

# Integración de impactos ecológicos causados por plantas exóticas invasoras: propuesta metodológica

P. Castro-Díez<sup>1\*</sup>, Á. Alonso<sup>1</sup>, M. Gutiérrez-López<sup>2</sup>, P. de las Heras<sup>3</sup>, S. Medina-Villar<sup>1</sup>, E. Pérez-Corona<sup>3</sup>, D. Trigo<sup>2</sup>, B.R. Vázquez de Aldana<sup>4</sup>

(1) Departamento de Ciencias de la Vida, Facultad de Ciencias, Universidad de Alcalá, 28805 Alcalá de Henares, Madrid, España.

(2) Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, 28040 Madrid, España.

(3) Departamento de Ecología, Universidad Complutense de Madrid, 28040 Madrid, España.

(4) Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca, IRNASA-CSIC, 37008, Salamanca, España.

\* Autor de correspondencia: Pilar Castro-Díez [[mpilar.castro@uah.es](mailto:mpilar.castro@uah.es)]

> Recibido el 22 de septiembre de 2014 - Aceptado el 19 de diciembre de 2014

Castro-Díez, P., Alonso, A., Gutiérrez-López, M., de las Heras, P., Medina-Villar, S., Pérez-Corona, E., Trigo, D., Vázquez de Aldana, B.R. 2015. Integración de impactos ecológicos causados por plantas exóticas invasoras: propuesta metodológica. *Ecosistemas* 24(1): 12-17. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-1.03

Tanto en España como en Europa existen demasiadas plantas exóticas invasoras para poder afrontar la gestión de todas ellas, por lo que es necesario priorizar las más nocivas. Sin embargo, ello requiere disponer de medidas cuantitativas, sistemáticas y comparables de su impacto. La información disponible es desigual en cuanto a los criterios y variables para medir impactos y por tanto difícil de integrar. Proponemos el siguiente método para integrar medidas de impactos procedentes de distintos estudios: 1) Búsqueda de casos de estudio, 2) cálculo de tamaños del efecto; 3) clasificación de los casos por nivel de organización, 4) integración de los tamaños del efecto para cada especie y nivel de impacto con técnicas de meta-análisis, y 5) estima de un índice de fiabilidad (basado en el número de casos) y otro de consistencia (basado en la heterogeneidad entre casos). Aplicamos este método para estimar los impactos en España de tres árboles invasores (*Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia* y *Ulmus pumila*). Encontramos 50 casos para *A. altissima*, 39 para *R. pseudoacacia* y 15 para *U. pumila*. Los impactos en el nivel de ecosistema (fertilidad) fueron los más estudiados, mientras que los de comunidad e individuo están menos documentados. *Robinia pseudoacacia* tiende a incrementar la fertilidad, mientras que *A. altissima* no altera esta propiedad. La metodología propuesta tiene la ventaja de permitir estimar el impacto con datos de estudios diversos, pero su aplicación está limitada por la disponibilidad de casos de estudio.

**Palabras clave:** *Ailanthus altissima*; especies invasoras; impactos ecológicos; meta-análisis; *Robinia pseudoacacia*; *Ulmus pumila*

Castro-Díez, P., Alonso, A., Gutiérrez-López, M., de las Heras, P., Medina-Villar, S., Pérez-Corona, E., Trigo, D., Vázquez de Aldana, B.R. 2015. Integration of ecological impacts by invasive exotic plants: a methodological approach. *Ecosistemas* 24(1): 12-17. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-1.03

In Spain as in Europe there are too many invasive alien plants to address their management, so it is necessary to give priority to the most harmful species. But this requires the use of quantitative, systematic and comparable impact measures. The information available is uneven in terms of the criteria and variables to measure impacts and, therefore, difficult to integrate. We propose the following method to integrate measures of impacts from different studies: 1) search for case studies, 2) calculation of effect sizes; 3) classification of cases by level of organization, 4) integration of all effect sizes for each species and level of impact with meta-analysis techniques, and 5) estimate a consistency index (based on the heterogeneity among cases) and of reliability (based on the number of cases). We apply this method to estimate the impacts in Spain of three invasive trees (*Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia* and *Ulmus pumila*). We found 50 cases for *A. altissima*, 39 for *R. pseudoacacia* and 15 for *U. pumila*. The impacts at the ecosystem level (fertility) were the most studied, while the community or the individual level are less documented. *Robinia pseudoacacia* tends to increase fertility, while *A. altissima* does not alter this property. The proposed methodology has the advantage of allowing an impact assessment using data from disparate studies, but its application is limited by the availability of case studies.

