itea
información técnica económica agraria
REVISTA DE LA ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL PARA EL DESARROLLO AGRARIO

Volumen Especial
Malas Hierbas Invasoras en el Medio Agrícola



Volumen 116
Número 3
Septiembre 2020

aida-itea.org

itea

Información Técnica Económica Agraria
Revista de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario
www.aida-itea.org

2020- AÑO LI Vol. 116 N.º 3 http://dx.doi.org/10.12706/itea	**DIRECCIÓN Y REDACCIÓN** Avda. Montañana, 930 50059 ZARAGOZA (ESPAÑA) Tel.: 34-976 716305 Fax.: 34-976 716335 E-mail: direccion@aida-itea.org	Depósito legal: Z-577-82 ISSN: 2386-3765 INO Reproducciones, S.A. Pol. Malpica, calle E, 32-39 (INBISA II, nave 35) 50016 Zaragoza

DIRECTOR: Albina Sanz, CITA de Aragón. España

EDITORES CIENTÍFICOS: José Manuel Alonso, CITA de Aragón. España
Javier Álvarez, Universidad de Lleida. España
Alicia Cirujeda, CITA de Aragón. España (coordinadora del volumen especial)
Paula Gaspar, Universidad de Extremadura. España
Gabriel Pardo, CITA de Aragón. España (coordinador del volumen especial)
Guillermo Ripoll, CITA de Aragón. España
Ana Isabel Sanjuán, CITA de Aragón. España

EDITOR TÉCNICO: María Salillas, Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario. España

COMITÉ DE REDACCIÓN: Alfonso Abecia, Universidad de Zaragoza. España.
Jorge Álvaro, EEAD Zaragoza. España
Arancha Arbeloa, EEAD Zaragoza. España
Carlos Calvete, CITA de Aragón. España
Fernando Escriu, CITA de Aragon. España
Vicente González, CITA de Aragón. España
Cristina Mallor, CITA de Aragón. España
Javier Rodrigo, CITA de Aragón. España

COMITÉ ASESOR: Ricardo Aké, Universidad Autónoma de Yucatán, México • Joaquim Balcells, Universidad de Lleida, España • Carlos Cantero, Universidad de Lleida, España Mª Elena Daorden, INTA, Argentina • Mª José Díez, Universidad Politécnica de Valencia, España • Miguel Gómez, Cornell University EEUU • Margarita López, Centro de Investigación Agraria "Finca La Orden-Valdesequera", España • Ana Meikle, Universidad de la República, Uruguay • Camilla Moonen, Scuola Superiore Sant'Anna di Pisa, Italia • Mª Teresa Muiño, Universidad de Zaragoza, España • César Revoredo-Giha, SAC, Reino Unido • Ricardo Revilla, España • José Antonio Rubio, ITACYL, España Pierre Sans, École Nationale Vétérinaire de Toulouse, Francia • Guillermo Studdert, Universidad del Mar del Plata, Argentina • Alfredo Teixeira, Escola Superior Agrária de Bragança, Portugal • Luis Varona, Universidad de Zaragoza, España

ITEA-Información Técnica Económica Agraria aparece indexada en SCI Expanded, Journal Citation Reports/Science Editions, ICYT,CABI, SCOPUS y EBSCO. Prohibida toda reproducción total o parcial sin autorización expresa de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario, Editor titular del copyright. ITEA no se responsabiliza necesariamente de las opiniones vertidas en los artículos firmados que publica, cuya responsabilidad corresponde a sus autores.

https://www.aida-itea.org/index.php/revista-itea/presentacion-itea



Foto y texto: Jordi Recasens

Amaranthus palmeri S. Watson es una especie infestante de los cultivos de soja y algodón de la zona meridional de Estados Unidos y norte de México. Su nocividad se ha visto agravada por su alta capacidad competitiva y por su capacidad de desarrollar biotipos con resistencia a distintos herbicidas. En las últimas décadas, esta especie ha mostrado una rápida expansión por otras zonas de América del Norte y por otros países de América del Sur, donde constituye uno de los principales problemas en soja y maíz y, de manera especial, en cultivos transgénicos, en los que ha desarrollado biotipos resistentes a glifosato. En el año 2007 se observó la presencia de esta especie en zonas ruderales de Lleida y, de forma más reciente (2016), en varios campos de maíz de las provincias de Lleida y Huesca, en las que su presencia constituye una seria amenaza para la sanidad de este cultivo. Se cree que su presencia es consecuencia de continuas introducciones a partir de la importación de grano o harina, de maíz o soja, para piensos. Los Servicios de Sanidad Vegetal de las Consejerías de Cataluña y Aragón han elaborado medidas y recomendaciones para su contención y control.

Editorial

2020, Año internacional de la Sanidad Vegetal

Estamos en el Año Internacional de la Sanidad Vegetal. Tras una primera propuesta del Gobierno Finlandés en 2015 para establecer este año internacional ante la décima Comisión de Medidas Fitosanitarias de la Convención Internacional para la Protección Vegetal (IPPC), tratado internacional firmado por más de 180 países, y un arduo trabajo para establecer los objetivos y la búsqueda de los recursos necesarios para el avance de esta propuesta, finalmente la Asamblea General de Naciones Unidas adoptó en diciembre de 2018 la resolución para la declaración de 2020 como Año Internacional de la Sanidad Vegetal. Como reza textualmente la página web de la FAO dedicada a este año internacional (http://www.fao.org/plant-health-2020/home/es/), estamos ante *…una oportunidad única e irrepetible para sensibilizar a escala internacional sobre cómo la protección de la salud vegetal puede ayudar a acabar con el hambre, reducir la pobreza, proteger el medio ambiente y estimular el desarrollo económico*.

A primera vista, la actual pandemia de COVID-19 puede haber restado protagonismo a este año internacional (en las actuales circunstancias, ¿quién recuerda ahora que estamos en el Año Internacional de la Sanidad Vegetal?), dificultando y aplazando muchos de los eventos programados para su celebración. Sin embargo, la pandemia también ha contribuido a poner de manifiesto la esencialidad del sector de la producción de alimentos, de la que la producción de plantas es el pilar fundamental, ya que de ella depende tanto la nutrición humana como la de los animales. Por otro lado, según muchos expertos, el COVID-19 es un ejemplo más de la asociación entre la emergencia de las pandemias más recientes y la presión creciente que los actuales hábitos humanos, incluyendo las necesidades creadas por nuestro actual estilo de vida y nuestra actividad agrícola e industrial, ejercen sobre el medio ambiente natural.

A la hora de contribuir desde este editorial al Año Internacional de la Sanidad Vegetal y aprovechando el protagonismo alcanzado por la actual pandemia, he creído conveniente reflexionar sobre la importante interconexión entre la salud humana, la salud animal, la salud vegetal, la biodiversidad y la salud del ecosistema en el que todos los organismos compartimos espacio. Sin intención alguna de ser riguroso, paso a citar brevemente algunas cuestiones que ilustran la mencionada interrelación.

Los microorganismos, entre los que se encuentran aquellos causantes de enfermedades tanto en animales como en plantas, son parte integrante del ecosistema y su diseminación y distribución en el mismo están íntimamente relacionadas con la biología y dinámica poblacional de sus huéspedes y, en su caso, vectores. Además, son capaces de evolucionar rápidamente como respuesta a presiones selectivas relacionadas con factores ecológicos y ambientales de distinta naturaleza, muchos de ellos relacionados con la actual actividad humana, pudiendo variar su capacidad de producir enfermedad y colonizar nuevos huéspedes, su virulencia y sus patrones de transmisión entre distintos huéspedes. De hecho, la pérdida de biodiversidad vegetal y animal, la fragmentación y destrucción de determinados hábitats, la contaminación ambiental, el cambio climático y el movimiento global de todo tipo de especies se han relacionado con la aparición y distribución geográfica de determinadas enfermedades (gripe aviar, Ébola, coronavirus, dengue, Zika, etc.), a través de cambios a gran escala en la distribución de los propios agentes patógenos, sus vectores o sus huéspedes alternativos y reservorios. Algo similar ocurriría con la emergencia de plagas y enfermedades vegetales. Desequilibrios provocados inicialmente en las comunidades vegetales silvestres podrían estar en la base de desequilibrios más generalizados

en los ecosistemas. Por otro lado, la intensificación de la agricultura y la ganadería y el uso indiscriminado de fertilizantes, pesticidas y antibióticos han provocado la aparición de resistencias a antibióticos en determinadas cepas patógenas y a insecticidas en poblaciones de vectores de enfermedades, constituyendo actualmente graves amenazas para la seguridad alimentaria y la salud global. Por tanto, garantizar la salud vegetal a través de estrategias sostenibles de lucha frente a plagas y enfermedades que preserven la biodiversidad y el equilibrio ecológico puede contribuir a prevenir la aparición de enfermedades animales y humanas.

Otra característica que humanos, animales y plantas comparten en el ecosistema es su similar relación con los microorganismos que componen su microbiota, cuya composición ejerce un papel importante en la salud de estos organismos, que parece derivar de su influencia en numerosos procesos fisiológicos, mostrando paralelismos sorprendentes entre animales y plantas. En ambos casos, la composición microbiana depende de la especie y genotipo del huésped, del medio ambiente, difiere entre distintos tipos de órganos y tejidos y varía con la edad del huésped. Tanto la flora intestinal del tracto digestivo en mamíferos como la flora radicular en plantas regulan la expresión génica y mantienen una relación simbiótica con su huésped, nutriéndose del mismo y aportando compuestos bioactivos similares y señales metabólicas, ejerciendo un papel protector frente a toxinas y microorganismos patógenos. Por otro lado, una mayor y más equilibrada diversidad microbiana en los vegetales cultivados bajo sistemas de producción agro-ecológica parece tener un papel protector frente patógenos vegetales e influir en las propiedades de conservación de los alimentos y en su calidad como alimentos funcionales (por ejemplo, los fermentados vegetales). La contribución de la microbiota vegetal en la salud humana a través de la alimentación abre un campo de investigación prometedor. En cualquier caso, la salud de los ecosistemas, incluyendo una equilibrada biodiversidad microbiana, redunda en la salud de plantas, animales y humanos.

Por último, la actual pandemia de COVID 19 ha puesto de manifiesto la extremada vulnerabilidad de aquellos grupos sociales más pobres, que sufren con mayor intensidad los efectos perjudiciales de la infección y su impacto económico, especialmente en los países en desarrollo. Según la IPPC, aproximadamente la mitad de la población humada depende de los vegetales como su principal fuente de sustento, y es primordial garantizar la producción agrícola y el suministro de productos frescos en condiciones de seguridad alimentaria. Por ello, la protección de las plantas frente a las plagas y enfermedades es especialmente importante en la actual situación sanitaria. A su vez, en los países en desarrollo, la continuidad de una economía rentable basada en la producción agrícola en condiciones de sostenibilidad y salud contribuirá a mitigar los efectos de aquellos factores culturales y sociales que pueden influir negativamente en la prevención y lucha contra esta y otras pandemias.

Como conclusión, salud vegetal, la salud animal, salud humana y salud del ecosistema son conceptos interconectados que deben integrarse en un único concepto de salud global, conocida como *One Health*, entendida desde una perspectiva holística y multidisciplinar, que debe ir más allá de una visión limitada de la salud humana y de las enfermedades zoonóticas en el estricto ámbito de la convivencia entre seres humanos y animales.

Fernando Escriu

Responsable de la Unidad de Protección Vegetal del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), coordinador del Grupo de Investigación A11_20R, Producción Vegetal Sostenible (PROVESOS), en el ámbito de la C.A. de Aragón, y miembro del Instituto Agroalimentario de Aragón IA2 (CITA – Universidad de Zaragoza)

Sumario

Volumen Especial: Malas Hierbas Invasoras en el Medio Agrícola

Las invasiones vegetales en sistemas agrícolas. Retrospectiva de los últimos 40 años en Cataluña.
Plant invasions in agricultural systems. Retrospective of the last 40 years in Catalonia.
J. Recasens, J.A. Conesa y A. Juárez-Escario 190

Control químico de la mala hierba invasora *Araujia sericifera* Brot.
Chemical control of the invasive weed Araujia sericifera *Brot.*
D. Gómez de Barreda-Ferraz, V. De Luca, J.M. Osca, M. Verdeguer y M. Muñoz 212

Aspectos de la dispersión y viabilidad de las semillas de teosinte (*Zea mays* ssp.) en el Valle del Ebro.
Aspects of the dispersion and viability of the teosinte seeds (Zea mays *ssp.) in the Ebro valley.*
J.M. Montull, G. Pardo, J. Aibar, J.M. Llenes, A.I. Marí, A. Taberner y A. Cirujeda 227

Del *Amaranthus palmeri* S. Wats. y otros demonios.
Of Amaranthus palmeri *and other demons.*
R.G. Leon 241

Experiencia en el control de malas hierbas invasoras en Cataluña desde el punto de vista de su gestión.
Experience in the control of invasive weeds in Catalonia from the point of view of its management.
J.M. Llenes, S. Cónsola, J.M. Montull y A. Taberner 256

Las invasiones vegetales en sistemas agrícolas. Retrospectiva de los últimos 40 años en Cataluña

J. Recasens[1,*], J.A. Conesa[1,2] y A. Juárez-Escario[1]

[1] Grupo de Malherbología y Ecología Vegetal. Agrotecnio. Departamento de Hortofruticultura, Botánica y Jardinería. Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària. Universitat de Lleida. Av. Alcalde Rovira Roure 191. 25198, Lleida

[2] Arborètum-Jardí Botànic de Lleida. Calle Enric Farreny 49. 25199 Lleida

Resumen

Los sistemas agrícolas son una de las vías preferentes de introducción de especies vegetales exóticas y la perturbación asociada a estos hábitats ha favorecido muchos casos de invasión. Sin embargo, el estudio de este proceso ha recibido menor interés que en sistemas naturales o seminaturales. Este hecho parece deberse a una desigual visión acerca del impacto causado en el equilibrio ecológico del sistema. En el presente artículo se realiza una revisión de las causas intrínsecas que favorecen los procesos de invasión y los rasgos que definen la invasibilidad de los sistemas agrícolas. Como ejemplo se utilizan los diferentes casos registrados en los últimos 40 años en Cataluña y sobre los que se dispone de amplia información. Se exponen las diferentes tipologías de cultivo preferentemente sensibles a acoger malas hierbas exóticas y las características ambientales y estrategias de manejo a las cuales estas especies han mostrado mejor adaptación. Los principales escenarios agrícolas que se definen son: campos de arroz, campos de maíz y otros cultivos anuales de regadío, campos de alfalfa y cultivos leñosos de regadío. Se recogen también las distintas disposiciones legislativas existentes al respecto a nivel de Cataluña, exponiendo de manera crítica, las diferencias de criterio utilizadas entre las listas de alerta publicadas a nivel europeo, nacional y autonómico, respecto a las especies que constituyen problema o amenaza en los campos de cultivo.

Palabras clave: Malas hierbas exóticas, cultivos, ecología, legislación, impacto.

Plant invasions in agricultural systems. Retrospective of the last 40 years in Catalonia

Abstract

Agricultural systems are one of the preferred ways of introduction of exotic weed species and the disturbance associated with these habitats has favored many cases of invasion. However, the study of this process has received less interest than in natural or semi-natural systems. This fact seems to be the result of an unequal view about the impact caused on the ecological equilibrium of the system. In this article, a review of the intrinsic causes that favor the weed invasion processes and the features that define the invasibility of agricultural systems is carried out. As an example, the different cases registered in the last 40 years in Catalonia, and for which a lot of information is available, are used. The different crop typologies preferably sensitive to host exotic weeds and the environmental characteristics and management strate-

* Autor para correspondencia: jrecasens@hbj.udl.cat

Cita del artículo: Recasens J, Conesa JA, Juárez-Escario A (2020). Las invasiones vegetales en sistemas agrícolas. Retrospectiva de los últimos 40 años en Cataluña. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 116(3): 190-211. https://doi.org/10.12706/itea.2019.020

gies to which these species have shown better adaptation are exposed. The main agricultural scenarios that are defined are: rice fields, corn fields and other annual irrigated crops, alfalfa fields and irrigated orchards. It also includes the different existing legislative rules in this regard at the level of Catalonia, exposing critically, the differences in criteria used among the alert lists published at European, national and regional level, with respect to the species that constitute a problem or threat in the farmlands.

Keywords: Exotic weeds, crops, ecology, legislation, impact.

Introducción

En las últimas décadas, el fenómeno de las invasiones biológicas ha tomado gran notoriedad tanto desde el punto de vista ecológico como social. No en vano, se considera como uno de los principales elementos transformadores de las comunidades biológicas, alterando hábitats y amenazando la supervivencia de especies nativas (Pyšek *et al*., 2009). Aunque el impacto y costes del control de especies vegetales exóticas en sistemas agrícolas resulta mayor que en cualquier otro escenario, ha recibido un menor interés que el causado en sistemas naturales o seminaturales (Daehler, 1998). De hecho, existe una visión dual en la definición de especie invasora. Para algunos autores (Richardson *et al.*, 2000; Pyšek *et al.*, 2004) la definición excluye cualquier alusión al "impacto" causado, y se centra exclusivamente en criterios ecológicos y biogeográficos. Por el contrario, la definición dada por diversas organizaciones internacionales (IUCN, *Convention on Biological Diversity, World Trade Conservation*) asumen de forma explícita el impacto causado por esas especies en la economía, el medio ambiente y en la salud (IUCN, 2000). Además, según Clements *et al.* (2004), los procesos de invasión en paisajes agrícolas por parte de especies que expanden su área geográfica, es un proceso continuo donde puede aplicarse, al igual que en sistemas naturales, la teoría ecológica de las especies invasoras.

No debemos olvidar que los sistemas agrícolas son una de las vías preferentes de introducción de especies exóticas. Según Pyšek *et al.* (2009) un 63 % de las especies vasculares naturalizadas en Europa lo han sido a través de introducciones voluntarias, siendo un 58 % a partir de su llegada como ornamentales o cultivos de interés hortícola y el 5 % restante como contaminantes de semillas. Por ello, los sistemas agrícolas constituyen uno de los escenarios más favorables, sino el más importante, para la introducción y persistencia de especies vegetales exóticas.

A nivel europeo, la zona mediterránea es la que ha mostrado, en las últimas décadas, un mayor y drástico cambio a nivel de paisaje agrícola. La conversión de zonas de secano en regadío ha permitido incrementar los niveles de humedad del suelo y la disponibilidad de nutrientes y, con ello, contribuir a un importante cambio en la composición de las comunidades arvenses (Juárez-Escario *et al.*, 2013). En Cataluña, los nuevos planes de regadío implementados en las dos últimas décadas, no sólo han permitido incrementar la superficie de cultivo sino también su intensificación. En un estudio reciente, Juárez-Escario *et al.* (2018) describen cómo el manejo de los campos de maíz y frutales de regadío en los últimos 20 años ha influido en la composición y tipos funcionales de las comunidades arvenses, y cómo dichos cambios han beneficiado a ciertas especies exóticas en detrimento de la flora arvense nativa. Dado que los sistemas agrícolas constituyen escenarios altamente sensibles a la invasibilidad realizamos en este artículo un análisis, tanto desde el punto de vista ecológico como legislativo, de los casos registrados en los últimos 40 años en distintos cultivos de Cataluña.

