sustantiva.

REFERENCIAS

- Alcaraz, C., A. Vila-Gispert y E. Garcia-Berthou. 2005. Profiling invasive fish species: The importance of phylogeny and human use. *Diversity and Distributions* 11: 289-298.
- Andersen, M.C., H. Adams, B. Hope y M. Powell. 2004. Risk assessment for invasive species. *Risk Analysis* 24: 787-793.
- Arthur, J.R. 2008. General principles of the risk analysis process and its application to aquaculture, en M.G. Bondad-Reantaso, J.R. Arthur y R.P. Subasinghe (eds.). *Understanding and applying risk analysis in aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical paper 519. Rome, FAO, pp. 3-8. <http://academia.edu/1226062/Introduced_marine_species_risk_assessment_aquaculture>.
- Baker, R.H.A., R. Black, G.H. Copp, K.A. Haysom, P.E. Hulme, M.B. Thomas, A. Brown M. Brown, R.J.C. Cannon, J. Ellis, M. Ellis, R. Ferris, P. Glaves, R.R. Gozlan, J. Holt, E. Howe, J.D. Knight, A. MacLeod, N.P. Moore, J.D. Mumford, S.T. Murphy, D. Parrot, C.E. Sansford, G.C. Smith, S. St Hilaire y N.L. Ward. 2008. The UK risk assessment scheme for all non-native species. *Neobiota* 7: 46-57.
- Blackburn, T., P. Pysek, S. Bacher, J.T. Carlton, R.P. Duncan, V. Jarsosik, J.R.U. Wilson y D.M. Richardson. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 333-339.
- CCA. 2009. Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. Montreal, Quebec, Canadá.
- Copp, G.H., R. Garthwaite y R. Gozlan. 2005. Risk, identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspective in protocols for the UK. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 371-373.
- Daehler, C.C., y D.A. Carino. 2000. Predicting invasive plants: prospect for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions* 2: 93-102.
- Dahlstrom Davidson, A., M.L. Campbell y C.L. Hewitt. 2013. The role of uncertainty and subjective influences on consequence assessment by aquatic biosecurity experts. *Journal of Environmental Management* 127: 103-113.
- DOF. 1999. Norma Oficial Mexicana NOM-043-FITO-1999, Especificaciones para prevenir la introducción de malezas cuarentenarias a México. Diario Oficial de la Federación, 1 de marzo de 2000.
- DOF. 2010. Ley General de Vida Silvestre. Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la LGEEPA y de la LGVS. Diario Oficial de la Federación, 6 de abril de 2010.
- García-Berthou, E., C. Alcaraz, Q. Pou-Rovira, L. Zamora, G. Coenders y C. Feo. 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 453-463.
- Hulme, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46: 10-18.
- IPPC. 2007. ISPM No 2 Framework for Pest Risk Analysis. Rome, IPPC, FAO.
- Kolar, C.S., y D.M. Lodge. 2002. Ecological predictions and risk assessment for saline fishes in North America. *Science* 298: 1233-1236.
- Koop, A.L., L.P. Newton, L. Kohl, L.C. Millar, R. Griffin, S. Bloem, A.M. Jackson, D.M. Borchert y J.P. Thomson. 2012. WRA 101 Weed Risk Assessment Workshop. 19-22 June 2012. USDA, APHIS, PPQ, CPHST, Plant Epidemiology and Risk Analysis Laboratory. Raleigh NC, USA. 160 pp.
- Koop, A.L., L.P. Folwer, L.P. Newton y B.P. Caton. 2011. Development and validation of a weed screening tool for the United States. *Biological Invasions* 14: 273-294.
- Larson, B.M.H., C. Kueffer, Zif Working Group on Ecological Novelty. 2013. Managing invasive species amidst high uncertainty and novelty. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 255-256.
- Lounibos, L.P. 2002. Invasions by insect vectors of human disease. *Annual Review of Entomology* 47: 233-266.

- Mendoza, R., B. Coudmore, R. Orr, J. Fisher, S. Contreras, W. Courtenay, P. Koleff, N. Mandrak, P. Álvarez, M. Arroyo, C. Escalera, A. Guevara, G. Greene, D. Lee, A. Orbe, C. Ramírez y O. Stabridis. 2009. *Trinational Risk Assessment Guidelines for Aquatic Invasive Species: Test cases for Snakeheads (Channidae) and Armored Catfishes (Loricariidae) in North American Inland Waters*. Commission for Environmental Cooperation. Montreal, Canadá, 98 pp.
- Moyle, P.B., y M.P. Marchetti. 2006. Predicting invasion success: freshwater fishes in California as a model. *BioScience* 56: 515-524.
- OIE. 2012. *Código sanitario para los animales terrestres*. Normas Internacionales, Organización Mundial de Sanidad Animal. <www.oie.int/es/normas-internacionales/codigo-terrestre/acceso-en-linea> (consultado en julio de 2013).
- Pheloung, P.C., P.A. Williams y S.R. Halloy. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57: 239-251.
- Pinder, A.C., R.E. Gozlan y J.R. Britton. 2005. Dispersal of the invasive top mouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* in the UK: a vector for an emergent infectious disease. *Fisheries Management and Ecology* 12: 411-414.
- Reichard, S.H., y C.W. Hamilton. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology* 11: 193-203.
- Ricciardi, A., y J.B. Rasmussen 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1759-1765.
- Saaty, T.L. 1980. *The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation*. McGraw-Hill, USA.
- Saaty, T.L. 2012. *Decision making for leaders. The analytic hierarchy process for decisions in a complex world*. University of Pittsburgh, PA, USA.
- Saaty, T.L. 2013. *Fundamental of decision and priority theory with the analytic hierarchy process*. University of Pittsburgh, PA, USA.
- Simberloff, D., J.L. Martin, P. Genovesi, V. Maris, D.A. Wardel, J. Aronson, F. Courchamp, B. Galil, E. Garcia-Berthou, M. Pascal, P. Pusek, R. Sousa, E. Tabacchi y M. Vila. 2013. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 58-66.
- Statzner, B., N. Bonaday y S. Doledec. 2008. Biological attributes discriminating invasive from native European stream invertebrates. *Biological Invasions* 10: 517-530.
- Tricarico, E., L. Vilizzi, F. Gherardi y G.H. Copp. 2010. Calibration of FI-ISK, and invasiveness screening tool for non-native freshwater invertebrates. *Risk Analysis* 30: 285-292.
- WTO. 1995. Agreement on the application of sanitary and phytosanitary measures. World Trade Organization. Disponible en <www.wto.org/english/docs_e/legal_e/15-sps.pdf> (consultado en julio de 2013).