**Key words:** *Ailanthus altissima*; especies invasoras; impactos ecológicos; meta-análisis; *Robinia pseudoacacia*; *Ulmus pumila*

## Introducción

Se consideran "especies exóticas invasoras" (EEI) aquellas procedentes de regiones remotas, que han sido capaces de establecerse en el medio natural y formar poblaciones viables, expandirse y alterar los ecosistemas invadidos (Richardson et al. 2000; Vilà et al. 2008). Estas especies pueden alterar en mayor o menor medida la estructura y funcionamiento de los ecosistemas que invaden. En el caso de las plantas exóticas invasoras (o simplemente plantas invasoras) se ha constatado que pueden alterar la producción primaria, los ciclos de agua y nutrientes, el secuestro de carbono, el régimen de incendios o los valores estéticos de los ecosistemas (Vilà et al.

2010; Le Maitre et al. 2011; Dodet y Collet 2012). En Europa se estima que hay unas 12 000 especies exóticas, de las cuales un 10-15 % se consideran invasoras (European-Environmental-Agency 2012; European-Commission 2014). En el caso de España, el RD 630/2013 recoge 66 especies de plantas vasculares consideradas exóticas invasoras, aunque probablemente existan muchas más, como sugiere el "listado de especies potencialmente invasoras" del derogado RD 1628/2011. Dado el elevado número de especies y la limitación de recursos económicos, resulta poco viable tratar de desarrollar planes de gestión para todas las especies incluidas en dichos listados. Por ello, una aproximación más eficaz requiere imperativamente información sobre qué especies y en qué situaciones los im-

pactos son más graves y por tanto deberían ser priorizadas (Thiele et al. 2010). De hecho, el Reglamento 1143/2014 recientemente aprobado por el Parlamento Europeo, reconoce que, dado el elevado número de EEI, se debería establecer una lista de especies prioritarias en Europa, basada en el conocimiento de los daños que estas causan (European-Commission 2014).

Los progresos de las últimas décadas se han centrado más en identificar las causas del éxito de las especies invasoras que en cuantificar los impactos que generan (Thiele et al. 2010; Pyšek et al. 2012). Una reciente revisión pone de manifiesto que ni siquiera se ha alcanzado un acuerdo sobre lo que se considera "impacto" (Jeschke et al. 2014). Así, hay autores que adoptan una definición neutra (que es la que seguimos en este artículo), considerando impacto a cualquier cambio de cualquier propiedad del ecosistema inducido por una EEI (Kumschick et al. 2012; Castro-Díez et al. 2014a), mientras que otros restringen el término a aquellos casos donde el cambio tiene connotaciones negativas para el hombre (Davis y Thompson 2001; EPPO 2007). Por otro lado, la información cuantitativa publicada sobre impactos de plantas invasoras es escasa y está muy sesgada en cuanto a especies y variables (Hulme et al. 2013). Dado que, desde un enfoque neutral, existen multitud de parámetros con los que se puede cuantificar el impacto, resulta difícil integrarlos en un solo métrico que sea consistente y comparable. Así, por ejemplo, el impacto del árbol invasor *Ailanthus altissima*, resultó insignificante al analizar su efecto alelopático sobre especies herbáceas nativas (Catalán et al. 2013), pero fue notable sobre la cantidad de nitrógeno que aporta al suelo, en comparación con otras especies coexistentes (González-Muñoz et al. 2013). Por último, se ha constatado que la misma especie puede causar impacto o no dependiendo de la antigüedad de la invasión, de la comunidad invadida o de las condiciones abióticas de la zona (Vilà et al. 2006; Lavoie 2010; Castro-Díez et al. 2014a).

Teniendo en cuenta todas las dificultades anteriores, en este artículo proponemos un método para integrar medidas de impacto procedentes de estudios diversos y lo aplicamos a la cuantificación de los impactos de tres especies de árboles exóticos que invaden las riberas españolas: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Robinia pseudoacacia* L. y *Ulmus pumila* L. Nuestra propuesta supone los siguientes pasos:

1. Compilar información (publicada e inédita) de los impactos que causan en distintos aspectos funcionales del ecosistema.
2. Clasificar las variables utilizadas para medir impacto en categorías, según el nivel de organización del ecosistema al que afectan.
3. Integrar las distintas medidas de impacto dentro cada categoría en un único valor, usando técnicas de meta-análisis.
4. Estimar la fiabilidad de los impactos medidos en función del número de trabajos en que se basan, así como la consistencia de los resultados obtenidos.

Este método puede servir de ejemplo para ser aplicado a otras especies, o para revisar las medidas de impacto de estas mismas especies a medida que se vaya generando nueva información.