Implicaciones agronómicas

Los agroecosistemas constituyen hábitats favorables a la presencia de flora exótica (Vilà *et al.*, 2004; Pyšek *et al.*, 2009) pudiendo ésta ejercer un elevado impacto tanto a nivel económico como agronómico. Debido al aumento del comercio internacional de semillas y productos agrícolas, este proceso se ha visto, en las últimas décadas, incrementado de forma significativa y constituye un claro exponente del cambio climático, al favorecer la naturalización de muchas especies de origen tropical (Sanz-Elorza *et al.*, 2004). En cuanto a impacto económico, y a modo de ejemplo, sólo en Estados Unidos las pérdidas ocasionadas por la presencia de flora invasora en sistemas agrícolas se han estimado en 27.000 millones de dólares anuales (Pimentel *et al.*, 2005), teniendo en cuenta tanto la disminución del rendimiento de las cosechas como los costes de control implementados. A este impacto económico causado por las especies invasoras, podemos sumar los impactos ambientales que representan las medidas de control como la aplicación de herbicidas (Vilà *et al.*, 2004) o el impacto que dichas especies pueden tener sobre las comunidades naturales incluidas en la matriz de los agroecosistemas (Juárez-Escario *et al.*, 2016). A su vez, la presencia de malas hierbas invasoras puede provocar una reducción en los recursos genéticos de la flora nativa (Pál, 2004), la formación de nuevos ecotipos mediante la hibridación con especies nativas, o producir una disrupción de la estructura de las comunidades arvenses autóctonas (Protopopova *et al.*, 2006). Como resultado del dominio de las especies exóticas, se puede favorecer la homogeneización de las comunidades arvenses con el impacto negativo que puede suponer en los servicios ecosistémicos que éstas proveen (Juárez-Escario *et al.*, 2018).

Ecología de las invasiones en el marco de los agroecosistemas

En todo proceso de invasión biológica existen una serie de etapas clave (Richardson *et al.*, 2000). Para que una especie alóctona devenga invasora, primero debe ser introducida en un nuevo hábitat mediada por la actividad antrópica. En los hábitats agrícolas, las principales vías de introducción involuntaria de especies exóticas son la contaminación de lotes de semillas no certificados, la dispersión mediada por el manejo del propio cultivo (p.e. a través de la maquinaria agrícola) o la dispersión involuntaria de especies con interés ornamental o forrajero (Sanz-Elorza *et al.*, 2009). Si una especie está presente de forma esporádica o casual, pero sin haberse establecido aún, se le denomina adventicia. Si, por el contrario, ha establecido poblaciones, ello implica que es capaz de reproducirse y formar colonias autoperpetuantes, en un proceso definido como colonización. Finalmente, si la especie colonizadora es capaz de dispersarse y generar por sí misma nuevas poblaciones y superar una serie de filtros ambientales, se le denomina, en ecología, como especie naturalizada, y desde el punto de vista de los impactos que provocan, se le califica como especie invasora (Richardson *et al.*, 2000).

Una vez que una especie exótica se ha introducido en un hábitat concreto, el éxito en establecer poblaciones estables a partir de las cuales poder dispersarse depende de los siguientes factores: a) las características intrínsecas de la especie para llevar a cabo este ciclo de forma exitosa (lo que se ha denominado capacidad invasora); b) la propia susceptibilidad de los hábitats a ser colonizados por dichas especies (invasibilidad del hábitat, que engloba tanto las características climáticas de la región hospedadora como las particularidades ambientales del hábitat hospedador), y c) factores tales como el tiempo de residencia de la especie o la presión de llegada de propágulos ejercida (Richardson y Pyšek, 2006).

La capacidad invasora de las especies viene definida por la posesión de una serie de atributos que les confieren una ventaja adaptativa en el medio donde se instalan. Atributos tanto vegetativos como reproductivos relacionados con la adquisición y almacenamiento de recursos y con la capacidad de colonización. En el caso de sistemas agrícolas, particularmente los de regadío, se han descrito para especies vegetales y como atributos relacionados con una mayor capacidad invasora las formas biológicas graminoides, la fotosíntesis C4, la clonalidad y la hidrocoria (Juárez-Escario *et al.*, 2013), si bien otros atributos, como la producción de un elevado número de semillas y su elevada viabilidad también están detrás de su éxito invasor (Recasens y Conesa, 2003). En los agroecosistemas, la selección de dichos atributos está ligada al manejo que se lleva a cabo en los cultivos. Prácticas como la realización de labores o siegas suponen importantes perturbaciones, que ejercen una fuerte presión de selección sobre las especies de malas hierbas. A su vez, la aplicación de herbicidas añade aún mayor presión de selección sobre la flora arvense, llegando a favorecer incluso la aparición de biotipos resistentes a herbicidas.

En hábitats fértiles, ricos en nutrientes y sometidos a perturbaciones periódicas, el éxito de las especies exóticas se ha relacionado con atributos funcionales diferentes de aquellos que dominan entre las comunidades locales y que les permiten una preadaptación al medio y un crecimiento y dispersión rápidos (Hejda y de Bello, 2013).

En cuanto a la invasibilidad de los hábitats, la susceptibilidad a ser colonizados por especies invasoras se puede definir en términos del nivel de perturbaciones que soportan y la disponibilidad de nutrientes (Pyšek *et al.*, 2010). Un ecosistema sometido a perturbaciones periódicas dispone de nuevos nichos donde el nivel de competencia interespecífica es muy bajo y la disponibilidad de nutrientes es elevada (Shea y Chesson, 2002) lo que genera oportunidades para la entrada y naturalización de especies exóticas. A su vez, en estos escenarios, la posibilidad de éxito de las especies exóticas es mayor si son capaces de aprovechar el incremento de dichos recursos de manera más efectiva que las especies nativas (Davis *et al*., 2000).

Otro factor relevante en los procesos de invasión lo constituye la presión de propágulos, es decir la cantidad de efectivos que se introducen en un momento y hábitat concretos, así como el número de eventos de introducción. Una presión de propágulos sostenida en el tiempo influye notablemente en el potencial establecimiento de una planta exótica (Richardson y Pyšek, 2006). En dicho proceso también entran en juego los patrones espaciales, ya que los hábitats conectados o cercanos a la fuente de invasión son los más propensos a recibir una mayor presión de propágulos de especies exóticas. En ambientes agrícolas, dicha presión está intensificada por la actividad humana, a través de la maquinaria agrícola o el riego por inundación. Estas características del manejo agrícola suponen que la escala espacial y temporal donde la presión de propágulos es más efectiva sea mucho mayor que en hábitats naturales, lo que aumenta la probabilidad de una expansión rápida y eficaz de las especies introducidas.

Procesos de invasión más singulares registrados en los sistemas agrícolas de Cataluña

Haciendo una retrospectiva de los principales casos de invasiones vegetales habidas en los sistemas agrícolas en Cataluña, podemos constatar que éstas han tenido lugar en diferentes tipologías de cultivos de acuerdo a unas pautas concretas de manejo en cada uno de ellos. Por ello los casos de éxito en cuanto a presencia y expansión de ciertas especies deben relacionarse tanto con atributos biológicos de

las especies como en su adaptabilidad a las pautas de manejo que rigen en esos cultivos. Las cuatro tipologías de escenarios agrícolas propuestos son: a) campos de arroz; b) campos de maíz y otros cultivos anuales de regadío; c) alfalfa y otros cultivos forrajeros y d) cultivos leñosos de regadío. Aparte de la perturbación implícita al propio manejo del cultivo, existe un denominador común en todos ellos que define su invasibilidad, como es la estacionalidad estival y la presencia de riego. Estos dos factores combinados con los atributos de las especies y su adaptación al manejo favorecen los casos de invasión.

A continuación, se exponen, para cada tipología de cultivo propuesto, los principales casos de invasiones vegetales registrados y las causas que han favorecido la entrada y expansión de esas malas hierbas exóticas invasoras.

Campos de arroz

La flora arvense de los campos de arroz se corresponde con unos rasgos biológicos y ecológicos característicos relacionados con las singulares características del hábitat y su manejo. La hidrofilia resulta una premisa esencial para la subsistencia de las especies arvenses en este cultivo, pero no resulta una limitación. A su vez, el monocultivo constituye una práctica tan recurrente que ha favorecido no solo la persistencia de infestaciones, ya conocidas desde antaño, sino la expansión de otras procedentes de áreas cálidas del continente asiático o americano. La importación de lotes de grano de arroz sin un control de certificación o cuarentena previo, ha constituido la principal vía de introducción de estas especies (Recasens y Conesa, 2003). Podemos citar, como casos más relevantes registrados en las últimas décadas, las especies de los géneros *Leptochloa*, *Leersia* y *Heteranthera*. Todas ellas vienen a mostrar no solo los rasgos propios adaptativos a ambientes de alta humedad, sino también la importante presión de diásporas que tiene lugar dada su alta fecundidad y fácil dispersión.

El género *Leptochloa* (figura 1) incluye las subespecies *Leptochloa fusca* subsp. *uninervia* y *L. fusca* subsp. *fascicularis*. Aunque detectadas ya en la década de los años 90, su presencia se generalizó en todas las zonas arroceras de España a partir del año 2000, alcanzando una singular importancia en Extremadura y Valencia (Osca, 2013). Ambas subespecies muestran una fenología singular, pudiendo desarrollar de forma continua nuevos hijuelos a lo largo de todo el periodo vegetativo. Esta plasticidad fenológica garantiza una continua fecundidad. Dentro de cada zona arrocera, las posibilidades de expansión entre campos se deben a los métodos de riego, la circulación de agua y el desplazamiento de maquinaria. El año 2006 se declaró oficialmente su presencia en el Delta del Ebro (DOGC 4671, de 7 de julio de 2006) (DOGC, 2006a) y desde entonces se llevan a cabo en esa zona tareas para su contención, proceso que ha permitido que ese problema en los arrozales del Delta sea menor que en otras zonas arroceras de España.



Figura 1. *Leptochloa fusca* subsp. *fascicularis.*
Figure 1. Leptochloa fusca *subsp*. fascicularis.

Otro caso que ha mostrado una rápida expansión en campos de arroz lo constituye *Leersia oryzoides*. Esta especie es una gramínea plurianual, nativa de zonas templadas y tropicales, y extendida por ambientes húmedos de zonas cálidas de Europa. Durante su ciclo, la planta emite unos rizomas subterráneos que le permiten rebrotar en primavera. La especie fue observada por primera vez en España en los márgenes de campos de arroz de la zona de Pals (Girona) (Vilà, 1997). En 2004 se cita su presencia como especie rara en los arrozales de la Albufera de Valencia (Carretero, 2004). Tras los primeros casos detectados como especie infestante en el Delta del Ebro en 2006, el Servicio de Sanidad Vegetal de la Generalitat de Cataluña establece una Orden declarando oficialmente su presencia (DOGC 4671, del 7 de julio de 2006) (DOGC, 2006a).

Otro caso singular acaecido en campos de arroz, en la década de los años 90 es la presencia de las especies *Heteranthera reniformis* y *H. limosa*. Ambos casos se detectaron inicialmente en Aragón (Zaragoza *et al.*, 1993; Conesa y Sanz-Elorza, 1998). Ambas especies son originarias de zonas húmedas tropicales y subtropicales de América del Sur. Se observó en el Delta del Ebro pocos años después, pero al ser su presencia muy extendida no se incluyó la especie en la Orden antes citada (DOGC 4671, de 7 de julio de 2006) (DOGC, 2006a).

Campos de maíz

La comercialización e importación de grano de diferentes áreas geográficas y las limitaciones de control en destino han permitido la expansión de ciertas especies infestantes que han devenido invasoras en campos de maíz. El ciclo estival del cultivo, su necesidad de regadío, el incremento de superficies cultivadas e incluso, en algunos casos, el monocultivo, han creado un escenario favorable a la instalación, persistencia y expansión de especies exóticas. La persistencia y estabilidad de especies con unos rasgos funcionales específicos responde precisamente a la selección de especies funcionalmente similares al propio cultivo. Entre estos atributos sobresalen la tolerancia a altos niveles de nitrofilia, metabolismo C4 y altas tasas fotosintéticas (Juárez-Escario *et al.*, 2018), a los que podemos añadir una alta fecundidad y persistencia de las semillas en el suelo (Recasens y Conesa, 2003).

No obstante la presencia de especies exóticas en este cultivo no siempre ha devenido en invasiones. En Cataluña se han citado casos de especies como *Sida spinosa*, *Cassia obtusifolia* o *Sesbania exaltata* (Recasens y Conesa, 1995) que, al no haber sido observadas de nuevo, apenas han pasado de una presencia puntual o efímera. Encontramos otro grupo de especies que han mostrado cierto protagonismo a nivel local, como *Ipomoea purpurea*, *Bidens frondosa* u *Oxalis latifolia*, pero su presencia está restringida –por el momento– a unos pocos campos. Esta desigual expansión de unas y otras especies constituye un paradigma ecológico que debe encontrar explicación en los atributos intrínsecos que definen la adaptabilidad de estas especies a un nuevo hábitat, y en concreto al manejo imperante en el cultivo.

De los distintos casos habidos en campos de maíz de Cataluña, algunos de ellos merecen una especial mención. En la década de los años 80 se detecta la presencia de *Abutilon theophrasti* (figura 2) en campos de maíz del Pla d'Urgell (Lleida). Su gran expansión se vio favorecida por dos causas principales. Por un lado, su alta tolerancia a la nitrofilia, favoreciendo un gran vigor y unas altas tasas de fecundidad (Recasens *et al.*, 2005). A su vez, la alta persistencia de las semillas en el suelo constituyó una garantía de supervivencia para la especie. Por otro lado, esa expansión por el territorio fue coincidente con la ausencia de materias activas herbicidas que fuesen eficaces para su control. Ese lapso de cerca de 10 años permitió convertir a esa es-



Figura 2. *Abutilon theophrasti.*
Figure 2. Abutilon theophrasti.

pecie en una de las más problemáticas hoy en día en nuestros campos de maíz. El volumen total de pérdidas causadas por la competencia de esta especie con el maíz, estimado para un periodo de 26 años (1980-2005) en la comarca del Pla d'Urgell (Lleida) es de 4.040.000 €, y los costes de llevar a cabo métodos de control químico para ese periodo de tiempo se han estimado en 2.918.000 € (Recasens *et al.*, 2007).

La problemática causada por *A. theophrasti*, constituyó un serio y grave precedente. Los siguientes casos detectados en maíz en Cataluña, y que han alcanzado notoriedad, han comportado actuaciones concretas por parte del Servicio de Sanidad Vegetal de Cataluña. Uno de ellos es el protagonizado por la cucurbitácea *Sicyos angulatus* (figura 3). Esta especie se detectó por primera vez en 2002 como mala hierba en campos de maíz también del Pla d'Urgell (Lleida), llegando a estar presente, al cabo de dos años, en diez explotaciones distintas. Ante los precedentes sobre la nocividad de esta especie en otros países y el hecho de estar incluida en la Lista de Alerta de la EPPO en 2005, se establecieron protocolos para su contención (Taberner y Sans, 2005). En 2005 se publica una Orden a nivel autonómico (DOGC núm 4315, de 3 febrero 2005) (DOGC, 2005) por la que se declara la presencia de *Sicyos angulatus* y se establecen las medidas de lucha contra ella. A los 10 años de inicio del programa de erradicación, la especie se encontraba confinada en un solo campo y con una presencia reducida a menos de diez ejemplares.

Otro de los casos registrados en campos de maíz de Cataluña y Aragón, a partir del año 2014, ha sido el "teosinte" (figura 4). Con este término se denominan aquellos ejempla-



Figura 3. *Sicyos angulatus.*
Figure 3. Sicyos angulatus.



Figura 4. Ejemplares de "teosinte".
Figure 4. "Teosinte" specimens.

res observados y que muestran características híbridas entre el maíz y su ancestro, el auténtico teosinte (*Zea mays* subsp. *parviglumis* y *Zea mays* subsp. *mexicana*) constituyendo, parece ser, un grupo genético distinto (Díaz *et al.*, 2019). El auténtico teosinte apareció hace 8.000 años y de él derivan los cultivares actuales del maíz después de miles de años de selección. Los ejemplares observados en el Valle del Ebro corresponden a plantas anuales de mayor altura que el propio maíz. Su principal característica vegetativa es su tallo ramificado, que puede producir numerosas mazorcas en cada ramificación. Estas mazorcas son muy delgadas y ramificadas, con un grano de aspecto muy distinto al del maíz. La relevancia de las infestaciones de este "teosinte" trasciende a la problemática de su control; al tratarse de una planta emparentada con el maíz se pueden producir híbridos naturales con éste y originar una alta heterogeneidad en la descendencia (Pardo *et al.*, 2015; Díaz *et al.*, 2019). Los Servicios de Sanidad Vegetal de Aragón y Cataluña llevan varias campañas tomando serias medidas fitosanitarias cautelares de obligado cumplimiento. Tras cinco años después de su detección, las observaciones de campo parecen indicar que la especie va en regresión. Este no es un hecho casual. La diferencia respecto a otros casos citados anteriormente se debe a la nula posibilidad de la población de "teosinte" de poder naturalizarse en ambientes ruderales, fuera de los campos de maíz. Su alta dependencia del manejo que se establece en el campo y su relativa corta supervivencia del banco de semillas ha permitido confinar el problema en un cultivo concreto y en un área geográfica también concreta.

Desde hace pocos años, un nuevo caso problemático se ha registrado en campos de maíz de Cataluña y en la parte oriental de Aragón. Se trata de *Amaranthus palmeri* (figura 5), especie originaria del extremo sur-occidental de Estados Unidos, donde infesta campos de algodón, maíz y soja. *A. palmeri* es una planta dioica, que puede alcanzar entre 1,5 y 2,5 metros y muestra unas largas inflorescencias terminales que acaban arqueándose por su peso. Los pies femeninos, pueden llegar a mostrar una fecundidad superior a las 250.000 semillas por planta (Sellers *et al.*, 2003) y con una viabilidad de hasta 12 años. En 2007 se detectó una población estable en los márgenes de un campo de maíz y en ambientes ruderales y viarios próximos a la ciudad de Lleida (Recasens y Conesa, 2011). En 2017 se encontraron varios campos de maíz de Lleida y Huesca infestados por esta especie (Recasens *et al.*, 2017). A este problema hay que añadir su potencial capacidad de desarrollar biotipos resistentes a diferentes grupos de herbicidas. A nivel europeo, y desde 2014, está incluida dentro de la EPPO Alert List (EPPO, 2019). Su vigorosidad, alta fecundidad y rápida expansión definen un nuevo y alarmante caso de mala hierba invasora. Los Servicios de Sanidad Vegetal de Cataluña y Aragón están adecuando medidas para su contención. Precisamente, de forma reciente, se ha publicado una Orden a nivel autonómico (DOGC núm 7959, de 13 septiembre 2019) (DOGC, 2019) por la que se declara la existencia de *Amaranthus palmeri* y se califica de utilidad pública la lucha contra ella.

Campos de alfalfa

El riego y la recurrencia de la siega a lo largo de la campaña condicionan el hábito y la adaptabilidad de las especies infestantes en campos de alfalfa. La capacidad de rebrote mediante la formación de nuevos hijuelos –como en el caso de gramíneas– o la regeneración de la planta partir de yemas basales tras la fragmentación del tallo –caso de hemicriptófitos– resulta una estrategia exitosa. Como ejemplos de gramíneas podemos citar dos especies, *Panicum dichotomiflorum* (figura 6) y *Eleusine indica* (figura 7), que aun siendo de ciclo anual, pueden adaptarse con éxito al manejo imperante en el cultivo dada



Figura 5. *Amaranthus palmeri.*
Figure 5. Amaranthus palmeri.



Figura 6. *Panicum dichotomiflorum.*
Figure 6. Panicum dichotomiflorum.



Figura 7. *Eleusine indica.*
Figure 7. Eleusine indica.



Figura 8. *Aster squamatus.*
Figure 8. Aster squamatus.

su alta capacidad de regeneración de hijuelos a partir de yemas intravaginales. Ambas especies muestran metabolismo C4, por lo que su presencia está restringida al periodo comprendido entre junio y octubre. Su adaptación a éste y otros cultivos de regadío, les permite mostrar diferente arquitectura vegetativa. Ante un manejo definido por siegas frecuentes muestran un recurrente y activo desarrollo de hijuelos que alcanzan la floración en pocos días, garantizando la producción de semillas de forma continua. Ambas especies aparecen también en frutales de regadío, donde suele ser recurrente el pase de picadora por las calles.

Otro caso singular lo constituye *Aster squamatus* (figura 8) una asterácea de origen americano de gran porte que dada su capacidad de regenerar yemas a partir de la parte basal del tallo muestra una alta adaptación a sistemas agrícolas con perturbación por segadora (p.e. campos de alfalfa) o mediante picadora (p.e. frutales o viñedos). El hándicap de su presencia lo constituye la lignificación de la base del tallo a lo largo de los años, que no solo resulta persistente sino además muy vigorosa, facilitando la regeneración de nuevas yemas y, por ende, nuevas ramificaciones. Además, aquellos ejemplares que llegan a florecer, permiten dispersar sus pequeños aquenios mediante procesos de anemocoria, favoreciendo nuevas germinaciones en un sistema donde los recursos por agua y nutrientes no son limitantes. Estando ya la planta desarrollada su sensibilidad a los posibles tratamientos herbicidas es prácticamente nula, y más aún si la planta ha lignificado su base al llevar dos o más años instalada.

Cultivos leñosos de regadío

En los campos de frutales de regadío el distinto manejo que se lleva a cabo permite albergar unas u otras especies de malas hierbas. Uno de los principales factores lo constituye el tipo de riego. Tanto en campos con riego por inundación como por riego por goteo, el manejo de la vegetación bajo la línea del cultivo suele realizarse mediante la aplicación de herbicidas. Este hecho ha constituido, en las últimas décadas, un cambio significativo en el manejo de la vegetación. Tradicionalmente, el manejo se realizaba mediante segadoras de discos tanto en la calle como bajo la línea; en la actualidad se ha generalizado el pase de picadora, permitiendo un corte más bajo y eficaz, combinado con aplicaciones de herbicidas bajo la línea del cultivo. Precisamente, la frecuencia del pase de picadora define el tipo de intervención mecánica y la vegetación que allí se instala. En aquellos casos donde existe riego por inundación se favorecen unas condiciones de alta humedad, que junto al tipo manejo de la cubierta, permiten albergar especies de hábito anual o de tipo hemicriptófito capaces de regenerarse a partir de yemas ubicadas a nivel del suelo. Ciertas gramíneas con dichos atributos biológicos han encontrado, en las últimas décadas, un escenario adecuado para su instalación y persistencia. Como ejemplos de anuales citamos *P. dichotomiflorum* y *E. indica*; como ejemplos de hemicriptófitos destacan: *Bromus catharticus, Paspalum dilatatum* y *Sporobolus indicus*. Las tres con distinto origen: América del Sur, América del Norte y Sur de Asia, respectivamente. Se desconoce las causas de su introducción, pero en el caso de las dos primeras parecen tratarse de especies introducidas como cultivos forrajeros o para su uso como cubierta vegetal. *P. dilatatum* se cultiva también como césped ornamental.

Las aplicaciones herbicidas realizadas bajo la línea del cultivo, especialmente en campos con riego por goteo, ha creado un nuevo escenario para la vegetación herbácea. La diferente sensibilidad de la flora allí presente a los herbicidas que suelen aplicarse, especialmente glifosato, ha favorecido la selección de ciertas especies en detrimento de otras. Uno de los casos más relevantes lo constituyen *Conyza bonariensis* (figura 9). Esta especie, originaria de América del Sur, es un claro ejemplo de cambio en su estrategia evolutiva



Figura 9. *Conyza bonariensis.*
Figure 9. Conyza bonariensis.

como planta invasora. Su expansión por sistemas agrícolas y ambientes ruderales ha tenido lugar varias décadas después de su introducción (Recasens y Conesa, 2003). Es a partir de los años 90 cuando su presencia se ha visto generalizada. La continua y exitosa dispersión de aquenios por el viento garantiza la expansión de la población, pudiendo instalarse en sistemas donde no hay laboreo del suelo y facilitar su germinación superficial. Los espacios bajo la línea de frutales o viñedos, que suelen ser tratados con herbicidas, son escenarios muy favorables a acoger la presencia de estas especies. *C. bonariensis* muestra tanto emergencias otoñales como de primavera, y en cada estación dentro de un amplio gradiente de semanas (especialmente entre marzo y mayo). Este escalonamiento de las emergencias permite esquivar el efecto de las aplicaciones herbicidas. Por otra parte, una vez que la planta alcanza el tamaño de roseta disminuye mucho su sensibilidad y las aplicaciones resultan de muy baja eficacia. Por último, la presión de selección impuesta por la reiteración en el uso de un mismo tipo de herbicida ha conllevado la aparición de biotipos resistentes. Se conocen, para *C. bonariensis*, casos de resistencia a glifosato en frutales en Aragón (Langa *et al.*, 2015).

Entorno legislativo

La gestión de las especies exóticas en Cataluña se halla regulada mediante niveles legislativos: el comunitario, el estatal y el autonómico.

A nivel comunitario el documento normativo es el Reglamento 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de

2014 (DOUE, 2014) sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras. Este reglamento permite, mediante actos de ejecución, elaborar listas de especies exóticas actualizadas que son preocupantes para la Unión Europea. Hasta el momento son dos las publicadas: reglamentos de ejecución 2016/1141, de 13 de julio, y 2017/1263, de 12 de julio (DOUE, 2016; DOUE, 2017). A nivel estatal la gestión de las especies exóticas invasoras está mediada por el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto (BOE, 2013), que regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad) (BOE, 2007), junto con la Sentencia de 16 de marzo de 2016 del Tribunal Supremo, que anula algunos extremos del Real Decreto anterior (BOE, 2016). Ambas normativas establecen listados de especies invasoras en base a criterios diferentes, siendo la norma estatal la que recoge un mayor número de ellas.

Desde el punto de vista legislativo, tanto a nivel europeo como nacional, las invasiones producidas por especies vegetales en los sistemas agrícolas han tenido una consideración desigual respecto a las protagonizadas por plagas de insectos o patógenos. Dentro de la Directiva Europea 2000/29/CE (DOCE, 2000) para la prevención de la introducción de organismos nocivos para los vegetales o productos vegetales, se incluía un largo listado de insectos, ácaros, nematodos, hongos y virus. Tan solo incorporaba el género vegetal *Arceuthobium*, para las especies no europeas, aunque lo era por su carácter parásito. Ninguna especie vegetal con aptitud como mala hierba se incluía en ese listado de organismos nocivos para los cultivos.

Por otra parte, el catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE, 2013), elaborado a partir de las bases establecidas en el derogado Real Decreto 1628/2011 de 12 de diciembre (BOE, 2011), en su preámbulo especificaba: *La introducción de especies invasoras puede ocasionar graves perjuicios a la economía, especialmente a la producción agrícola, ganadera y forestal, e incluso a la salud pública*. Sin embargo, la inclusión de los sistemas agrícolas como escenarios susceptibles a la invasión, no se ha visto reflejada en la definición de especie exótica invasora que se da más adelante en ese mismo decreto: *Especie exótica es aquella que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural, y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética*. A su vez, si miramos la lista de especies vegetales incluidas como invasoras en el Real Decreto de 630/2013 (BOE, 2013) la gran mayoría de ellas corresponden a especies arbóreas y arbustivas presentes en sistemas naturales, y el área de prevención de su presencia, corresponde en la mayoría de casos, a territorios insulares (Baleares y Canarias). Resulta por tanto paradigmático que se exponga el riesgo para la agricultura de la presencia de especies invasoras y no se incluya ninguna especie de mala hierba exótica que muestre, o haya mostrado, riesgo de invasión.

Podríamos pensar que estas especies están recogidas en la Ley 43/2002 de Sanidad Vegetal (BOE, 2002) y que por lo tanto es ésta y no aquélla la norma legal que regula su presencia. La ley de Sanidad Vegetal creó un marco legal apropiado para la defensa de vegetales y de productos vegetales contra los daños producidos por plagas. Hace mención a la necesidad de evitar la introducción de organismos de cuarentena y a otros aspectos relacionados con la defensa fitosanitaria. Sin embargo, tampoco hace una mención expresa a la tipología de organismos ni ha sido desarrollada de forma detallada por ninguna normativa que incluya a las malas hierbas exóticas invasoras. Es evidente que nos encontramos ante un enfoque planteado más

como un problema medioambiental que agronómico. Ello ha llevado, a una situación de cierto vacío legislativo en materia de prevención y de actuación frente a la presencia de especies vegetales alóctonas que han mostrado una clara expansión como malas hierbas en nuestros cultivos.

En Cataluña, además de aquellos marcos normativos comunitario y estatal es también de aplicación la normativa autonómica propia que se concreta en el Decreto 137/2014, de 7 de octubre (DOGC, 2014) sobre medidas para evitar la introducción y propagación de organismos nocivos especialmente peligrosos para los vegetales y productos vegetales, que deroga uno anterior (Decreto 6/1985, de 14 de enero) (DOGC, 1985). Este Decreto 137/2014, no es solo el instrumento jurídico para declarar oficialmente un organismo nocivo, sino que además es la vía para dar a conocer nuevos focos expansivos de especies nocivas y las zonas demarcadas dentro de las cuales es preceptivo aplicar las medidas que se dicten. El Decreto también define los organismos nocivos para los vegetales como aquellos: a) de cualquier especie que sea identificada por la normativa europea; b) se hallen incluidos en alguna de las decisiones comunitarias sobre medidas de emergencia y/o control; c) aquellos que se hallen determinados en las listas de alerta de la Organización Europa y Mediterránea para la Protección de las Plantas (OEPP-EPPO), y d) todos aquellos otros que, siendo detectados en el territorio catalán por el departamento competente en materia de sanidad vegetal y con una base científica sólida, dé lugar a la adopción de medidas cautelares para evitar que pueda producir perjuicios económicos o medioambientales. El órgano competente es actualmente la *Direcció General d'Agricultura i Ramaderia*.

Listas de alerta y catálogos de especies exóticas

En Cataluña además de los textos normativos y como complemento en la detección de especies exóticas y la toma de decisiones, existen y se usan documentos científico-técnicos que aportan catálogos o listados de especies exóticas con valoraciones en base a su naturalización y agresividad.

En este sentido, la Organización Europea y Mediterránea para la Protección de las Plantas –EPPO– (EPPO, 2019) tiene sus listas A1 (organismos de cuarentena no presentes en el ámbito de la EPPO) y A2 (aquellos presentes en alguna zona del territorio) que se actualizan frecuentemente y que conviene conocer. Las listas A1 y A2 de la EPPO tienen carácter consultivo, por lo que no todos los organismos incluidos en ellas están considerados oficialmente como de cuarentena en la Directiva 2000/29/CE (DOCE, 2000). Pero también posee la lista de especies invasoras y la lista de alerta; esta última consiste en una breve relación de especies exóticas que representan un riesgo para los estados miembros de la EPPO y que además de generar una alerta preventiva puedan ser utilizadas para establecer una evaluación de análisis de riesgos. Esta lista de alerta no es, de ningún modo, una lista de cuarentena, pero es la que recoge el Decreto 137/2014 catalán (DOGC, 2014) como referencia para poder declarar oficialmente una planta como organismo nocivo.

Por otro lado existe también el Sistema de Información de Especies Exóticas de Cataluña. Se trata de una base de datos sobre especies exóticas en Cataluña que identifica y caracteriza todas las especies alóctonas de distintos grupos de organismos. Forma parte del proyecto EXOCAT (EXOCAT, 2019) en el que colaboran El *Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals* (CREAF) y el *Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals de la Generalitat de Catalunya*. Esta base de datos

reúne la mayoría de la información sobre especies exóticas en cuanto a la distribución, procedencia, vía de entrada y estado de invasión o estatus en el territorio catalán. Para las especies vegetales, algunas de esas citas son antiguas y corresponden a especies que no han logrado establecerse, pero las hay que corresponden a introducciones muy recientes que es necesario monitorizar para evitar su establecimiento, expansión y peligrosidad. El documento también diferencia las especies translocadas, es decir especies autóctonas de algunas áreas de la Península Ibérica pero que han sido introducidas en territorios donde previamente no existían. Estas especies pueden también provocar impactos de carácter similar a los que generan las especies exóticas en sentido amplio.

A través del Decreto 6/1985 (DOGC, 1985), hoy derogado a partir del Decreto 137/2014 actualmente vigente (DOGC 2014), y como ya se ha mencionado más arriba, se publicaron en los años 2005 y 2006 diversas órdenes (DOGC, 2005, 2006a y 2006b) mediante las cuales se declararon oficialmente organismos nocivos –malas hierbas– en Cataluña a las especies *Sicyos angulatus*, *Leptochloa* sp., *Leersia oryzoides*, *Sagittaria* sp. y *Solanum carolinense*. Las declaraciones también establecían las medidas obligatorias de lucha. Para *Amaranthus palmeri*, la orden se ha publicado de forma reciente (DOGC, 2019).

Análisis crítico de la inclusión de especies arvenses en listas de nocividad

El amplio conjunto de datos generados a partir de las listas oficiales de especies exóticas invasoras y de las listas referentes a especies con potencial invasor y de peligrosidad todavía desconocida, obliga a plantearnos: ¿hasta qué punto las listas oficiales recogen todas las especies exóticas con potencial nocivo para los cultivos? Como respuesta, exponemos una visión crítica al respecto comparando la información obtenida a partir de nuestras observaciones con la información aportada en esas listas.

En la tabla 1 se presentan las especies de malas hierbas exóticas que hallándose en Cataluña son consideradas nocivas o potencialmente nocivas. Estas especies se hallan reunidas en: a) listas de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión Europea (Reglamento UE 1143/2014) (DOUE, 2014); b) especies incluidas a nivel nacional en el RD 630/2013) (BOE 2013); c) especies recogidas, a nivel de Cataluña, en el DOGC (DOGC, 2005, 2006a y 2019) a través de órdenes de declaración oficial de nocivas; d) especies incluidas en las listas de la EPPO (EPPO, 2019), y e) especies incluidas en la lista EXOCAT (EXOCAT, 2019).

Las especies que fueron declaradas oficialmente malas hierbas nocivas en Cataluña en los años 2005 y 2006 (DOGC, 2005; 2006a y 2006b), no han desarrollado un grado de amenaza para los cultivos, a excepción de las especies de *Leptochloa*, que si bien son bastante frecuentes en los campos de arroz del Delta del Ebro, su nocividad es menor que la que se ha detectado en otras zonas arroceras de España. Asimismo, las medidas desarrolladas sobre *Sicyos angulatus* en los cultivos de maíz (Taberner y Sans, 2005) han permitido evitar no sólo su expansión sino incluso establecer una eficaz contención. En este sentido debe destacarse la celeridad con la que actuó la Administración al divulgar la potencial amenaza de esas especies al poco tiempo de conocerse la introducción, así como el monitoreo posterior que se ha prolongado más de diez años.

Por su parte *Amaranthus palmeri* viene recogido en la lista de Alerta de EPPO (EPPO, 2019) y en EXOCAT (EXOCAT, 2019) por su seria amenaza. Su presencia cada vez más frecuente y abundante, requiere una declaración administrativa como mala hierba invasora con el fin de promover su contención y evitar su ex-

Tabla 1. Especies vegetales, presentes en sistemas agrícolas de Cataluña, consideradas nocivas por su potencial invasor, según diferentes fuentes: Reglamento Unión Europea (DOUE, 2014); Catálogo Español (BOE, 2013); DOGC (2005, 2006a, 2006b, 2019), lista de alerta EPPO (2019) y lista EXOCAT (2019).
Table1. Plant species, present in agricultural systems of Catalonia, considered harmful due to their invasive potential, according different sources: European Union Law (DOUE, 2014); Official State Gazette (BOE, 2013); DOGC (2005, 2006a, 2006b, 2019), EPPO Alert List (2019) and EXOCAT list (2019).

	DOUE	BOE	DOGC	EPPO	EXOCAT
Amaranthus palmeri	·	·	X	X^{A}	X^{es}
Ambrosia artemisiifolia	·	X	·	X^{I}	X$^{no\ es}$
Araujia sericifera	·	X	·	X^{I}	X
Azolla filiculoides	.	.	·	X^{I}	X
Bidens frondosa	·	X^{3}	·	X^{I}	X
Bidens subalternans	·	·	·	X^{A}	X
Eichhornia crassipes	X	X	·	X^{A12}	X^{es}
Leersia oryzoides	·	·	X	·	·
Leptochloa sp.[1]	·	·	X	·	X^{es}
Sagittaria sp.[2]	·	·	X	·	X$^{no\ es}$
Oxalis pes-caprae	·	X	·	X^{I}	X
Paspalum distichum	.	.	.	X^{I}	X
Sicyos angulatus	·	·	X	X^{I}	X^{i}
Senecio inaequidens	·	X	·	X^{I}	X
Solanum carolinense	·	·	X	·	·

[1] EXOCAT distingue: *L. fusca* subsp. *uninervia* y *L. fusca* subsp. *fascicularis.*

[2] Solo para especies de *Sagittaria* no europeas (*S. montevidensis* subsp. *calycina*).

[3] BOE reúne en *Azolla* sp. todas las especies del género.

A: en lista de alerta; *A12*: en listas *A1/A2*; *I*: en lista de plantas invasoras.

es: especie establecida; *no es*: especie no establecida; *i*: introducida.

pansión. Los Servicios de Sanidad Vegetal de Cataluña y Aragón han iniciado actuaciones en ese sentido, habiéndose publicado, de forma reciente, la correspondiente Orden en Cataluña (DOGC, 2019). Por su parte la presencia de *Bidens subalternans* siendo más frecuente en sistemas naturales –especialmente en sistemas riparios– que en sistemas agrícolas, debería ser motivo también de vigilancia.