## Materiales y Métodos

### Especies de estudio

*Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia* y *Ulmus pumila* son tres especies de árboles exóticos frecuentes en España. *Ailanthus altissima* procede del sureste de China, desde donde se ha introducido en numerosos países de América y Europa como planta ornamental y para controlar la erosión. La primera cita en Europa data de 1751 en Inglaterra y en España se cita desde 1818, estando en la actualidad citada en 39 provincias españolas (Sanz Elorza et al. 2004; Castro-Díez et al. 2014b). *Robinia pseudoacacia* procede de la zona centro y este de EE.UU. Fue introducida en el S. XVII en Europa con fines ornamentales. La primera especie se encuentran en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013), mientras que ambas aparecen en el listado de las 100 peores especies invasoras en Europa (DAISIE 2009). *Ulmus pumila* es nativa del norte y noreste de China, este de Siberia y

Corea. La primera cita de esta especie en España corresponde a la época de Felipe II, cuando fue introducida en los Reales Jardines de Aranjuez. Más adelante, en 1860, fue llevada a EEUU, donde también se ha naturalizado. Aunque no está recogida en los listados de especies invasoras ni de España ni de Europa, muestra una clara tendencia expansiva en España (Castro-Díez et al. 2014b).

### Recopilación de datos

En septiembre de 2014 se realizó una búsqueda de artículos que aportaran medidas de impactos de alguna de las tres especies en ecosistemas españoles en *Isi Web of Knowledge* con los siguientes criterios de búsqueda: ("AILANTHUS" OR "ROBINIA" OR "ULMUS PUMILA") AND "IMPACT" AND "SPAIN". A los datos obtenidos de estos trabajos añadimos otros inéditos recopilados por los autores. El listado completo de trabajos utilizados (publicados e inéditos) se muestra en el **Apéndice 1**.

Los criterios que debían cumplir los datos para ser incluidos en este análisis fueron los siguientes:

1. El estudio aporta valores de variables cuantitativas, relacionadas con propiedades y funciones de organismos, poblaciones, comunidades o ecosistemas, medidas simultáneamente para una especie invasora/sitio invadido y para una especie nativa dominante/ sitio no invadido (ver **Tabla 1**). Este último ha de estar próximo al anterior y mostrar condiciones similares, de forma que la principal diferencia detectable entre ambos sitios sea la presencia de la especie invasora.
2. Se incluyen tanto estudios de campo (por ej. medidas de parámetros edáficos bajo el dosel de un bosque invadido y no invadido) como de laboratorio (por ej. cuantificación del efecto de los exudados de hojarasca exótica y nativa sobre el crecimiento de herbáceas nativas).
3. Las variables incluidas en el análisis deben ser independientes. Por ejemplo, si el mismo estudio proporciona medidas de amonio, nitrato y nitrógeno inorgánico total en el suelo, solamente se considera la última, ya que resulta de la suma de las dos anteriores.
4. Los valores de las variables incluyen la media, una medida de dispersión y el número de réplicas.

Entre los trabajos seleccionados adoptamos los siguientes criterios para establecer los casos de estudio (unidades de análisis):

1. Si el mismo estudio aporta datos para más de una especie invasora, sitio de estudio o variable independiente, cada uno se considera un caso de estudio independiente (Borenstein et al. 2009).
2. No se consideran casos de estudio independientes las situaciones que se enumeran a continuación.
  - a) Cuando un estudio aporta medidas repetidas de las mismas variables, sitios y especies en distintos tiempos se promediaron los efectos medidos para cada tiempo.
  - b) Cuando el mismo estudio compara una misma especie invasora con más de una especie nativa, se estimaron las diferencias de las variables entre la invasora y cada nativa y se promediaron sus efectos para obtener un único valor de impacto.
  - c) Cuando el mismo estudio cuantifica las mismas variables en las mismas especies con aproximaciones distintas (experimental y observacional) se promediaron los efectos medidos con cada aproximación, con el fin de obtener un único valor de impacto para cada combinación de especie, estudio y variable.

Para promediar los efectos, así como sus varianzas, se siguió el procedimiento para combinar tamaños de los efectos en un solo tamaño del efecto medio ( $d^*$ ) que se describe en el siguiente apartado.

Las variables recopiladas se agruparon en categorías de acuerdo con el nivel de organización del ecosistema a que hacían referencia (individuos, poblaciones, comunidades y ecosistemas) y en el caso de ecosistemas, según el tipo de propiedad/función con que se relacionaba. Las categorías resultantes se muestran en la **Tabla 1**.

**Tabla 1.** Variables recopiladas para cuantificar impactos ecológicos de árboles exóticos invasores, clasificadas por nivel de organización y por categoría. En la última columna se indica el número de la referencia de la que se obtuvieron los valores para esas variables, de acuerdo a la lista de referencias del Apéndice 1.

**Table 1.** List of the variables compiled to quantify the ecological impact by exotic invasive trees, classified by level of organization and impact category. The last column shows the reference number of the studies from which the variables were obtained, according to the list shown in Appendix 1).