Sin embargo, desde el punto de vista crítico cabe también resaltar la escasa o nula transferencia de datos entre los responsables de EXOCAT y la *Conselleria de Agricultura* y viceversa, puesto que se detecta que: a) especies exóticas que han sido declaradas nocivas no constan en los listados de EXOCAT o se incorporan tarde (casos de *Solanum carolinense*, *Leersia oryzoides*, *Leptochloa fusca* subsp. *fas-*

cicularis); b) algunos de los géneros declarados como nocivos por parte de la Administración contienen especies que no deben ser consideradas como exóticas (*Sagittaria* sp.) y c) existe una cierta tendencia a subestimar los estatus de algunas especies que, al hallarse poco representadas en el medio natural (*Leersia oryzoides*), EXOCAT no las recoge o no las contempla como amenaza potencial como malas hierbas de cultivos.

De modo similar actúa el *Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals de la Generalitat de Catalunya* que subestima las especies exóticas recientemente introducidas en hábitats ruderales y campos de cultivo al no considerarlas de su competencia. En base a este criterio, no se establecen protocolos para su prevención y lucha por lo que se pierde eficacia para su erradicación.

Situación actual en sistemas agrícolas en Cataluña. Evaluación de riesgos

En el punto 4 se han expuesto distintos casos de invasiones vegetales registradas en los sistemas agrícolas de Cataluña en las últimas décadas. La desigual expansión e impacto generado según especies, responde a la posibilidad, o no, de una rápida actuación y establecimiento de estrategias de contención. Un buen paradigma son los casos de *Abutilon theophrasti* y *Sicyos angulatus,* iniciados ambos en un mismo tipo de cultivo y territorio, que han devenido en casos muy dispares. La adopción de medidas cautelares en 2004 contra *S. angulatus* ha resultado decisiva. Desconocemos si una decisión similar en 1980 hubiese tenido igual repercusión contra *A. theophrasti*. No obstante, sí podemos afirmar que, aunque la erradicación o contención de una especie con potencial invasor no llegue a resultar del todo exitosa, siempre resultará favorable si se mantienen las medidas cautelares adecuadas. Un ejemplo es la distinta situación de las infestaciones de los campos de arroz del Delta del Ebro respecto a otras zonas arroceras de España por parte de especies del género *Leptochloa* y *Leersia*.

Precisamente, en esta dirección se han desarrollado múltiples estrategias basadas en esquemas predictivos de riesgo y de impacto (conocidos como *Weed Risk Assessment Tools*). El objetivo de dichos esquemas es determinar la probabilidad de entrada, establecimiento, dispersión e impactos potenciales de una determinada especie exótica en una región. Estos cálculos se suelen realizar mediante modelos estadísticos, por medio de la creación de rangos semicuantitativos o mediante puntuaciones cualitativas llevadas a cabo por expertos. La finalidad de estos modelos consiste en caracterizar el potencial invasor de una especie de cara a desarrollar medidas de contención o control y minimizar los daños potenciales que pudiese ocasionar. En la actualidad, en Europa, dichas evaluaciones se llevan a cabo a través de distintos protocolos, incluyendo, entre otros, algunos tan extendidos como EPPO-EIA (Kenis *et al.*, 2012), Harmonia+ (D'hondt *et al.*, 2015), GABLIS (Essl *et al.*, 2011) o GISS (Nentwig *et al.*, 2016). Todos ellos deben cumplir unos estándares mínimos de calidad y seguir la regulación europea (Regulation EU Nº 1143/2014) (DOUE, 2014).

El desarrollo y aplicación de estos esquemas se ha utilizado en la predicción de invasiones a nivel regional, centrándose de manera preferente en ambientes naturales (K ivánek y Pyšek, 2006; Gassó *et al.*, 2009), si bien hay también ejemplos de su aplicación en ambientes agrícolas, y de manera especial en agroecosistemas mediterráneos (Crosti *et al.*, 2010). Dichos esquemas son particularmente útiles en la evaluación y control de especies fáciles de detectar y que permanecen largo tiempo en fase de naturalización antes de desarrollar un comportamiento invasor (Hulme, 2012). La capacidad predictiva de los diferentes protocolos suele ser elevada cuando

se aplican de forma independiente y, de hecho, su aplicación se ha demostrado eficaz a la hora de reducir daños económicos (Keller *et al.*, 2007). Sin embargo, estudios recientes alertan sobre la subjetividad implícita en las valoraciones de dichos protocolos (Dana *et al.*, 2019) al depender del grado de experiencia del evaluador y de la escala espacial de aplicación, lo que puede dar lugar a inconsistencias en las valoraciones de riesgo cuando se analizan, en conjunto, los resultados de diferentes esquemas (González-Moreno *et al.*, 2019). Por otro lado, la limitación en la funcionalidad de dicha metodología también recae en la dificultad en cuantificar objetivamente los daños causados por las especies evaluadas, en medir la variabilidad y la estocasticidad inherente de los hábitats hospedadores (Hulme, 2012) y en la falta de estandarización de los diferentes protocolos de evaluación diseñados hasta ahora (González-Moreno *et al.*, 2019).

En el caso que nos ocupa sería necesario el desarrollo de esquemas de análisis de riesgo consensuados por expertos que integren las características particulares de los ambientes agrícolas, ya que son, en un gran número de ocasiones, puerta de entrada al establecimiento de poblaciones de especies exóticas potencialmente invasoras (Richardson *et al.*, 2000). Por otro lado, entre los aspectos a considerar en dichos esquemas resulta necesario, por un lado, una valoración más exhaustiva de los atributos funcionales de las especies ya que éstos son claves en el éxito de su establecimiento en campos de cultivo. Asimismo sería necesario valorar aquellas prácticas de manejo que favorecen la invasibilidad de los agroecosistemas. Una integración de dichos esquemas dentro de un análisis global de la vulnerabilidad de cada sistema agrícola permitiría desarrollar una metodología mucho más robusta de evaluación del potencial invasor de nuevas especies exóticas, así como de manejo de los cultivos de cara a la priorización, monitorización y erradicación de estas especies una vez presentes en ellos.

En este sentido, dichas estrategias de prevención deben ser aplicadas, no sólo en el análisis del riesgo que suponen las especies vegetales exóticas detectadas en nuestros cultivos, sino en la evaluación de la probabilidad de entrada y establecimiento de aquellas otras que, aun sin haber sido citadas todavía en nuestro entorno, ya han demostrado un comportamiento invasor en territorios cercanos o en hábitats de características similares. Se trata de establecer medidas de prevención al igual que se llevan a cabo contra patógenos y plagas agrícolas, no solo por ser la estrategia más eficaz, sino también la opción más económica (Andreu y Vilà, 2007). Esta anticipación requiere no solo la categorización de las especies potencialmente invasoras, sino también el conocimiento de las características ambientales y de adaptación al manejo que favorecen su expansión en las regiones de origen o en aquellas otras donde ya se han establecido (Pheloung *et al*., 1999).

Para alcanzar la máxima efectividad de estas estrategias, en el contexto de los sistemas agrícolas, resulta necesaria e imprescindible la colaboración de distintas entidades y organismos gestores, tanto a nivel local como regional, así como de una adecuada formación, en el ámbito de las invasiones biológicas, de los actores y agentes involucrados (técnicos de Asociaciones de Defensa Vegetal, asesores cualificados, técnico de Servicios de Sanidad Vegetal, etc.). Todos estos elementos, acompañados de campañas de sensibilización son prioritarios de cara a reforzar el apoyo que los agricultores afectados deban recibir de las políticas de prevención y gestión de las malas hierbas invasoras.

Referencias bibliográficas

Andreu J, Vilà M (2007). Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. Ecosistemas 16: 109-124.

BOE (2002). Ley 43/2002, de 20 de noviembre, de sanidad vegetal (última modificación 5de marzo de 2011). Boletín Oficial del Estado núm. 279, de 21 de noviembre de 2002.

BOE (2007). Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (última actualización 21 de julio de 2018). Boletín Oficial del Estado núm. 299, de 14 de diciembre de 2007.

BOE (2011). Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. Boletín Oficial del Estado núm. 298, de 12 de diciembre de 2011. Disposición derogada.

BOE (2013). Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Boletín Oficial del Estado núm. 185, de 5 de agosto de 2013.

BOE (2016). Sentencia de 16 de marzo de 2016, de la Sala Tercera del Tribunal Supremo, que anula los siguientes extremos del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, que regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras […]. Boletín Oficial del Estado núm. 146, de 17 de junio de 2016.

Carretero JL (2004) Flora arvense española. Las malas hierbas de los cultivos españoles. Ed. Phytoma España.

Clements DR, DiTommaso A, Jordan N, Booth BD, Cardina J, Doohan D, Mohler CL, Murphy SD, Swanton CL (2004). Adaptability of plants invading North American cropland. Agriculture Ecosystems and Environment 104: 379-398. https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.03.003

Conesa JA, Sanz-Elorza M (1998). *Azolla filliculoides* Lam y *Heteranthera limosa* (Sw.) Willd, dos nuevas malas hierbas de los arrozales altoaragoneses. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 94V(3): 177-184.

Crosti R, Cascone C, Cipollaro S (2010). Use of a weed risk assessment for the Mediterranean region of Central Italy to prevent loss of functionality and biodiversity in agro-ecosystems. Biological Invasions 12: 1607-1616. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9573-6

Daehler CC (1998). The taxonomic distribution of invasive angiosperms plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. Biological Conservation 84: 167-180. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00096-7

Dana ED, García-de-Lomas J, Verloove F, Vilà M (2019). Common deficiencies of actions for managing invasive alien species: a decision-support checklist. NeoBiota 48: 97-112. https://doi.org/10.3897/neobiota.48.35118

Davis MA, Grime JP, Thompson K (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. Journal of Ecology 88: 528-534. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x

D'hondt B, Vanderhoeven S, Roelandt S, Mayer F, Versteirt V, Adriaens T, Ducheyne E, Martin GS, Grégoire JC, Stiers I, Quoilin S, Cigar J, Heughebaert A, Branquart E (2015). *Harmonia*$^{+}$ and *Pandora*$^{+}$: risk screening tools for potentially invasive plants, animals and their pathogens. Biological Invasions 17: 1869-1883. https://doi.org/10.1007/s10530-015-0843-1

Díaz A, Taberner A, Vilaplana L (2019). The emergence of a new weed in maize plantations: characterization and genetic structure using microsatellite markers. Genetic Resources and Crop Evolution (publicado on line el 13 septiembre 2019). https://doi.org/10.1007/s10722-019-00828-z

DOCE (2000). Directiva 2000/29/CE del Consejo, de 8 de mayo de 2000, relativa a las medidas de protección contra la introducción en la Comunidad de organismos nocivos para los vegetales o productos vegetales y contra su propagación en el interior de la Comunidad.

DOGC (1985). Decret 6/1985, de 14 de gener, sobre mesures urgents per a l'eradicació de focus de plagues especialment perilloses per als vegetals. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya núm. 511, de 8 de febrero de 1985.

DOGC (2005). Ordre ARP/10/2005, de 18 de gener, per la qual es declara l'existència oficial de la

mala herba *Sicyos angulatus* L, i s'estableixen mesures obligatòries de lluita. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya núm. 4315, de 3 de febrero de 2005.

DOGC (2006a). Ordre ARP/339/2006, de 30 de juny, per la qual es declara l'existència oficial de la mala herba *Solanum carolinense*, i s'estableixen mesures obligatòries de lluita. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya núm. 4671, de 7 de julio de 2006.

DOGC (2006b). Ordre ARP/342/2006, de 30 de juny, per la qual es declara l'existència oficial a Catalunya de les males herbes *Leptochloa* sp., *Leersia oryzoides* i *Sagittaria* sp., i s'estableixen mesures obligatòries de lluita. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya núm. 4671, de 7 de julio de 2006.

DOGC (2014). Decret 137/2014, de 7 d'octubre, sobre mesures per evitar la introducció i propagació d'organismes nocius especialment perillosos per als vegetals i productes vegetals. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya núm. 6724, de 9 de octubre de 2014.

DOGC (2019). Ordre ARP/172/2019, de 10 de setembre, per la qual es declara l'existència de la mala herba *Amaranthus palmeri* i es qualifica d'utilitat pública la lluita contra aquesta. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya núm. 7959, de 13 de septiembre de 2019.

DOUE (2014). Reglamento (UE) 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.

DOUE (2016). Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 de la Comisión, de 13 de julio de 2016, por el que se adopta una lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo.

DOUE (2017). Reglamento de Ejecución (UE) 2017/1263 de la Comisión, de 12 de julio de 2017, por el que se actualiza la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión establecida por el Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo.

EPPO (2019). European and Mediterranean Plant Protection Organization. EPO Data Base. Disponible en: www.eppo.int/ACTIVITIES/invasive_alien_plants/iap_lists (Consultado: 19 de julio de 2019).

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. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.08.005

EXOCAT (2019). Exocat, Sistema d'Informació de les Espècies Exòtiques de Catalunya. CREAF y Generalitat de Catalunya. Disponible en: http:// exocat.creaf.cat (Consultado: 23 de julio de 2019).

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. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00501.x

González-Moreno P, Lazzaro L, Vilà M, Preda C, Adriaens T, Bacher S, Brundu G, Copp GH, Essl F, García-Berthou E, Katsanevakis S, Moen TL, Lucy FE, Nentwig W, *et al*. (2019). Consistency of impact assessment protocols for non-native species. NeoBiota 44: 1-25. https://doi.org/10.3897/neobiota.44.31650

Hejda M, de Bello F (2013). Impact of plant invasions on functional diversity in the vegetation of Central Europe. Journal of Vegetation Science 24: 890-897. https://doi.org/10.1111/jvs.12026

Hulme PE (2012). Weed risk assessment: A way forward or a waste of time? Journal of Applied Ecology 49: 10-19. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02069.x

IUCN (2000). Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. IUCN, Gland, Switzerland.

Juárez-Escario A, Valls J, Solé-Senan XO, Conesa JA (2013). A plant-traits approach to assessing the success of alien weed species in irrigated Mediterranean orchards. Annals of Applied Biology 162: 200-213. https://doi.org/10.1111/aab.12012

Juárez-Escario A, Conesa JA, Solé-Senan X (2016). Identifying alien plants linkages between irrigated orchards and adjacent riparian habitats from a trait-based approach. Agriculture, Ecosystems and Environment 225: 173-183. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.015

Juárez-Escario A, Solé-Senan XO, Recasens J, Taberner A, Conesa JA (2018). Long-term compositional and functional changes in alien and native weed communities in annual and perennial irrigated crops. Annals of Applied Biology 173: 42-54. https://doi.org/10.1111/aab.12432

Keller RP, Lodge DM, Finnoff DC (2007). Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. Proceedings of the National Academy of Sciences 104: 203-207. https://doi.org/10.1073/pnas.0605787104

Kenis M, Bacher S, Baker RHA, Branquart E, Brunel S, Holt J, Hulme PE, MacLeod A, Pergl J, Petter F, Pyšek P, Schrader G, Sissons A, Starfinger U, Schaffner U (2012). New protocols to assess the environmental impact of pests in the EPPO decision-support scheme for pest risk analysis. EPPO Bulletin 42: 21-27. https://doi.org/10.1111/j.1365-2338.2012.02527.x

K ivánek M, Pyšek P (2006). Predicting invasions by woody species in a temperate zone: a test of three risk assessment schemes in the Czech Republic (Central Europe). Diversity and Distributions 12: 319-327. https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00249.x

Langa R, Aibar J, Cirujeda A, Mari AI, León M, y Pardo G (2015). Estudio de la resistencia de *Conyza* spp. al herbicida glifosato en Aragón. XV Congreso de la Sociedad Española de Malherbología: La Malherbología y la transferencia tecnológica, 19-22 octubre 2015, Sevilla. pp. 99-105.

Nentwig W, Bacher S, Pyšek P, Vilà M, Kumschick S (2016) The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. Environmental Monitoring and Assessment 188: 315. https://doi.org/10.1007/s10661-016-5321-4

Osca JM (2013). Expansion of *Leptochloa fusca* ssp. *uninervia* and *Leptochloa fusca* ssp. *fascicularis* in rice fields in Valencia, eastern Spain. Weed Research 53: 479-488. https://doi.org/10.1111/wre.12046

Pál R (2004). Invasive plants threaten segetal weed vegetation of South Hungary. Weed Technology 18: 1314-1318. https://doi.org/10.1614/0890-037X(2004)018[1314:IPTSWV]2.0.CO;2

Pheloung PC, Williams PA, Halloy SR (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of Environmental Management 57: 239-251. https://doi.org/10.1006/jema.1999.0297

Pardo G, Fuertes S, Fernández-Cavada S, Betrán E, Cirujeda A, Marí AI, Aibar J, Zaragoza C, Perdiguer A, Llenes JM, Montull JM, Taberner A (2015). Presencia de teosinte (*Zea* spp.) como mala hierba en los regadíos del valle del Ebro. XV Congreso de la Sociedad Española de Malherbología: La Malherbología y la transferencia tecnológica, 19-22 octubre 2015, Sevilla, pp. 417-424.

Pimentel D, Zuniga R, Morrison D (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. Ecological Economics 52: 273-288. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002

Protopopova VV, Shevera MV, Mosyakin SL (2006) Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. Euphytica, 148: 17-33. https://doi.org/10.1007/s10681-006-5938-4

Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J (2004). Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. Taxon 53: 131-143. https://doi.org/10.2307/4135498

Pyšek P, Lamdon PW, Arianoutsou M, Kühn I, Pino J, Winter M (2009). Alien vascular plants of Europe. En: Handbook of Alien Species in Europe, pp. 43-61. Ed. Springer Science. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_4

Pyšek P, Chytrý M, Jarošík V (2010). Habitats and land-use as determinants of plant invasions in the temperate zone of Europe. En: Bioinvasions and globalization: ecology, economics, management and policy (Ed. Perrings C, Mooney H and Williamson M), pp. 66-79. Oxford University Press, Oxford. https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199560158.003.0006

Recasens J, Conesa JA (1995). Nuevas malas hierbas alóctonas en los cultivos de regadío de Cataluña. Actas Congreso 1995 Sociedad Española de Malherbología, 14-16 noviembre 1995, Huesca, pp. 59-65.

Recasens J, Conesa JA (2003). Atributs biològics de la flora arvense al·lòctona de Catalunya. Acta Botanica Barcinonensia 48:45-46.

Recasens J, Calvet V, Cirujeda A, Conesa JA (2005). Phenological and demographic behaviour of an exotic invasive weed in agroecosystems. Biological Invasions 7: 17-27. https://doi.org/10.1007/s10530-004-9625-x

Recasens J, Conesa JA, Millán J, Taberner A (2007). Previsión del impacto agronómico y económico de *Sicyos angulatus* como mala hierba invasora de campos de maíz en Cataluña. Actas del Congreso 2007 de la Sociedad Española de Malherbología, 7-9 noviembre 2007, Albacete, España, pp. 343-348.

Recasens J, Conesa JA (2011). Presencia de la mala hierba *Amaranthus palmeri* en el NE de la península Ibérica. Una amenaza como potencial invasora de cultivos extensivos de regadío. Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas 37: 129-132.

Recasens J, Osuna MD, Royo-Esnal A, Torra J (2017). *Amaranthus palmeri* en Cataluña y Aragón. ¿Tres poblaciones con un mismo origen? Actas XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología, 24-27 octubre 2017, Pamplona, pp. 15-20.

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta DF, West CJ (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions 6: 93-107. https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x

Richardson DM, Pyšek P (2006). Plant Invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. Progress in Physical Geography 30: 409-431. https://doi.org/10.1191/0309133306pp490pr

Sanz-Elorza M, Dana E, Sobrino E (2004). Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 384 pp.

Sanz-Elorza MG, Mateo RG, González Bernardo F (2009). The historical role of agriculture and gardening in the introduction of alien plants in the western Mediterranean. Plant Ecology 202: 247–256. https://doi.org/10.1007/s11258-008-9474-2

Shea K, Chesson P (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution 17: 170-176. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02495-3

Sellers BA, Smeda RJ, Johnson WG, Kending JA, Ellersieck MR (2003). Comparative growth of six *Amaranthus* species in Missouri. Weed Technology 51: 329-313. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2003)051[0329:CGOSAS]2.0.CO;2

Taberner A, Sans M (2005). Procedimiento de erradicación de *Sicyos angulatus* L. en maíz. En: Malherbología Ibérica y Magrebí: Soluciones comunes a problemas comunes (Ed. Menéndez J, Bastida F, Fernández-Quintanilla C, González-Andújar JL, Recasens J, Royuela M, Verdú, Zaragoza C) pp. 569-574. Universidad de Huelva.

Vilà J (1997). Presencia de *Leersia oryzoides* (L.) Sw. en los arrozales del Baix Empordà. Boletín de la Sociedad Española de Malherbología 24: 9

Vilà M, Williamson M, Londsale M (2004). Competition experiments on alien weeds with crops: lessons for measuring plants invasions impact? Biological invasions 6: 59-69. https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000010122.77024.8a

Zaragoza C, García Floria MC, Aibar J (1993). Presencia de *Heteranthera reniformis* Ruíz y Pavón en el cultivo de arroz en Huesca. Actas Congreso 1993 Sociedad Española de Malherbología, 1-3 septiembre 1993, Lugo, pp. 37-40.

(Aceptado para publicación el 21 de octubre de 2019)

Control químico de la mala hierba invasora *Araujia sericifera* Brot.

D. Gómez de Barreda-Ferraz[1,*], V. De Luca[1], J.M. Osca[1], M. Verdeguer[2] y M. Muñoz[2]

[1] Departamento de Producción Vegetal, Universitat Politècnica de València. Camí de Vera s/n. 46022 Valencia, España

[2] Instituto Agroforestal Mediterráneo, Universitat Politècnica de València. Camí de Vera s/n. 46022 Valencia, España

Resumen

La mala hierba *Araujia sericifera* Brot. fue introducida en Europa como especie ornamental procedente de Sudamérica. Se ha adaptado al manejo de los huertos de cítricos del área Mediterránea, sobre todo a los que descuidan el control de las malas hierbas y a los abandonados. El objetivo de este estudio fue comprobar la eficacia de los herbicidas autorizados en España en citricultura y de un producto natural en desarrollo frente a esta mala hierba. El trabajo se llevó a cabo en una cámara de crecimiento controlado donde se cultivó la mala hierba en macetas. Se realizaron 2 ensayos en preemergencia de la mala hierba aplicando 11 materias activas y mezclas y otros 3 ensayos en postemergencia, aplicando 14 materias activas y mezclas en dos estados fenológicos diferentes. Se concluyó que la mezcla de penoxsulam + florasulam aplicada al suelo en preemergencia de la mala hierba resultó muy efectiva, sin embargo, el control en postemergencia fue más efectivo que en preemergencia, sobre todo con los herbicidas de contacto (ácido pelargónico, diquat, Natural y piraflufen etil). El herbicida Natural se mostró efectivo solo en postemergencia.

Palabras clave: Herbicidas, plantas invasoras, citricultura, herbicida natural, malherbología.

Chemical control of the invasive weed *Araujia sericifera* Brot.

Abstract

Araujia sericifera Brot. is a weed that was introduced in Europe from South America as an ornamental species. It has had a successfully adaptation to citrus orchards management in the Mediterranean area, especially on poorly weed managed or abandoned ones. The objective of this study was to determine the efficacy of the authorized herbicides in Spain for citrus against *A. sericifera* and a Natural product under development. The study was conducted in a controlled environmental chamber where the weed was cultivated in pots. The whole study consisted in 2 experiments applying 11 pre-emergent herbicides and mixtures and 3 experiments applying 14 post-emergent herbicides and mixtures in two different phenological stages. In conclusion, post-emergent control was better than pre-emergent treatments, especially with contact herbicides (pelargonic acid, diquat, Natural and pyraflufen ethyl). However, the penoxsulam + florasulam combination applied to the soil was very effective. The Natural herbicide was just effective when it was applied on post-emergence of the weed.

Keywords: Herbicides, invasive plants, citriculture, natural herbicide, weed science.

* Autor para correspondencia: diegode@btc.upv.es

Cita del artículo: Gómez de Barreda-Ferraz D, De Luca V, Osca JM, Verdeguer M, Muñoz M (2020). Control químico de la mala hierba invasora *Araujia sericifera* Brot. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 116(3): 212-226. https://doi.org/10.12706/itea.2020.001

Introducción

Araujia sericifera Brot., es una planta perenne trepadora de la familia Apocynaceae, originaria de Sudamérica y que fue introducida en Europa como especie ornamental (Sobrino *et al*., 2002; Parrella *et al*., 2013). Presenta hojas de 5-10 cm y flores blancas con bandas rosadas (Carretero, 2004). El fruto tiene una longitud de 8-12 cm y anchura de 5-6 cm, es pruinoso, verdoso, péndulo y madura a finales del estío (Calle, 2010), conteniendo una media de 421 semillas (Vivian-Smith y Panetta, 2005). Durante el otoño e invierno se abren los frutos de *A. sericifera*, dispersando sus numerosas semillas provistas de vilano, que en condiciones de sombra y humedad germinan más del 90% (Gómez de Barreda, 1997).

Hace ya más de 40 años que fue detectada en España en huertos de cítricos (Gómez de Barreda, 1976), pronosticándose entonces una rápida infestación y dificultad en su erradicación bajo la copa del árbol pues el manejo de los cítricos estaba cambiando debido a la adopción del no cultivo gracias a los herbicidas y al riego localizado. Hoy en día, en España, *A. sericifera* se encuentra fundamentalmente en campos de frutales mal cuidados o abandonados de la franja costera del litoral Mediterráneo, coincidiendo con el área de cultivo de los cítricos, con los que se encuentra comúnmente asociada. Las plántulas que germinan a finales de la primavera bajo la copa del árbol, rápidamente buscan un tutor para enredarse y crecer, encontrando en las ramas bajas de los cítricos o la base del patrón, su mejor aliado. Una vez conseguido el tutor, se desarrolla rápidamente durante el verano, surgiendo varias de sus ramificaciones por la parte superior de la copa del árbol, envolviéndolo al caer por gravedad y haciéndose su parte basal de consistencia leñosa. También invade ecosistemas urbanos (Ward *et al*., 1999), simplemente trepando por los diversos tipos de vallado. Aunque tiene un cierto valor ornamental su presencia no es tan alarmante para el ciudadano, pero se debe saber que presenta un abundante látex que es urticante.

En una extensa y detallada encuesta realizada por Andreu *et al*. (2009), *A. sericifera* fue una de las 43 especies de malas hierbas clasificadas como de mayor impacto nocivo de las 193 especies alóctonas encontradas en España. Posteriormente, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España (MAGRAMA, 2013) ha incluido esta especie en el catálogo de especies exóticas invasoras, estando también incluida desde 2012 en la Lista de Alerta de especies invasoras del European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) (D'Errico *et al*., 2014). No solo es un problema en España sino en otros países europeos (Francia, Grecia, Italia y Portugal), Australia, Israel, Norte América, Nueva Zelanda y Sudáfrica (Coombs y Peter, 2010).

La detección precoz es difícil, escapan a la vista del agricultor, pues las plantas de *A. sericifera* que prosperan son solo las que crecen bajo las densas y muchas veces bajas ramas del arbolado, que forman alrededor del tronco un ambiente propicio para su desarrollo. Además, el color de las hojas de *A. sericifera* es muy similar al de las hojas de los cítricos, se mimetizan con ellas.

El control pasa pues por una detección temprana y eliminación manual de las plantas cuando éstas presentan ya unos 3 a 6 pares de hojas desarrolladas, ya que en estados más tempranos pasan desapercibidas. El control mecánico es difícil, porque las tuberías de riego discurren precisamente por la misma zona de desarrollo de la mala hierba, que es la zona sombreada por la copa y además, muchas veces los árboles están plantados en mesetas elevadas. Sin embargo, Verdú y Más (2007) reportaron un buen control de las malas hierbas mediante un tipo de control físico como es el acolchado con geotextil negro o cáscara de almendra en la línea de los cítricos.

El control químico de esta especie en citricultura es desconocido, no hay referencias científicas en esta dirección, quizás por la sospecha de que el control químico puede presentar problemas. Los herbicidas residuales podrían afectar a las raíces del arbolado y/o los herbicidas de postemergencia a las ramas bajas e incluso a la fruta, bien sea a las variedades tardías de recolección primaveral o a los frutos recién cuajados de recolección otoñal. No obstante, sería útil saber la eficacia frente a *A. sericifera* de los 16 herbicidas que en 2019 estaban autorizados en el cultivo de los cítricos para el control de malas hierbas dicotiledóneas.

Por otro lado, en el año 2009 cambió la legislación sobre productos fitosanitarios en la Unión Europea, mediante el Reglamento (CE) nº 1107/2009, del Parlamento Europeo y del Consejo, relativo a la comercialización de productos fitosanitarios y la Directiva 2009/128/CE, del Parlamento europeo y del Consejo, por la que se establece el marco de actuación comunitaria para conseguir un uso sostenible de los plaguicidas. La normativa se volvió más restrictiva, para promover un uso más racional de los productos fitosanitarios, con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente. Esta normativa se traspuso a la legislación española mediante el Real Decreto 1311/2012 de 14 de septiembre, por el que se establece el marco de actuación para conseguir un uso sostenible de los productos fitosanitarios. La nueva legislación promueve el uso de la gestión integrada de plagas, que implica el examen cuidadoso de todos los métodos de protección vegetal disponibles y la integración de medidas adecuadas para evitar el desarrollo de poblaciones de organismos nocivos, manteniendo el uso de productos fitosanitarios y otras formas de intervención en niveles que estén económica y ecológicamente justificados, que reduzcan o minimicen los riesgos para la salud humana y el medio ambiente.

Uno de los principios de la gestión integrada es que para el control de arvenses se antepondrán, siempre que sea posible, prácticas con bajo consumo de productos fitosanitarios, dando prioridad a los métodos no químicos (biológicos, biotecnológicos, culturales y físicos), de forma que los asesores y usuarios escojan prácticas y productos con menores riesgos para la salud humana y el medio ambiente, de entre todos los disponibles.

En el momento actual hay gran interés para la agricultura por el uso de productos naturales herbicidas, no solo por el hecho de que sean menos tóxicos que los herbicidas sintéticos, sino también por los problemas de resistencias que determinados biotipos de arvenses han desarrollado a los herbicidas sintéticos (Duke *et al*., 2018). Los productos naturales poseen mecanismos de acción diferentes a los de los herbicidas sintéticos, lo que evita la aparición de resistencias a los mismos (Dayan *et al*., 2012; Duke, 2012).

En este contexto, la Universidad Politécnica de Valencia y la empresa Seipasa están colaborando para desarrollar un herbicida natural, que minimice los riesgos para la salud humana y animal y el medio ambiente.

El objetivo de esta investigación es realizar un estudio en cámara de crecimiento de la eficacia de los herbicidas actualmente autorizados en el cultivo de los cítricos sobre la mala hierba *A. sericifera* y compararlo con un producto natural aún en desarrollo.

Material y métodos

Se han realizado 5 experimentos en una cámara de crecimiento en la que se mantuvieron las siguientes condiciones: temperatura en el rango 20-28 ºC; humedad relativa 50%; 12 horas de luz y 12 horas en oscuridad. Los 2 primeros experimentos fueron iguales y consistieron en la aplicación de diferentes

herbicidas para el control en preemergencia de la mala hierba *A. sericifera*, y en los 3 experimentos restantes, se aplicaron 15 herbicidas para el control en postemergencia de la mala hierba cuando ésta se encontraba en estado de cotiledones desplegados (2 experimentos iguales) y en estado de 3 pares de hojas verdaderas desplegadas (1 experimento). En los 5 experimentos se sembraron semillas de la mala hierba procedentes de frutos recolectados en enero de 2019 en un suelo de textura arenosa, con pH 8,35 y un contenido en materia orgánica del 2,61%, procedente de la Huerta de Valencia y sin historial reciente de aplicación de herbicida residual alguno. El suelo se dispuso en macetas de polietileno de 7x7x7 cm de capacidad y se le dio un riego con 30 ml de agua, cantidad suficiente para llevar al suelo a capacidad de campo.

Experimentos de control en preemergencia (en adelante PRE)

Se realizaron 2 experimentos iguales. Se sembraron 10 semillas en cada maceta, se añadió 1 cm más de suelo y se regaron con 30 ml de agua. Posteriormente, a los 2 días de la siembra se aplicaron los 11 herbicidas que se relacionan en la Tabla 1. Los herbicidas del experimento PRE son 6 herbicidas fundamentalmente remanentes autorizados en 2019 en el cultivo de los cítricos (diflufenican, isoxaben, metazacloro, oxifluorfen, pendimetalina y penoxsulam), 2 mezclas de 2 materias activas también autorizadas en 2019 en cítricos y con actividad residual de una o las 2 materias activas de la mezcla (flazasulfuron + glifosato y penoxsulam + florasulam), un herbicida natural aún en fase de desarrollo (denominado

Tabla 1. Materias activas (m.a.) herbicidas, mezclas y dosis empleadas en los experimentos.
Table 1. Herbicide active ingredients (a.m.), mixtures and applied dosage in the experiments.

Herbicidas en preemergencia		Herbicidas en postemergencia	
	Dosis (g m.a./ha)		Dosis (g m.a./ha)
diflufenican	350	ácido pelargónico	10.880
flazasulfuron + glifosato	20,1 + 864	ácido pelargónico + glifosato	8160 + 2880
isoxaben	150	diflufenican	350
metazacloro	500	diflufenican + glifosato	120 + 1080
Natural (3 materias activas)	7476 + 4059 + 7090	diquat	400
norflurazona	2400	flazasulfuron + glifosato	20,1 + 864
oxifluorfen	144	fluroxipir	300
pendimetalina	1365	glifosato	3600
penoxsulam	15,3	MCPA	1250
penoxsulam + florasulam	15 + 7,5	metribucina	490
terbacil	1600	Natural (3 materias activas)	7476 + 4059 + 7090
		oxifluorfen	144
		oxifluorfen + glifosato	120 + 800
		piraflufen-etil	9,3

en este artículo Natural) y 2 herbicidas que antiguamente estuvieron autorizados en el cultivo de los cítricos pero ya no lo están en España en cultivo alguno (norflurazona y terbacil). El producto herbicida Natural, es un prototipo de herbicida desarrollado por la UPV y la empresa Seipasa, que contiene tres productos de origen vegetal con actividad fitotóxica demostrada y presenta acción de contacto, aunque se cree que uno de sus ingredientes pudiera también translocarse.

La aplicación se realizó empleando un equipo que impulsa la solución herbicida con CO_2 a 3 bar de presión y a través de una boquilla de abanico Teejet 9504 EVS. La dosis de caldo fue siempre de 400 l/ha. Una hora tras la aplicación herbicida, se regaron las macetas ligeramente para incorporar al suelo el herbicida, salvo en el caso de la materia activa oxifluorfen. Las macetas se introdujeron en la cámara de crecimiento y se evaluaron los siguientes parámetros: número de plántulas emergidas a los 9, 25 y 31 días después del tratamiento (DDT), altura máxima de las plántulas emergidas por maceta a los 31 DDT, peso fresco total de las plántulas por maceta a los 31 DDT y fenología de las plántulas a los 9, 25 y 31 DDT (datos no mostrados). Los experimentos siguieron un modelo de diseño unifactorial completamente aleatorizado con 5 repeticiones por maceta, uniéndose los resultados de ambos experimentos al no haber diferencias estadísticas significativas entre ellos, por lo que el número de repeticiones final fue de 10. Se realizaron los correspondientes ANOVA al 95% de confianza (test de comparación de medias LSD Fisher) para algunas de las variables estudiadas con el programa estadístico Statgraphics Centurion XVI.

Experimentos de control en postemergencia (en adelante POST)

Se realizaron 3 experimentos, 2 con las plántulas de *A. sericifera* en estado de cotiledones desplegados y uno en estado de 3 pares de hojas verdaderas desplegadas. En estos 3 experimentos, las macetas, el sustrato, el proceso de preparación y siembra de las macetas y la aplicación herbicida fue el mismo que en los experimentos de PRE salvo que se sembraron 5 semillas en vez de 10, de las cuales posteriormente se seleccionó solo 1 de las plántulas emergidas. Se aplicaron 14 herbicidas (Tabla 1): 2 materias activas con acción en postemergencia precoz además de efecto en preemergencia ya usados también en los ensayos de PRE (diflufenican y oxifluorfen), 7 materias activas de postemergencia (ácido pelargónico, diquat, fluroxipir, glifosato, MCPA, metribucina y piraflufen-etil), 4 mezclas de 2 materias activas (ácido pelargónico + glifosato, diflufenican + glifosato, flazasulfuron + glifosato y oxifluorfen + glifosato) y el mismo herbicida natural aplicado en PRE (Natural).

La aplicación se realizó siguiendo exactamente el mismo procedimiento que en los experimentos de PRE en cuanto a equipo de tratamiento, presión y volumen de caldo. Tras la aplicación, las macetas se introdujeron en la cámara de crecimiento y se evaluaron los siguientes parámetros sobre las plantas de *A. sericifera*: fenología a los 0, 7, 14 y 21 DDT (datos no mostrados), altura a los 21 DDT, peso fresco a los 21 DDT y fitotoxicidad a los 7 y 21 DDT mediante una escala visual del 0 al 10, donde el 0 indicaba una planta totalmente sana y el 10 la muerte de la planta. El diseño experimental fue el mismo que en los experimentos PRE, menos en el experimento sobre plantas con 3 pares de hojas desplegadas, que se realizó una única vez y por tanto constaba solo de 5 repeticiones. Se realizaron los correspondientes ANOVA al 95% de confianza (test de comparación de medias LSD Fisher) para algunas de las variables estudiadas con el programa estadístico Statgraphics Centurion XVI. En los experimentos POST, algunas de las variables medidas tuvieron que ser previamente transformadas (el logaritmo en base 10 del peso fresco y el coseno de la

fitotoxicidad) para cumplir con los requerimientos de normalidad de los datos y así poder realizar los ANOVAS correspondientes.