Nivel de organización	Categoría de impacto	Variables	Referencia
Individuo	Fitness	- Crecimiento raíces y hojas de tres herbáceas nativas ( <i>Trifolium repens</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Chenopodium album</i> ).	8
Población	Abundancia de poblaciones	- Abundancia de los siguientes grupos de invertebrados edáficos: ácaros, arañas, isópodos, colémbolos, miriápodos, insectos - Abundancia de tres especies de lombrices de tierra: <i>Lumbricus friendi</i> , <i>Microcoleles dubius</i> , <i>Octodrilus complanatus</i> - Biomasa fúngica en ríos	4, 5, 7
Comunidad	Estructura y abundancia de comunidades	- Abundancia de invertebrados acuáticos en la hojarasca caída al río. - Riqueza de lombrices de tierra	5, 7
Ecosistema	Fertilidad del suelo	- Contenido en nitrógeno mineral o total, nitrato, amonio, fósforo, carbono, materia orgánica - pH suelo	1, 2, 4, 6, 9
	Flujo de nutrientes	- Actividad de fosfatasa ácida en suelo - Tasa de mineralización del nitrógeno - Tasa de descomposición de hojarasca	2, 3, 6

## Análisis de datos

Para cada caso de estudio (par de medidas de la misma variable tomadas en un sitio invadido/especie invasora y en un sitio no invadido/especie nativa), se estimó el tamaño de efecto de la invasión utilizando el parámetro  $d$  de Hedges (ecuación 1), donde el efecto está ponderado por el número de réplicas y por la inversa de la varianza (Rosenberg et al. 2000).

$$d = \frac{(\bar{X}^i - \bar{X}^n)}{S} J \quad (\text{ecuación 1})$$

siendo  $\bar{X}^i$  y  $\bar{X}^n$  los valores medios de la variable en la situación invadida y no invadida, respectivamente,  $S$  la desviación estándar combinada y  $J$  un factor de ponderación basado en el número de réplicas (ecuación 2).

$$J = 1 - \frac{3}{4(N^n + N^i - 2) - 1} \quad (\text{ecuación 2})$$

donde  $N^i$  y  $N^n$  son el número de réplicas en la situación invadida y no invadida, respectivamente.

La varianza asociada a la  $d$  de Hedges ( $V_d$ ) se calculó según la ecuación 3;

$$V_d = \frac{N^n + N^i}{N^n N^i} + \frac{d^2}{2(N^n + N^i)} \quad (\text{ecuación 3})$$

Cuando la  $d$  de Hedges (ecuación 1) adopta un valor positivo indica que la variable alcanza mayor valor en el sitio invadido/especie invasora que en el control nativo, mientras que un valor negativo indica lo contrario. Asimismo, cuanto mayor es la magnitud de  $d$ , se puede considerar que el impacto de la invasión (positivo o negativo) es mayor.

Todos los valores de  $d$  recopilados para una misma especie invasora y categoría de variable (Tabla 1) se integraron en un único valor (tamaño del efecto medio,  $d^*$ ), utilizando un modelo de efectos aleatorios, donde el peso de cada caso de estudio fue ponderado por la inversa de  $V_d$ . El modelo de efectos aleatorios se seleccionó porque asume que existe un componente aleatorio en la variación de los tamaños de los efectos entre estudios. Se considera que un efecto medio es significativo cuando sus intervalos de confianza al

95 % (calculados con un procedimiento *bootstrap* a partir de 999 iteraciones) no abarcan el cero (Rosenberg et al. 2000).

## Valoración de los impactos calculados

Dado que los valores finales de  $d^*$  dependen en gran medida del número de estudios disponible, asignamos un valor de “fiabilidad” a cada uno con los siguientes criterios: “fiable”- basado en más de 20 casos de estudio; “medianamente fiable”- basado en 10-20 casos de estudio; “poco fiable”- basado en menos de 10 casos de estudio.

Por último, cuantificamos el grado de “consistencia” entre los casos de estudio utilizados para estimar cada  $d^*$  con el parámetro  $Q_T$  (ecuación 4), que mide la heterogeneidad de los tamaños del efecto entre los casos que se combinan para calcular el tamaño del efecto medio:

$$Q_T = \sum_{i=1}^n w_i (d_i - d^*)^2 \quad (\text{ecuación 4})$$

Donde  $n$  es el número de casos,  $d_i$  es el tamaño del efecto del caso  $i$  y  $w_i$  es la inversa de la varianza. Un valor significativo de  $Q_T$ , testado frente a una distribución  $\chi^2$  con  $n-1$  grados de libertad indica una heterogeneidad significativa (Rosenberg et al. 2000) y por tanto una baja consistencia del valor  $d^*$ .

Todos los cálculos se realizaron con el software Metawin, versión 2.1 (Rosenberg et al. 2000).

## Resultados

Entre los nueve estudios recopilados (Apéndice 1) obtuvimos un total de 104 casos de estudio, parte de los cuales resultaron de promediar los efectos entre dos o más valores. La especie más estudiada fue *A. altissima* con 50 casos de estudio, seguida de *R. pseudoacacia* con 39 y por último *U. pumila* con sólo 15 casos de estudio. Los casos de estudio representaron de forma desigual las categorías de impacto. Así, la categoría mejor representada fue la de “fertilidad”, con 52 casos de estudio, seguida por “flujo de nutrientes” y “abundancia de poblaciones” con 19 y 17 casos respectivamente; “fitness” y “estructura/abundancia de comunidades” fueron las categorías menos representadas, con 9 y 7 casos de estudio respectivamente.