Resultados y discusión

En la Tabla 2 se observa como a los 10 DDT en PRE hay tan solo 2 herbicidas, penoxsulam y su mezcla con florasulam que han impedido de forma clara la emergencia de *A. sericifera*. El resto de materias activas se comporta igual que el control en cuanto a que emergen el mismo número de plántulas, aunque hay que indicar que algunas de éstas lo hacen con claros signos de fitotoxicidad, por ejemplo, con aspecto clorótico en el caso del herbicida terbacil, ausencia de clorofila en plántulas afectadas por norflurazona, crecimiento desordenado en oxifluorfen o crecimiento reducido en las tratadas con pendimetalina. A los 25 DDT, prácticamente la totalidad de las plántulas de *A. sericifera* en las macetas control han emergido y ya se ven más diferencias entre los herbicidas que a los 10 DDT. Se observa como la mezcla flazasulfuron + glifosato impide la emergencia en un 45% de las plántulas con respecto al control (5,1 vs 9,2 respectivamente) y vuelve a observarse una buena acción herbicida de la mezcla penoxsulam + florasulam, con un 87% de eficacia frente al control (1,2 vs 9,2 respectivamente). Es así mismo interesante destacar que a los 25

Tabla 2. Número de plántulas de *Araujia sericifera* emergidas a los 10, 25 y 31 días después del tratamiento (DDT) de diferentes herbicidas en preemergencia. Los números indican la media de 10 macetas y las letras a continuación de cada número indican significancia estadística entre medias de una misma columna cuando éstas son distintas (Test LSD Fisher $P < 0,05$).
Table 2. Number of emerged seedlings of Araujia sericifera *at 10, 25 and 31 days after tretament (DDT) with pre-emergence herbicides. Numbers represent the mean of 10 pots and letters following each number show statistical significance when they differ from other number in the same column (LSD Fisher test at P < 0.05).*

	Número de plántulas emergidas		
	10 DDT	25 DDT	31 DDT
penoxsulam + florasulam	0,0 a	1,2 a	1,5 a
penoxsulam	0,7 a	7,0 cd	7,1 cd
flazasulfuron + glifosato	2,6 b	5,1 b	5,4 b
isoxaben	2,7 bc	7,6 cdef	7,7 cde
norflurazona	3,6 bc	6,4 bc	6,6 bc
oxifluorfen	3,9 bc	7,0 cd	7,3 cde
diflufenican	4,1 bc	8,0 def	8,5 def
metazacloro	4,2 bcd	8,2 efgh	8,7 ef
control	4,4 cd	9,2 gh	9,3 f
pendimetalina	4,4 cde	8,7 fgh	8,7 ef
Natural	5,9 de	9,7 h	9,8 f
terbacil	6,2 e	7,2 cde	7,7 cde

DDT, aunque el herbicida penoxsulam sigue mostrando acción herbicida estadísticamente significativa frente al control, la diferencia es ya muy débil, posiblemente la buena acción herbicida preemergente de su mezcla con florasulam sea debida a esta última materia activa o a que la cantidad de herbicida aplicada al suelo es mayor con la mezcla, pues penoxsulam presenta prácticamente la misma cantidad si se formula solo o en mezcla con florasulam. La eficacia de los herbicidas norflurazona y oxifluorfen para inhibir la emergencia de *A. sericifera* se muestra también estadísticamente significativa, aunque la diferencia con el control es escasa. En este caso el aspecto de las plantas emergidas dista mucho de poder llegar a ser plantas viables y causar daños, sobre todo las tratadas con norflurazona que crecen totalmente blancas al ser este herbicida un inhibidor de la biosíntesis de los carotenoides (Senseman, 2007). En el último día evaluado (31 DDT), hay 3 materias activas autorizadas en citricultura que no han impedido la emergencia de *A. sericifera* (diflufenican, metazacloro y pendimetalina), aunque con diferente efecto sobre el desarrollo de las plántulas, así, las tratadas con diflufenican no mostraban prácticamente signos de fitotoxicidad, mientras que metazacloro y pendimetalina sí que lo mostraban. El herbicida natural, tampoco ha resultado eficaz para la inhibición de la emergencia, pues posiblemente parte del producto pueda haberse evaporado en los minutos posteriores a la aplicación y haber necesitado algún tipo de incorporación al suelo más intensa (mecánica) y/o más rápida tras la aplicación o simplemente algún otro tipo de formulado, quizás uno sólido.

En la Figura 1 se observa la altura máxima alcanzada por las plántulas de *A. sericifera* que han conseguido emerger dentro de cada maceta. Todos los herbicidas menos el producto natural muestran una cierta inhibición del crecimiento y de nuevo la mezcla penoxsulam + florasulam ha sido la que ha ejercido mayor eficacia herbicida. Las 3 plántulas que consiguieron emerger de 100 sembradas, llegaron a una altura media de 11,3 mm mientras que las 93 plántulas control emergidas alcanzaron casi 76,8 mm de altura. Otros herbicidas que causaron una reducción del crecimiento superior al 50% fueron: flazasulfuron + glifosato, metazacloro, norflurazona y penoxsulam. Por último, diflufenican, isoxaben, oxifluorfen y pendimetalina presentaban una menor reducción en crecimiento. En la Figura 2 puede observarse el peso final alcanzado por las plántulas emergidas a los 31 DDT, donde de nuevo puede comprobarse que todas las materias activas ensayadas redujeron el peso frente al control de forma estadísticamente significativa, incluso el producto natural. Sin embargo, se constata de nuevo mucha diferencia en la reducción del peso de las plántulas entre herbicidas. La diferencia entre el control y Natural, isoxaben o diflufenican es escasa mientras que las plántulas emergidas del tratamiento con flazasulfuron + glifosato, norflurazona, penoxsulam, penoxsulam + florasulam y terbacil presentan un peso bajo.

En la Figura 3 se presenta la comparación de la altura alcanzada por las plántulas de *A. sericifera* a los 21 DDT tras ser tratadas en estado de cotiledones desplegados con los 14 herbicidas de postemergencia. Se observa en la gráfica de la Figura 3 una línea vertical discontinua que marca la altura media de las plántulas de la mala hierba en el momento del tratamiento, apreciándose que tan solo han crecido las plántulas control y las tratadas con diflufenican, las demás no solo no crecieron, sino que disminuyeron su altura pues muchos de los herbicidas fueron sumamente eficaces. Los herbicidas que presentan acción por contacto (ácido pelargónico, diquat, Natural y piraflufen) mostraron una fitotoxicidad muy rápida, destacando el producto Natural que en cuestión de escasos minutos ya ejerció su efecto, quedando las plantas prácticamente muertas (Tabla 3). Por

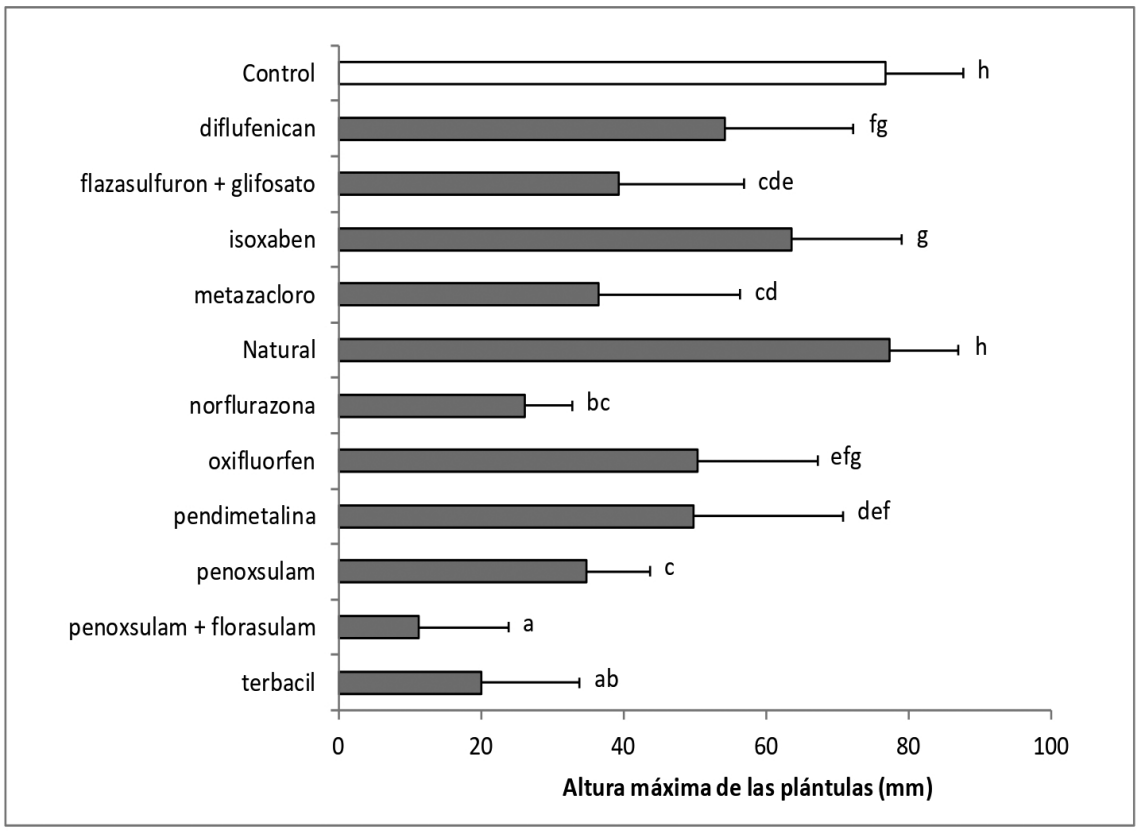


Figura 1. Altura de las plántulas de *Araujia sericifera* a los 31 días de la aplicación de los herbicidas en preemergencia. Las barras indican la media de la altura máxima de las plántulas en 10 macetas y las letras a continuación de cada barra indican significancia estadística entre medias cuando éstas son distintas (Test LSD Fisher $P < 0,05$).

Figure 1. Height of seedlings of Araujia sericifera *at 31 days after treatment with pre-emergence herbicides. Bars represent the mean of the maximum height of the seedlings in 10 pots and letters following each bar show statistical significance when they differ from other bar (LSD Fisher test at $P < 0.05$).*

otra parte, los herbicidas sistémicos tardaron en mostrar un efecto visual y las plántulas tratadas con estos herbicidas no llegaron a morir, aunque eran claramente inviables a los 21 DDT (Tabla 3). En la Figura 4 se corrobora el efecto observado con la inhibición del crecimiento de los 14 herbicidas de postemergencia al determinar el peso de las plántulas tratadas. En general, dejando a un lado los 2 herbicidas que menos han inhibido el crecimiento (diflufenican y fluroxipir), los demás herbicidas han provocado una reducción del peso de las plántulas con respecto a las no tratadas entre un 87 y 97%. La mezcla flazasulfuron + glifosato, que ya había sido muy eficaz en preemergencia, vuelve a resultarlo en postemergencia, donde se nota la inclusión en la mezcla de la sulfonilurea flazasulfuron, pues la cantidad de glifosato en la mezcla era de un 24% menor con respecto

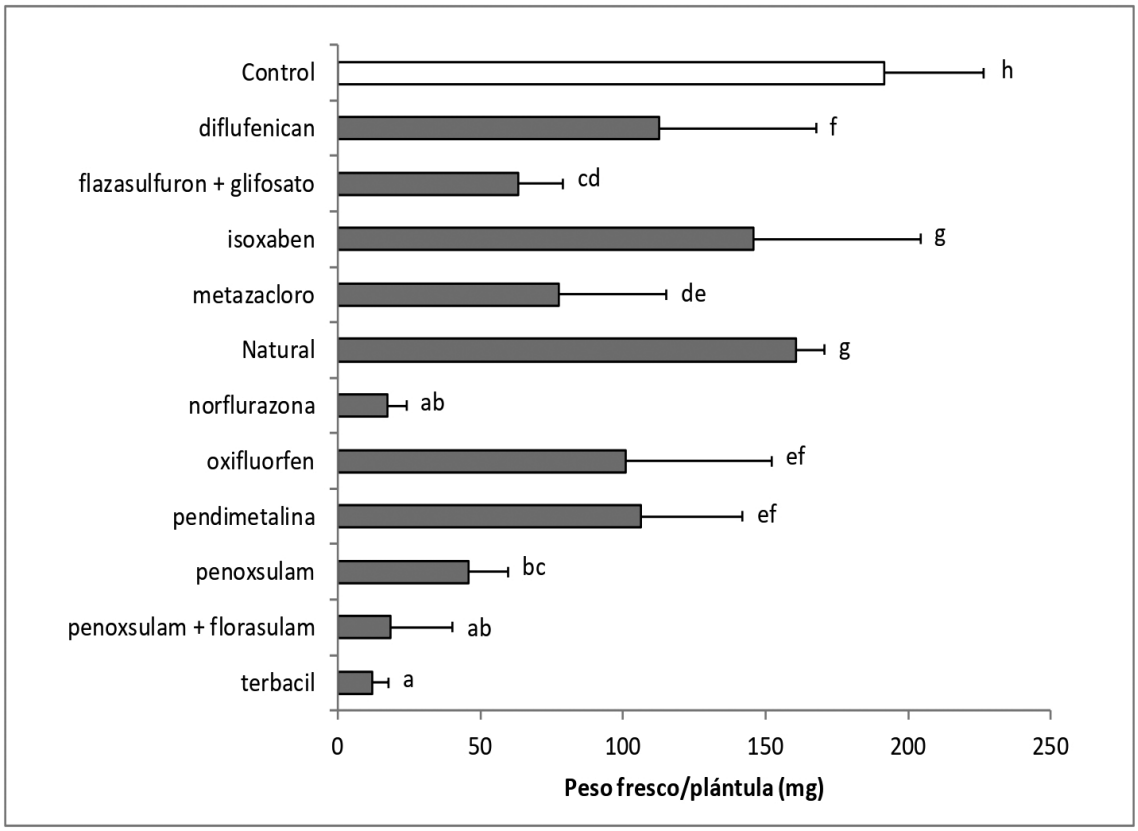


Figura 2. Peso fresco por plántula emergida de *Araujia sericifera* a los 31 días de la aplicación de los herbicidas en preemergencia. Las barras indican la media de las 10 macetas y las letras a continuación de cada barra indican significancia estadística entre medias cuando éstas son distintas (Test LSD Fisher $P < 0,05$).
Figure 2. Fresh weight per emerged Araujia sericifera *seedling at 31 days after treatment with pre-emergence herbicides. Bars represent the mean of 10 pots and letters following each bar show statistical significance when they differ from other bar (LSD Fisher test at $P < 0.05$).*

a cuando se aplica solo, manteniéndose la eficacia. Hay que indicar que Singh *et al*. (2012) observaron una alta fitotoxicidad (70%) en pomelo al aplicar en Florida (EE.UU.) el herbicida flazasulfuron a 200 g/ha (dosis 10 veces mayor que en el presente ensayo) a los 60 DDT y menor fitotoxicidad (20%) en naranjos. Sin embargo, cuando lo aplicaban a 50 g/ha o en combinación con glifosato a 70 + 1.700 g/ha, no había daños en naranjo.

Por último, se presenta en las Figuras 5 y 6 el efecto de los 14 herbicidas de postemergencia sobre plantas de *A. sericifera* más desarrolladas, ya con 3 pares de hojas desplegadas. En este caso, la inhibición del crecimiento no ha sido tan drástica como cuando se trataron en estado de cotiledones desplegados, pero se repiten las siguientes observaciones: (i) el efecto de los herbicidas con acción por contacto es rápido, aunque si el caldo herbicida

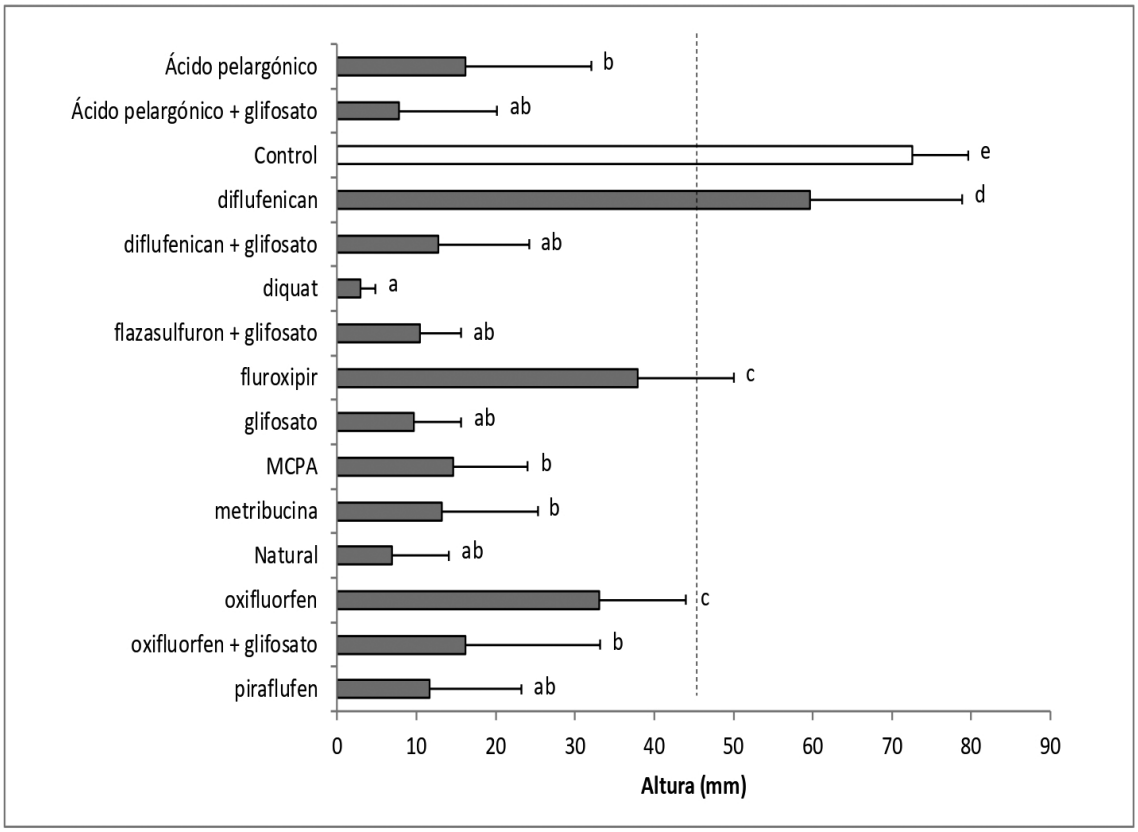


Figura 3. Altura de las plántulas (estado de cotiledones desplegados) de *Araujia sericifera* a los 21 días de la aplicación de los herbicidas en postemergencia. La línea vertical a trazos indica la altura media de las plántulas en el momento del tratamiento. Las barras indican la media de las 10 plántulas y las letras a continuación de cada barra indican significancia estadística entre medias cuando éstas son distintas (Test LSD Fisher $P < 0,05$).

Figure 3. Height of the seedlings of Araujia sericifera *(unfolded cotyledons stage) at 21 days after treatment with post-emergence herbicides. The vertical dotted line represents the mean of the height of the seedlings at treatment day. Bars represent the mean of the10 seedlings and letters following each bar show statistical significance when they differ from other bar (LSD Fisher test at P < 0.05).*

no moja totalmente a la planta, a los 21 DDT se ven zonas de las hojas aún verdes (Tabla 3) aunque las plantas son inviables; (ii) todos los herbicidas sistémicos, salvo diflufenican, reducen el crecimiento. En cuanto al peso de las plantas a los 21 DDT (Figura 6), se vuelve a comprobar el alto grado de eficacia de la mayor parte de los herbicidas aplicados en postemergencia en estado de 3 pares de hojas desarrolladas.

Hay que destacar que 2 de las combinaciones que han resultado más efectivas frente a *A. sericifera*, florasulam + penoxulam en preemergencia y flazasulfuron + glifosato en postemergencia, no están propuestas por las casas comercializadoras para el control de esta mala hierba, aun siendo combinaciones novedosas y eficaces frente a importantes malas hierbas de los cítricos como *Conyza sp*, y *Cyperus rotundus,* respectivamente.

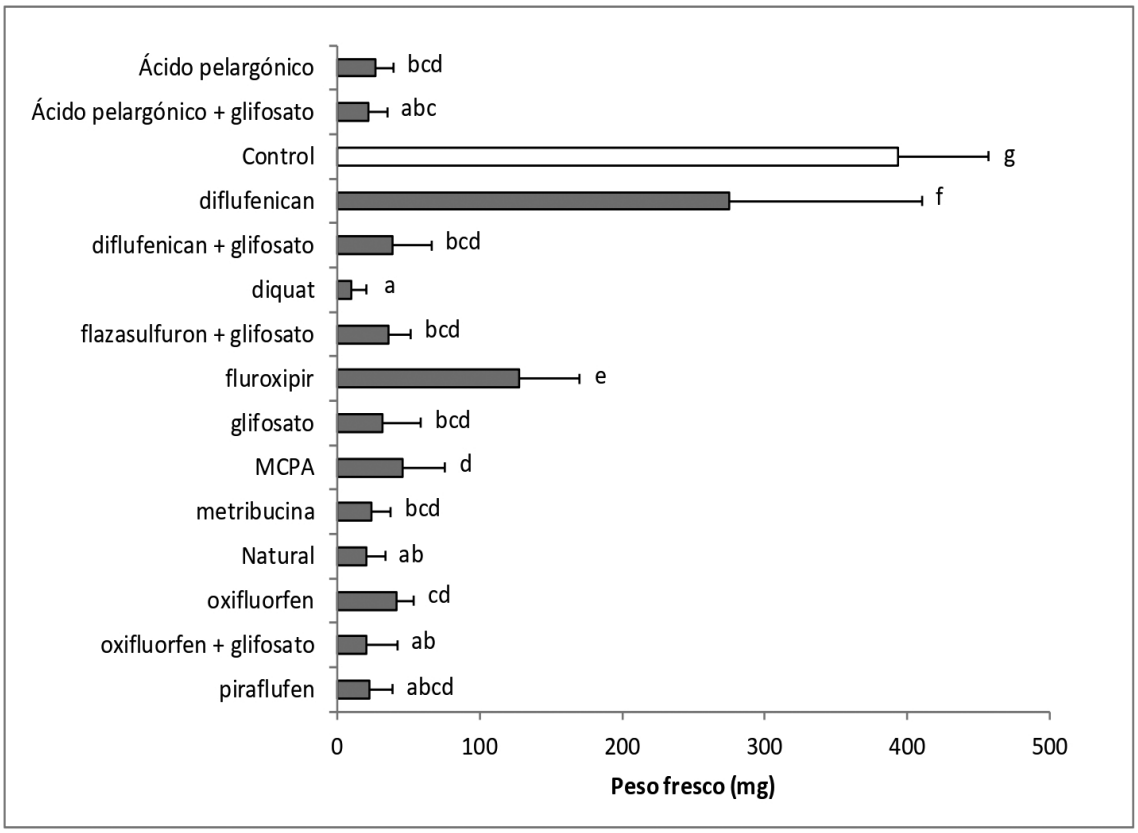


Figura 4. Altura de las plántulas (estado de cotiledones desplegados) de *Araujia sericifera* a los 21 días de la aplicación de los herbicidas en postemergencia. La línea vertical a trazos indica la altura media de las plántulas en el momento del tratamiento. Las barras indican la media de las 10 plántulas y las letras a continuación de cada barra indican significancia estadística entre medias cuando éstas son distintas (Test LSD Fisher $P < 0,05$).

Figure 4. Fresh weight per Araujia sericifera *seedling (unfolded cotyledons stage) at 21 days after treatment with post-emergence herbicides. Bars represent the mean of 10 seedlings and letters following each bar show statistical significance when they differ from other bar (LSD Fisher test at $P < 0.05$).*

Conclusiones

Se concluye en primer lugar que la mezcla de penoxsulam + florasulam aplicada al suelo en preemergencia de la mala hierba resulta muy efectiva. Además, se comprueba que en general los tratamientos en postemergencia son más efectivos que los de preemergencia, sobre todo con los herbicidas con acción por contacto (ácido pelargónico, diquat, Natural y piraflufen), aunque se deberán tomar precauciones por la nula selectividad de éstos frente a los cítricos. Finalmente, hay que indicar que el herbicida Natural, resulta efectivo solo en postemergencia y sobre todo por contacto, y debería seguir estudiándose y mejorándose tanto en su formulación como en las dosis de aplicación de sus materias activas y del volumen de aplicación.

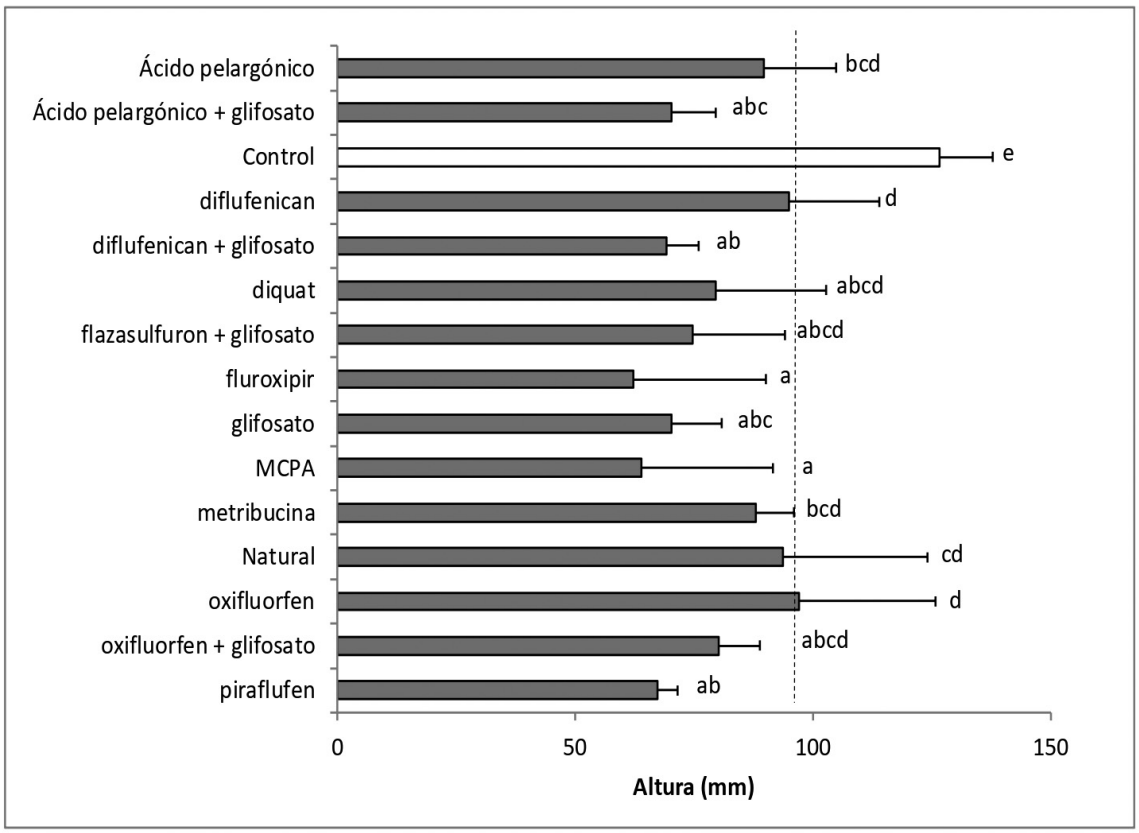


Figura 5. Altura de las plantas (estado de 3 pares de hojas más cotiledones desplegados) de *Araujia sericifera* a los 21 días de la aplicación de los herbicidas en postemergencia. La línea vertical a trazos indica la altura media de las plantas en el momento del tratamiento. Las barras indican la media de 5 plantas y las letras a continuación de cada barra indican significancia estadística entre medias cuando éstas son distintas (Test LSD Fisher $P < 0,05$).

Figure 5. Height of the plants of Araujia sericifera *(unfolded cotyledons plus 3 pairs of leaves stage) at 21 days after treatment with post-emergence herbicides. The vertical dotted line represents the mean of the height of the plants at treatment day. Bars represent the mean of 5 plants and letters following each bar show statistical significance when they differ from other bar (LSD Fisher test at $P < 0.05$).*

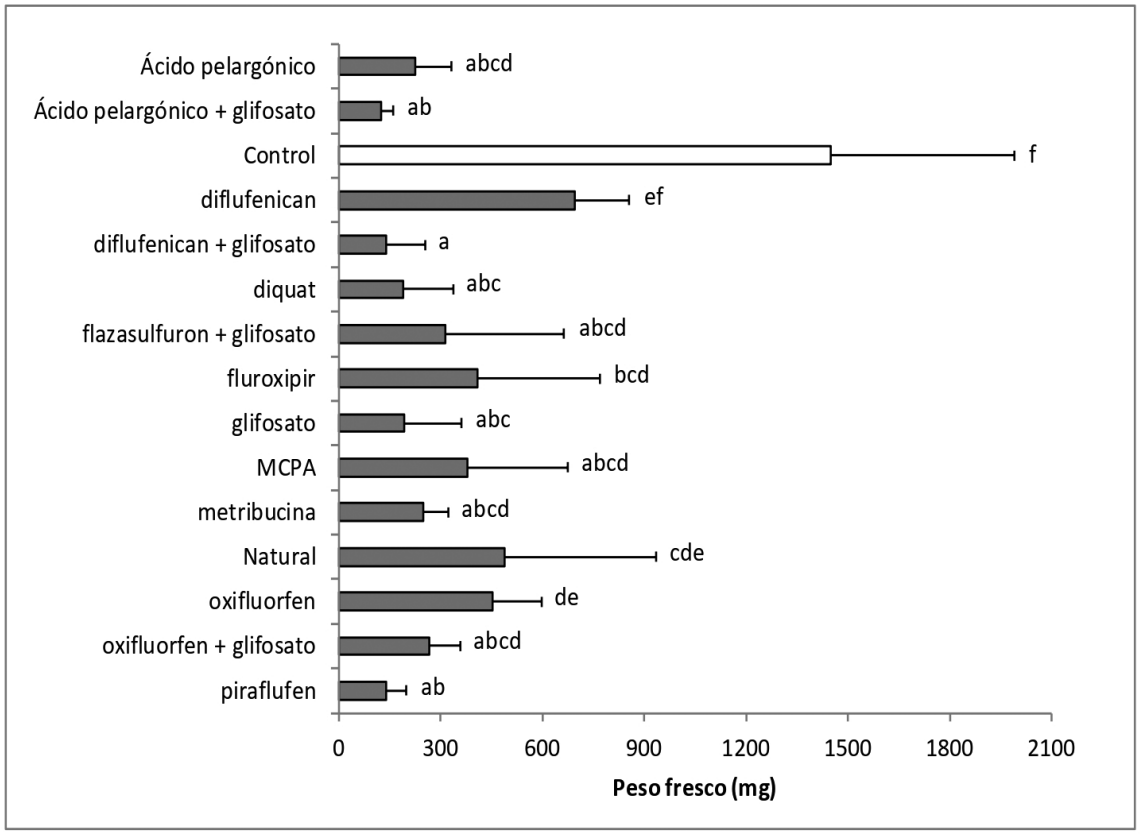


Figura 6. Peso fresco por planta (estado de 3 pares de hojas más cotiledones desplegados) de *Araujia sericifera* a los 21 días de la aplicación de los herbicidas en postemergencia. Las barras indican la media de 5 plantas y las letras a continuación de cada barra indican significancia estadística entre medias cuando éstas son distintas (Test LSD Fisher $P < 0,05$).

Figure 6. Fresh weight per Araujia sericifera *plant (unfolded cotyledons plus 3 pair of leaves stage) at 21 days after treatment with post-emergence herbicides. Bars represent the mean of 5 plants and letters following each bar show statistical significance when they differ from other bar (LSD Fisher test at $P < 0.05$).*

Tabla 3. Fitotoxicidad en *Araujia sericifera* en 2 estados fenológicos distintos (cotiledones desplegados y cotiledones + 3 pares de hojas desplegadas) a los 7 y 21 días después del tratamiento con los herbicidas de postemergencia mediante una escala visual del 0 al 10 (0 = planta sana y 10 = planta muerta). Los números indican la media de 10 y 5 plantas y las letras a continuación de cada número indican significancia estadística entre medias de una misma columna cuando éstas son distintas (Test LSD Fisher $P < 0,05$).
Table 3. Araujia sericifera *phytotoxicity in 2 different phenological stages (unfolded cotyledons and unfolded cotyledons + 3 pair of leaves stages) at 7 and 21 days after treatment. Phytotoxicity was evaluated on a 0-10 visual scale (0 = healthy plant and 10 = completely death of plant). Numbers represent the mean of 10 and 5 seedlings and letters following each show statistical significance when they differ from other number in the same column (LSD Fisher test at P < 0.05).*

Daño	Cotiledones desplegados		Cotiledones + 3 pares de hojas desplegadas	
	7	21	7	21
control	1,0 a	1,6 a	1,8 a	1,8 a
diflufenican	3,0 b	3,2 b	1,8 a	3,2 a
metribucina	4,5 c	7,5 d	3,8 b	7,6 bcdef
fluroxipir	4,6 cd	5,8 c	4,8 bc	6,6 bcd
flazasulfuron + glifosato	5,1 cd	8,0 de	4,0 b	7,0 bcde
diflufenican + glifosato	5,5 cd	8,0 de	5,6 cd	7,0 bcde
glifosato	5,6 d	8,3 ef	4,0 b	8,0 def
MCPA	7,2 e	8,0 e	5,0 bc	6,6 bcd
oxifluorfen	7,3 e	8,1 e	7,4 e	6,6 bcd
oxifluorfen + glifosato	7,7 ef	8,7 fg	8,0 e	7,8 cdef
piraflufen	7,8 ef	9,0 g	7,8 e	8,8 f
ácido pelargónico + glifosato	8,4 f	8,9 g	7,4 e	8,4 ef
Natural	8,4 f	9,0 g	7,0 de	6,4 bc
ácido pelargónico	8,4 f	8,7 fg	8,0 e	6,2 b
diquat	8,6 f	9,0 g	8,2 e	8,8 f

Referencias bibliográficas

Andreu J, Vilà M, Hulme PE (2009). An Assessment of Stakeholder Perceptions and Management of Noxious Alien Plants in Spain. Environmental Management 43: 1244. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9280-1

Calle M (2010). Control de la germinación in vitro de *Araujia sericifera* con aceites esenciales de *Laurus nobilis*, *Myrtus communis*, *Citrus sinensis* y *Citrus limon*. Tesis de Máster. Universidad Politécnica de Valencia. 58 pp.

Carretero JL (2004). Flora Arvense Española. Phytoma-España. Valencia. 754 pp.

Coombs G, Peter CI (2010). The invasive 'mothcatcher' (*Araujia sericifera* Brot.; Asclepiadoideae) co-opts native honeybees as its primary pollinator in South Africa. AoB PLANTS 2010: plq021. https://doi.org/10.1093/aobpla/plq021

Dayan FE, Owens DK, Duke SO (2012). Rationale for a natural products approach to herbicide discovery. Pest Management Science 68: 519-528. https://doi.org/10.1002/ps.2332

D'Errico G, Crescenzi A, Landi S (2014). First report of the southern root-knot nematode *Meloidogyne incognita* on the invasive weed *Araujia sericifera* in Italy. Plant Disease 98: 1593. https://doi.org/10.1094/PDIS-06-14-0584-PDN.

Duke SO (2012). Why have no new herbicide modes of action appeared in recent years? Pest Management Science 68: 505-512. https://doi.org/10.1002/ps.2333.

Duke SO, Owens DK, Dayan FE (2018). Natural product-based chemical herbicides. En: Weed Control: Sustainability, Hazards, and Risks in Cropping Systems Worldwide (Eds. Korres NE, Burgos NR, Duke SO) pp. 153-166. CRC Press, Boca Ratón, FL, EE.UU. https://doi.org/10.1201/9781315155913

Gómez de Barreda D (1976). *Araujia sericifera* Brot., mala hierba trepadora en los agrios españoles. Levante Agrícola 205: 13-15.

Gómez de Barreda D (1997). La cuarentena en malherbología. Phytoma 94: 16-21.

MAGRAMA (2013). Real decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Ministerio Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. BOE, núm. 185, de 3 de agosto de 2019, pp. 56764-56786.

Parrella G, Greco B, Cennamo G, Griffo R, Stinca A (2013). *Araujia sericifera* new host of alfalfa mosaic virus in Italy. Plant Disease 97: 1387. https://doi.org/10.1094/PDIS-03-13-0300-PDN

Sobrino E, Sanz-Elorza M, Dana E, González-Moreno A (2002). Invasibility of a coastal strip in NE Spain by alien plants. Journal of Vegetation Science 13: 585-594. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02085.x

Senseman SA (2007). Herbicide Handbook, 9th Ed. Weed Science Society of America, KS, EE.UU. 458 pp.

Singh M, Ramirez AHM, Jhala AJ, Malik M (2012). Weed control efficacy and citrus response to flazasulfuron applied alone or in combination with other herbicides. American Journal of Plant Sciences 3: 520-527. http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2012.34062

Verdú AM, Mas MT (2007). Mulching as an alternative technique for weed management in mandarin orchard tree rows. Agronomy for Sustainable Development 27: 367-375. https://doi.org/10.1051/agro:2007028

Vivian-Smith G, Panetta FD (2005). Seedling recruitment, seed persistence and aspects of dispersal ecology of the invasive moth vine, *Araujia sericifera* (Asclepiadaceae). Australian Journal of Botany 53: 225-230. https://doi.org/10.1071/BT04118

Ward BG, Henzell RF, Holland PT, Spiers AG (1999). Non-Sprays Methods to Control Invasive Weeds in Urban Areas. Proceedings of the 52nd New Zealand Plant Protection Conference 1999: 1-5.