La “consistencia” de los impactos medidos en todas las especies y categorías se puede considerar elevada, ya que en todos ellos la heterogeneidad entre casos ( $Q_T$ ) no fue significativa (Tabla 2). Sin embargo este índice es poco informativo en aquellas categorías donde el número de casos de estudio es muy bajo, ya que ello reduce la probabilidad de captar la heterogeneidad real.

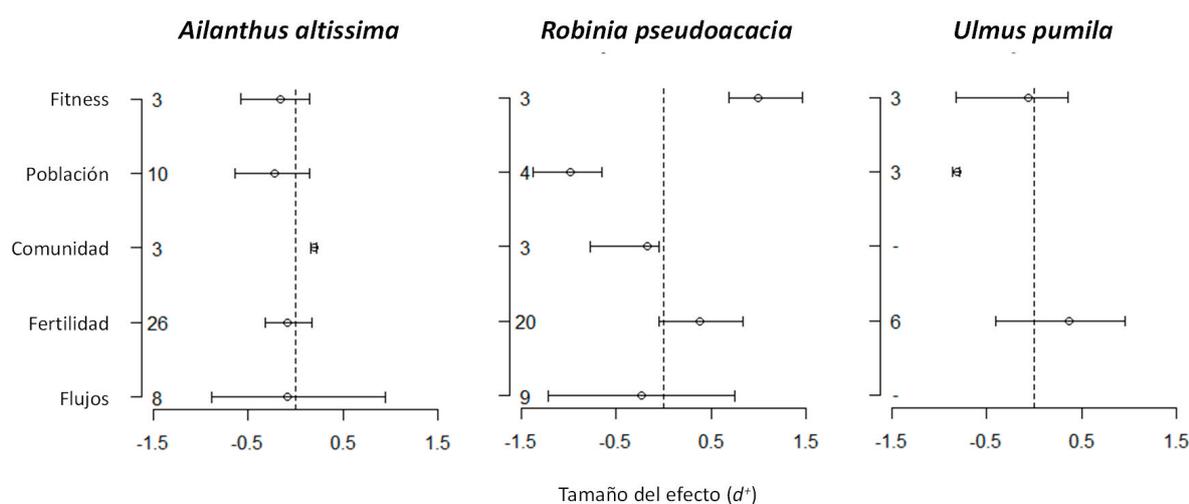
De acuerdo con nuestra clasificación de “fiabilidad” de los impactos calculados, únicamente los impactos de *A. altissima* y *R. pseudoacacia* en la fertilidad del suelo alcanzaron la categoría de “fiables”, al estar basados en al menos 20 casos de estudio; el impacto de *A. altissima* en la abundancia de poblaciones fue “medianamente fiable” al basarse en 10 casos y el resto de los impactos, estimados con menos de 10 casos de estudio, resultaron “poco fiables”, por lo que no son comentados, pero sí se muestran en la Fig. 1.

El impacto de *A. altissima* en la fertilidad y en la abundancia de poblaciones fue próximo a cero (Fig. 1), por lo que podríamos considerar que esta especie causa escasas alteraciones en los ecosistemas invadidos para las categorías referidas. El impacto de *R. pseudoacacia* tampoco fue significativo aunque muestra una tendencia positiva, como demuestra el hecho de que los límites de confianza sólo abarcaron marginalmente el cero. Con ello podemos concluir que esta especie tiende a incrementar la fertilidad del suelo, aunque, con base en los estudios disponibles, esta tendencia no llega a ser significativa. Todos los impactos significativos encontrados (aquellos cuyos límites de confianza no abarcaron el cero) están basados en solo 3 o 4 casos de estudio, por lo que no podemos considerar que tengan una representatividad suficiente como para ser considerados (Fig. 1).

**Tabla 2.** Estima de la heterogeneidad de los tamaños del efecto entre los casos que se combinaron para calcular cada efecto medio de cada especie exótica invasora en una categoría de impacto ( $Q_T$ ). Un valor significativo de  $Q_T$  ( $P < 0.05$ ) indica que la heterogeneidad es mayor de lo que cabría esperar por azar (testado frente a una distribución  $\chi^2$  con  $n-1$  grados de libertad –gl–)

**Table 2.** Heterogeneity of effect sizes among case studies used to calculate the mean effect size of each exotic invasive species on each impact category ( $Q_T$ ). A significant  $Q_T$  value ( $P < 0.05$ ) indicates that across-cases heterogeneity is greater than expected by chance (tested against a  $\chi^2$  distribution with  $n-1$  degrees of freedom –gl–)

Especie invasora	Categoría de impacto	$Q_T$	gl	P
<i>A. altissima</i>	Fitness	1.07	2	0.58
	Poblaciones	11.56	9	0.24
	Comunidad	0.03	2	0.98
	Fertilidad	28.07	25	0.30
	Flujos	9.37	7	0.23
<i>R. pseudoacacia</i>	Fitness	1.08	2	0.58
	Poblaciones	2.92	3	0.40
	Comunidad	2.19	2	0.33
	Fertilidad	23.25	19	0.23
	Flujos	9.84	8	0.28
<i>U. pumila</i>	Fitness	2.02	2	0.36
	Poblaciones	0.02	2	0.99
	Fertilidad	6.33	5	0.28



**Figura 1.** Tamaño medio del efecto ( $d^*$ ) e intervalos de confianza al 95 % de cada especie exótica invasora en cada categoría de impacto (fitness de individuos, abundancia de poblaciones, abundancia/estructura de comunidades, fertilidad y flujos de nutrientes en el ecosistema). Un valor positivo de  $d^*$  indica que la especie invasora incrementa los valores y viceversa. El efecto se considera significativo si los intervalos de confianza no abarcan el cero (línea punteada). El número de casos de estudio en que se basa el tamaño del efecto se muestra en la parte interna del eje y.

**Figure 1.** Mean effect size and 95 % bootstrap confidence intervals of each exotic invasive species on each impact category (fitness of individuals, population abundance, community structure/abundance, ecosystem fertility and ecosystem fluxes). The effect is considered as significant when the confidence intervals do not bracket zero (dashed line). The number of case studies for each impact category is shown in the part of the y-axis.

## Discusión

En este artículo aportamos una metodología que puede ser útil para integrar medidas de impacto dispares, proporcionadas por distintos estudios, en diversas categorías. Sin embargo, para poder llegar a resultados concluyentes, es necesario disponer de un elevado número de casos de estudio, que abarquen de forma equitativa los distintos niveles de organización del ecosistema.

Nuestra revisión sobre los impactos que causan *A. altissima*, *R. pseudoacacia* y *U. pumila* en los ecosistema españoles pone de manifiesto que el número de estudios disponibles para valorar es insuficiente para alcanzar conclusiones sólidas para la mayoría de las categorías de impacto consideradas. Dado que las dos primeras especies están consideradas entre las 100 peores invasoras en Europa (DAISIE 2009), cabe esperar que la información disponible para otras especies invasoras en España sea aún más escasa. De hecho, la información sobre *U. pumila* no nos ha permitido alcanzar ninguna conclusión. Nuestro estudio también muestra un considerable sesgo en la elección de variables, siendo la categoría “fertilidad de los ecosistemas” la mejor estudiada, mientras que los impactos en los niveles de comunidad e individuo están mucho menos documentados. Una revisión sobre la cuantificación de impactos por plantas invasoras en todo el mundo llevó a conclusiones similares en cuanto al sesgo en la elección de especies y variables (Hulme et al. 2013).

Nuestro estudio sólo permite obtener conclusiones fiables sobre los impactos de *A. altissima* y *R. pseudoacacia* en la fertilidad del suelo. Diversos autores, con estudios en distintas partes del mundo, han encontrado que *R. pseudoacacia* tiende a incrementar la fertilidad de los ecosistemas invadidos (Rice et al. 2004; Tateno et al. 2007). El mecanismo que explica este impacto es la capacidad de esta especie para fijar N atmosférico y en consecuencia la elevada concentración de N en los tejidos (principalmente hojas) que caen al suelo (Castro-Díez et al. 2009; Alonso et al. 2010; Castro-Díez et al. 2012; González-Muñoz et al. 2013). Sin embargo, aunque nuestra revisión para España encuentra la misma tendencia, ésta no es significativa. Ello podría deberse a que el efecto de *R. pseudoacacia* sobre la disponibilidad de N en el suelo se ve ralentizada por la elevada concentración de lignina en las hojas, que hace que su tasa de descomposición sea más lenta de lo esperado, especialmente si se compara con especies caducifolias de ribera (Castro-Díez et al. 2009; Alonso et al. 2010; Castro-Díez et al. 2012).

En el caso de *A. altissima*, el impacto promedio sobre la fertilidad se puede considerar nulo. Aunque algunos estudios, realizados en diversas partes del mundo, encuentran que esta especie incrementa la fertilidad del suelo (Vilà et al. 2006; Gómez-Aparicio y Canham 2008), en los bosques de ribera del centro peninsular – uno de los hábitats naturales más invadidos por esta especie – no hemos encontrado efectos, posiblemente porque las propiedades físico-químicas de su hojarasca no difieren sustancialmente de las que muestran las especies nativas (Castro-Díez et al. 2009; Castro-Díez et al. 2012). Este resultado resalta de nuevo la influencia del contexto en la cuantificación del impacto.

A pesar de que los dos impactos comentados han sido valorados como “fiables” (basados en al menos 20 casos de estudio) y “consistentes” (heterogeneidad entre casos no significativa), hay que tener en cuenta que la mayoría de los casos considerados proceden de estudios realizados por el mismo grupo de investigación en un área geográfica reducida. Por ello, estas conclusiones se pueden considerar representativas para los bosques de ribera del centro peninsular, pero ignoramos si pueden ser extrapolables a toda España. Dado que la magnitud e incluso dirección de los impactos pueden variar según el contexto (clima, propiedades del suelo, comunidad nativa, tiempo desde la invasión, tipo de estudio (observacional o experimental), etc. (Scott et al. 2001; Strayer et al. 2006; Pyšek et al. 2012; Hulme et al. 2013; Castro-Díez et al. 2014a), sería necesario que en el futuro se ampliara el rango geográfico donde los impactos son evaluados. Asimismo, disponer de un elevado número de casos de estudio permitiría determinar cómo dichos factores afectan a la medida de impacto.

## Conclusión

Nuestro estudio ofrece una metodología para integrar medidas de impacto recogidas de estudios diversos, que puede ser útil para que los gestores prioricen las actuaciones sobre especies invasoras en función de su impacto. La actual escasez de estudios que cuantifiquen el impacto de los tres árboles exóticos seleccionados para aplicar nuestra metodología, únicamente permite concluir que *R. pseudoacacia* tiene mayor potencial que *A. altissima* para alterar la fertilidad del suelo. Urge disponer de más estudios que cuantifiquen el impacto de estas y otras especies en otros niveles de organización (individuos, poblaciones, comunidades) y en un rango geográfico más amplio. Ello permitiría aplicar metodologías para la cuantificación de impactos con conclusiones más sólidas.

## Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto del Ministerio de Ciencia e Innovación CGL2010-16388/BOS, por el proyecto de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha POII10-0179-470, por el proyecto de la Universidad de Alcalá CCG2013/EXP-054 y por la red REMEDINAL S2009/AMB-1783 de la Comunidad de Madrid.

## Referencias

- Alonso, A., González-Muñoz, N., Castro-Díez, P. 2010. Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. *Ecological Research* 25:647–653.
- Borenstein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P.T., Rothstein, H.R. 2009. *Introduction to meta-analysis*. John Wiley and Sons Ltd. Publications, Hoboken, NJ, Estados Unidos. 421 p.
- Castro-Díez, P., González-Muñoz, N., Alonso, A., Gallardo, A., Poorter, L. 2009. Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: a case study in Central Spain. *Biological Invasions* 11:1973–1986.
- Castro-Díez, P., Fierro-Brunnenmeister, N., González-Muñoz, N., Gallardo, A. 2012. Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. *Plant and Soil* 350:179-191.
- Castro-Díez, P., Godoy, O., Alonso, A., Gallardo, A., Saldaña, A. 2014a. What explains variation in the impacts of exotic plant invasions on the nitrogen cycle? A meta-analysis. *Ecology Letters* 17:1-12.
- Castro-Díez, P., González-Muñoz, N., Alonso, A. 2014b. *Los árboles exóticos de las riberas españolas. ¿Una amenaza para estos ecosistemas?* Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares (Madrid), España. 94 p.
- Catalán, P., Vázquez-de-Aldana, B.R., de las Heras, P., Fernández-Seral, A., Pérez-Corona, M.E. 2013. Comparing the allelopathic potential of exotic and native plant species on understory plants: are exotic plants better armed? *Anales de Biología* 35:65-74.
- DAISIE 2009. *Handbook of alien species in Europe*. Invading Nature, Springer Series in Invasion Ecology Ed. Drake, J.A. Springer Publishers. 399 p.
- Davis, M.A., Thompson, K. 2001. Invasion terminology: Should ecologists define their terms differently than others? No, not if we want to be of any help! *Bulletin of the Ecological Society of America* 82:206.
- Dodet, M., Collet, C. 2012. When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? *Biological Invasions* 14:1765-1778.
- EPPO 2007. *Guidelines on pest risk analysis: decision-support scheme for quarantine pests*. EPPO Standard PM 5/3 (3), EPPO, Paris, Francia.
- European-Commission 2014. EC, 2014. Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species
- European-Environmental-Agency 2012. *The impacts of invasive alien species in Europe*. EEA Technical report No 16/2012. Publications Office of the European Union, Copenhagen, Dinamarca.
- Gómez-Aparicio, L., Canham, C.D. 2008. Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *Journal of Ecology* 96:446-458.
- González-Muñoz, N., Castro-Díez, P., Parker, I.M. 2013. Differences in nitrogen use between native and exotic tree species: predicting impacts on invaded ecosystems. *Plant and Soil* 363:319-329.

- Hulme, P.E., Pyšek, P., Jarosik, V., Pergl, J., Schaffner, U., Vilà, M. 2013. Bias and error in understanding plant invasion impacts. *Trends in Ecology and Evolution* 28:212-218.
- Jeschke, J.M., Bacher, S., Blackburn, T.M., Dick, J.T.A., Essl, F., Evans, T., Gaertner, M., et al. 2014. Defining the Impact of Non-Native Species. *Conservation Biology* 25: 1188–1194.
- Kumschick, S., Bacher, S., Dawson, W., Heikkilä, J., Sendek, A., Pluess, T., Robinson, T.B., Kühn, I. 2012. A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *NeoBiota* 15:69-100.
- Lavoie, C. 2010. Should we care about purple loosestrife? The history of an invasive plant in North America. *Biological Invasions* 12:1967-1999.
- Le Maitre, D.C., Sheppard, A.W., Marchante, E., Holmes, P., Gaertner, M., Rogers, A., Pauchard, A. et al. 2011. Impacts of Australian *Acacia* species on ecosystem services and functions, and options for restoration. *Diversity and Distributions* 16:1015-1029.
- Pyšek, P., Jarosik, V., Hulme, P.E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., Vila, M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18:1725-1737.
- Rice, S.K., Westerman, B., Federici, R. 2004. Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem. *Plant Ecology* 174:97-107.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6:93-107.
- Rosenberg, M.S., Adams, D.C., Gurevitch, J. 2000. *MetaWin: Statistical Software for Meta-analysis. Version 2.0*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, Estados Unidos. 128 p.
- Sanz Elorza, M., Dana Sánchez, E.D., Sobrino Vesperinas, E. 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España. 384 p.
- Scott, N.A., Saggart, S., McIntosh, P.D. 2001. Biogeochemical impact of *Hieracium* invasion in New Zealand's grazed tussock grasslands: Sustainability implications. *Ecological Applications* 11:1311-1322.
- Strayer, D.L., Eviner, V.T., Jeschke, J.M., Pace, M.L. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 21:645-651.
- Tateno, R., Tokuchi, N., Yamanaka, N., Du, S., Otsuki, K., Shimamura, T., Xue, Z.D. et al. 2007. Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and an indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. *Forest Ecology and Management* 241:84-90.
- Thiele, J., Kollmann, J., Markussen, B., Otte, A. 2010. Impact assessment revisited: improving the theoretical basis for management of invasive alien species. *Biological Invasions* 12:2025-2035.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W. et al. 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:135-144.
- Vilà, M., Castro, P., García-Berthou, E. 2008. ¿Qué son las invasiones biológicas? *En: Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L., Castro, P. (eds.) Invasiones Biológicas*. CSIC, Madrid.
- Vilà, M., Tessier, M., Suehs, C.M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A., Lambdon, P. et al. 2006. Local and regional assessment of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography* 33:853-861.

**Apéndice 1.** Listado de trabajos utilizados para obtener datos de impacto de *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia* y *Ulmus pumila* en España.

**Appendix 1.** Full list of the studies used to obtain impact values for *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia* and *Ulmus pumila* in Spain.

1. Castro-Díez, P., Fierro-Brunnenmeister, N., González-Muñoz, N., Gallardo, A. 2012. Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. *Plant and Soil* 350: 179-191.
2. Castro-Díez, P., González-Muñoz, N., Alonso, A., Gallardo, A., Poorter, L. 2009. Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: a case study in Central Spain. *Biological Invasions* 11: 1973–1986.
3. Godoy, O., Castro-Díez, P., Van Logtestijn, R.S.P., Cornelissen, J.H.C., Valladares, F. 2010. Leaf litter traits of invasive species slow down decomposition compared to Spanish natives: a broad phylogenetic comparison. *Oecologia* 162: 781-790.
4. Gutiérrez-López, M., Ranera, E., Novo, M., Fernández, R., Trigo, D. 2014. Does the invasion of the exotic tree *Ailanthus altissima* affect the soil arthropod community? The case of a riparian forest of the Henares River (Madrid). *European Journal of Soil Biology* 62: 39 - 48.
5. Medina-Villar, S., Alonso, A., Vázquez de Aldana, B.R., Pérez-Corona, E., Castro-Díez, P. (En prensa). Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a stream. *Limnetica* 00:000-000.
6. Medina-Villar, S., Rodríguez-Echeverría, S., Lorenzo, P., Castro-Díez, P., Alonso, A., Pérez-Corona, E. Effects of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* on soil properties, activities and bacterial communities of Spanish riparian forest (en preparación).
7. Trigo, D., Novo, M., Fernández, R., Gutiérrez-López, M. Effect of invasive tree species on earthworm community and soil properties at a riparian forest of Henares Rives (Madrid, Spain) (en preparación).
8. Vázquez de Aldana, B.R., de las Heras, P., Pérez-Corona, M.E. Does Litter decomposition regulate allelopathic potential of native and exotic tree species? (en preparación).
9. Vilà, M., Tessier, M., Suehs, C.M., Brundu, G., Carta, L., et al. 2006. Local and regional assessment of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography* 33: 853-861.