(Aceptado para publicación el 8 de enero de 2020)

Aspectos de la dispersión y viabilidad de las semillas de teosinte (*Zea mays* ssp.) en el Valle del Ebro

J.M. Montull[1,*], G. Pardo[2,3], J. Aibar[3], J.M. Llenes[4], A.I. Marí[5], A. Taberner[1,4] y A. Cirujeda[2,3]

[1] Grupo de Malherbología y Ecología Vegetal, Agrotecnio, ETSEA, Universitat de Lleida, Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España
[2] Unidad de Sanidad Vegetal, Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), Avda. Montañana 930, 50059, Zaragoza, España
[3] Instituto Agroalimentario de Aragón – IA2 (CITA-Universidad de Zaragoza), Calle Miguel Servet 177, 50013 Zaragoza, España
[4] Servicio Sanidad Vegetal, Generalitat de Catalunya, Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España
[5] Unidad de Sanidad Vegetal, Grupo de Gestión Integrada, Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), Avda. Montañana 930, 50059 Zaragoza, España

Resumen

Una de las principales preocupaciones asociadas a la aparición de una nueva mala hierba invasora es la de evitar su expansión. En este trabajo se presentan los resultados de un estudio sobre las posibles vías de dispersión de teosinte (*Zea mays* ssp.) detectado en el Noreste de España en 2014. Se ha estudiado la distribución de los individuos de esta especie dentro de campos de maíz, así como la viabilidad de sus semillas despúes del proceso de molienda para pienso y en función de su tiempo de permanencia en purines de porcino y vacuno. Después de analizar la distribución de teosinte en 153 campos en Aragón y Cataluña, se ha encontrado que un 66,3 % de las parcelas han sido probablemente infestadas a través de las cosechadoras, confirmando que ésta es la principal vía de dispersión. La viabilidad de las semillas durante la molturación fue nula utilizando molinos con una criba de 5 y de 2,5 mm de diámetro (las comúnmente empleadas para la fabricación de pienso) aunque quedó viable un 2,6 % de las semillas cuando se utilizó una criba de 8 mm. Por último, el ajuste de los datos al modelo log-logístico indica que el tiempo de supervivencia medio de las semillas es de 11,1 y 16,4 días en purín de porcino y vacuno, respectivamente, y su nula viabilidad ocurre a los 15,7 días en porcino y 37,4 días en vacuno. Por tanto, hay que esperar al menos ese tiempo antes de esparcir ambos purines en zonas con infestaciones de teosinte.

Palabras clave: Mala hierba emergente, dispersión de plantas, especie invasora, cosechadora, molturación, purines.

Aspects of the dispersion and viability of the teosinte seeds (*Zea mays* ssp.) in the Ebro valley

Abstract

One of the main concerns associated with the appearance of a new invasive weed species is to prevent its expansion. In this paper we present the results of a study on the possible dispersal routes of teosinte

* Autor para correspondencia: josemaria.montull@udl.cat

Cita del artículo: Montull JM, Pardo G, Aibar J, Llenes JM, Marí AI, Taberner A, Cirujeda A (2020). Aspectos de la dispersión y viabilidad de las semillas de teosinte (*Zea mays* ssp.) en el Valle del Ebro. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 116(3): 227-240. https://doi.org/10.12706/itea.2020.010

(*Zea mays* ssp.) firstly detected in the Ebro valley (NE Spain) in 2014. With this purpose, the patterns of plant distribution within maize fields has been studied as well as the possibility of teosinte seeds remaining viable in the milling process for feeding animals and the viability of the seeds as a function of their residence time in pig and dairy slurry. After analyzing the distribution of teosinte plants in 153 fields in Aragon and Catalonia, it has been found that 66.3 % of the infested plots could have been probably infested by means of harvest combines. Regarding the milling and grinding process of grains of teosinte and corn together, null viability of seeds has been found using mills with an exterior mesh of 5 and 2.5 mm in diameter, which are commonly used for animal fodder but 2.6 % of the seeds remained viable after passing the 8 mm mesh. Finally, the log-logistic model predicted that the mean survival time of the seeds was 11.1 and 16.4 days in pig and cattle slurry, respectively and that the nil viability occurred at 15.7 and 37.4 days for pig and cattle slurry, respectively. It is, thus, necessary to wait at least during this period of time before spreading the slurry in areas with teosinte infestations.

Keywords: Emergent weed, plant dispersion, invasive species, combine harvesteer, milling, slurry.

Introducción

En 2014 las autoridades fitosanitarias de Aragón y Cataluña tuvieron conocimiento de la existencia de una planta muy parecida, desde el punto de vista morfológico, al teosinte en el Valle del Ebro, en zonas de Candasnos (Huesca) y Miralcamp (Lleida). Esta planta se comporta como mala hierba en cultivo de maíz (Pardo *et al*., 2014) ocasionando infestaciones muy severas en pocas campañas si se practica el monocultivo. Esto se debe a que, por un lado, es difícil identificarla, ya que en estadios iniciales se parece a *Sorghum halepense* (L.) Pers., además de al propio maíz, no distinguiéndose claramente del cultivo hasta la fase de espigado (Recasens y Conesa, 2015; Pardo *et al*., 2015; Llenes y Taberner, 2017). Por otro lado, las altas densidades detectadas se deben también a que en la actualidad los agricultores basan el control de malas hierbas en los herbicidas y las materias activas que controlarían el teosinte no son selectivas para el cultivo de maíz dado que se trata de la misma especie. En etapas iniciales del proceso de identificacion de esta planta y tras estudiar su morfología, se consideró que las nuevas plantas podían corresponder a la especie *Zea mays* subsp. *mexicana* (Schrad.) Iltis. Sin embargo, después de realizar un estudio molecular se concluyó que se trataba de una especie más parecida genéticamente a *Zea mays* subsp. *parviglumis* Iltis & Doebley (Díaz *et al*., 2019) si bien con introgresión de variedades comerciales de maíces híbridos (Trtikova *et al*., 2017).

Un aspecto importante para contener la infestación de cualquier mala hierba es conocer y cuantificar las vías de dispersión entre parcelas. En el caso del teosinte, al tratarse de una semilla de gran tamaño, mayor de 5 mm, con un peso de mil granos relativamente elevado de 120 ± 0,2 g (Cirujeda *et al*., 2019) y sin vilanos ni estructuras laminares que permitan planear, se considera difícil que pueda dispersarse de forma anemócora (Greene y Johnson, 1993). Sin embargo, hay que tener en cuenta el posible efecto de las máquinas que intervienen en el proceso de cultivo, sobre todo las cosechadoras y remolques que transportan la cosecha, en la dispersión de las semillas de esta especie, tal y como se ha citado para otras malas hierbas como *Avena* spp. (Barroso *et al*., 2006), *Lolium rigidum* Gaudin (Blanco-Moreno *et al*., 2004) y *Panicum miliaceum* L. (McCanny y Cavers, 1988).

Otra posible vía de dispersión de una mala hierba podría ser a través del ganado, bien directamente en el caso del pastoreo o indirectamente con el esparcido de los estiércoles y purines en el caso de estabulación total. En ese sentido, Cirujeda *et al*. (2019) mues-

tran que el pastoreo de los rastrojos de maíz mediante ganado ovino puede ser una vía potencial de dispersión de teosinte, ya que entre el 0,1 % y 3 % de las semillas ingeridas por este tipo de ganado fueron excretadas en estado viable, hasta 4 días después de su ingesta. Aparte de que el pastoreo de los rastrojos es una práctica habitual, hay que tener en cuenta que el maíz de la región del Valle del Ebro se utiliza principalmente para la producción de piensos y que éstos se utilizan sobre todo para la cría y engorde de ganado porcino y vacuno. El maíz suele molerse de forma previa a su incorporación al pienso y con él se pueden mezclar semillas de malas hierbas. El efecto de esta molienda puede afectar a la viabilidad de las posibles semillas de malas hierbas que acompañen a este cultivo. De hecho, el triturado de semillas de las malas hierbas es un método de control que está cobrando gran interés a nivel mundial para evitar el retorno al suelo de semillas de malas hierbas (Norsworthy *et al*., 2012). Sin embargo, preocupa que la destrucción de las semillas de teosinte no sea completa durante el proceso de molienda y la incorporación al suelo en forma de deyecciones de estiércol o purín después de la ingesta por ganado pueda ser una fuente de dispersión posterior. Las deyecciones de los animales se suelen esparcir de forma directa como fertilizante orgánico por lo que, potencialmente, si las semillas de teosinte continúan viables en los estiércoles o purines, pueden infestar las parcelas donde se apliquen como fertilizante dado que existen especies de malas hierbas capaces de soportar hasta 70 días cuando se composta el estiércol (Larney y Blackshaw, 2003). Lešnik (2001) encontró que semillas de otras gramíneas como *S. halepense* puestas en ensilado y posteriormente en purín de vacuno, fueron capaces de sobrevivir de 2 a 8 meses y las de *Panicum dichotomiflorum* Michx. entre 1 y 4 meses. Estos datos muestran la necesidad de estudiar el comportamiento en las deyecciones ganaderas de las semillas de cualquier mala hierba susceptible de ser ingerida por ganado.

Objetivos

Los objetivos del trabajo son el estudio de: a) las cosechadoras como vía de dispersión del teosinte en el Valle del Ebro y b) la viabilidad de las semillas de teosinte (i) cuando son molturadas a través de diferentes tamices y (ii) tras permanecer distintos periodos de tiempo en purines de origen porcino y vacuno previos a su distribución en campo como fertilizantes.

Material y métodos

Las cosechadoras como fuente de dispersión del teosinte

El estudio de la posible dispersión del teosinte debida a las cosechadoras se basó en los datos recogidos durante las prospecciones realizadas para localizar las parcelas infestadas por teosinte durante las campañas agrícolas de los años 2017 (Tabla 1).

Tabla 1. Número de parcelas por año en las que se localizó teosinte.
Table 1. Number of fields per year where teosinte was found.

Año	Aragón	Cataluña
2014	42	4
2015	29	20
2016	14	19
2017	13	12
Total	98	55

Se utilizaron los informes realizados por los prospectores contratados por el Centro de Sanidad y Certificación Vegetal de Aragón (CSCV) y los técnicos de la Unidad de Buenas Prácticas Fitosanitarias del Servei de Sanitat Vegetal (SSV) de la Generalitat de Cataluña.

En ellos, los prospectores anotaron el grado de infestación de la parcelas por teosinte considerando la presencia de plantas aisladas como afección baja mientras que la presencia de teosinte en rodales o de forma homogénea fue considerada afección alta. Para poder determinar si la cosechadora había sido o no la posible responsable de la dispersión de teosinte en las parcelas, se estableció una escala con 8 categorías diferentes según la localización del teosinte en la parcela, definiendo los tipos de infestación asociadas o no a la dispersión por cosechadora (Tabla 2). Si la dispersión de teosinte observada era al azar o en el centro de la parcela se consideraba que la cosechadora posiblemente no había influido en su distribución inicial y, si por el contrario la infestación se localizaba en la entrada o en los bordes de la parcela, los cuales se cosechan al principio, se consideraba que la introducción del teosinte podía estar asociada al efecto de la cosechadora. Lamentablemente, en Aragón hubo muchas parcelas sin categorizar porque en los primeros años no se les requirió detallar la infestación a los prospectores.

Se asignó un valor de la escala a cada uno de los campos prospectados en estos años en Aragon y Cataluña para cuantificar la proporción de casos (parcelas) en los que las cosechadoras podrían haber sido las responsables de la dispersión de teosinte.

Tabla 2. Tipos de infestación observados y su asociación con el traslado por las cosechadoras.
Table 2. Observed infestation classes and their relationship with combine harvester transfer.

Categoría	Tipo infestación	Asociada a cosechadoras
1	Baja densidad. Plantas en la entrada de la parcela	Si
2	Baja densidad. Plantas en el perímetro	Si
3	Baja densidad. Focos aislados dentro de la parcela	No
4	Baja densidad. Plantas aisladas con distribución aleatoria	No
5	Alta densidad. Plantas en la entrada a la parcela	Si
6	Alta densidad. Plantas en el perímetro	Si
7	Alta densidad. Focos aislados dentro de la parcela	No
8	Alta densidad. Distribución homogénea por la parcela	Infestaciones que llevan muchos años sin control por lo que no se puede establecer su origen

Viabilidad de las semillas de teosinte tras la molturación

Para estudiar la posibilidad de que semillas de teosinte viables, mezcladas con el maíz que se utiliza para la elaboración de pienso lleguen a la cadena de alimentación animal, se ha simulado dicho proceso. Para ello se introdujeron muestras de semillas de maíz con granos de teosinte en molinos de martillos (molino rotatorio, ZM200 Retsch, Germany) con cribas exteriores de diferente luz, simulando el proceso de molienda del maíz de forma previa a su incorporación a las for-

mulaciones de piensos. Los martillos del molino golpean las semillas contra una envoltura que contiene cribas metálicas intercambiables con orificios de diferentes diámetros que permiten la salida del material molido. Dichas cribas, de 8, 5 y 2,5 mm de luz, son seleccionadas en funcion de la finura deseada del producto molido. La criba de 8 mm se utiliza para incorporar fragmentos de tallos de maiz o de alfalfa al pienso, como fuente de fibra; la de 5 mm se utiliza cuando se desea una molienda gruesa para piensos en forma de gránulos y la de 2,5 mm cuando se desea una molienda fina para piensos en harina.

En el proceso de molturación se utilizaron semillas de teosinte de cuatro tipologías: (i) semillas consideradas puras, de aspecto oscuro, (ii) semillas sueltas, consideradas híbridas, provistas de una protuberancia amarilla, (iii) espigas conteniendo semillas de tipo puro con granos de difícil separación y (iv) espigas conteniendo granos híbridos. Se realizaron tres repeticiones por cada tipología y se utilizaron 100 g de semillas por repetición, lo que equivale a 789 ± 28,8 (error estándar) semillas por muestra en los lotes de semillas individuales; en los lotes de espigas se utilizaron 63 ± 18,2 espigas por muestra equivalentes a 858 ± 30,6 semillas por muestra. Los 100 g de teosinte se mezclaron con 400 g de maíz y constituyeron la muestra a molturar.

Una vez molida la muestra, se separaron los restos de semillas y se determinó el porcentaje de semillas enteras y viables que podrían llegar a la cadena de alimentación animal.

Viabilidad de las semillas de teosinte en purín de porcino y vacuno

El ensayo consistió en sumergir lotes de semillas de teosinte en recipientes con 10 litros de agua (a modo de testigo o control), de purín procedente de porcino de engorde y de purín de vacuno de leche situados a la intemperie y protegidos del sol directo mediante una malla que proporciona un sombreo del 70 %. El agua fue recogida en la acequia de Piñana, en el término municipal de Lleida y tiene un pH de 7,2. El purín de porcino provino de una granja de engorde de la localidad de Ballobar (Huesca), su pH fue de 7,4 y su conductividad eléctrica al inicio del ensayo fue de 41,3 mS/cm. El purín fue extraído inmediatamente antes del establecimiento de cada ensayo. El purín de vacuno procedió de una explotación lechera de la localidad de Vallfogona de Balaguer (Lleida), su pH fue de 7,2 y su conductividad eléctrica al inicio del ensayo fue de 16,3 mS/cm. Ambos casos se consideran explotaciones con un manejo estándar en la zona.

Se colocaron grupos de 5 semillas como unidad muestral en bolsas de malla de nylon con una luz de 50 µm que permite el paso de líquidos. Las bolsas con las semillas fueron introducidas en los fluidos y extraídas a los 5, 10, 15, 20 y 25 días. En cada extracción se analizaron tres repeticiones por cada fluido. Los ensayos fueron iniciados el 1/4/2018, el 12/4/18 y el 25/6/18, denominados primavera 2018 (1), primavera 2018 (2) y verano 2018. En el último de los ensayos, se extrajeron bolsas con semillas adicionalmente a 35 y 40 días de ensayo.

Una vez extraídas, las bolsas fueron lavadas y remitidas al laboratorio. Al día siguiente se realizó la prueba de tinción de tetrazolio cortando las semillas a través del endospermo paralelamente al eje del embrión y sumergiéndolas en una solución en agua destilada de 1 % de cloruro de 2,3,5-trifenil tetrazolio con un pH de 6,5-7,5 durante 2 horas a 30 °C en oscuridad. Sólo las semillas con una coloración roja intensa y completa de todo el embrión fueron consideradas viables, de acuerdo con el protocolo empleado por el CSCV para el análisis de la viabilidad de maíz (adaptación de Porter *et al*., 1947).

En todos los ensayos se introdujeron sensores de temperatura con almacenamiento de datos (modelo TinytagPlus2, Gemini dataloggers, Chichester, Reino Unido) para determinar si la fermentación de la materia orgánica podía incrementar la temperatura y eso explicar posibles diferencias en la viabilidad de las semillas.

Análisis de los datos

El procesado de datos y los estudios estadísticos se han realizado utilizando la hoja de cálculo Excel 2013 y el programa estadístico XLSTAT v.2014. En el ensayo de molturación se realizó el ANOVA de acuerdo al diseño de experimental, considerando el "tipo de semilla" y el tamaño de criba como variables explicativas. Para la separación de medias se utilizó el test de Duncan ($\alpha < 0,05$).

En los ensayos de purines se realizaron ANCOVAs debido a que coexiste una variable continua (tiempo) con una variable discreta (época del ensayo). Con este análisis se pretenden detectar diferencias entre las épocas de realización del ensayo, en cada uno de los fluidos ensayados por separado. En este caso se ha utilizado el test de separación de medias de Student-Newman-Keuls. Además, los datos de mortalidad de semillas en purines se ajustaron a un modelo log-logístico de 4 parámetros (Seefeldt *et al.*, 1995) para relacionar las variables tiempo (*x*) y mortalidad (*y*), y así obtener los parámetros básicos de la curva: asíntotas superior (*D*) e inferior (*C*), Tiempo letal 50 % ($TL_{50,}$ tiempo de inmersión en los líquidos que provoca el 50 % de mortalidad) y pendiente en el punto de inflexión (*b*).

$$y = C + \frac{D - C}{1 + \left(x / TL_{50} \right)^{b}}$$

Con la función obtenida en cada purín se determinó el tiempo teórico que debe transcurrir para que todas las semillas dejen de ser viables ($y = 0$). En todos los análisis de varianza se comprobó su homogeneidad y la normalidad de los datos.

Resultados y discusión

Las cosechadoras como fuente de dispersión del teosinte

En cuanto al grado de afección, un 52 % de las parcelas estudiadas y categorizadas presentaron una baja densidad de teosinte mientras que en el 48 % restante esta densidad fue elevada (Tabla 3). Las parcelas con infestaciones altas y homogéneas supusieron, sobre el total, un 10 % en Aragón y un 19 % en Cataluña. Todo indica que en estas parcelas las infestaciones no son recientes y el monocultivo de maíz ha favorecido el incremento de densidad de esta mala hierba. Tanto en Aragón como en Cataluña, las parcelas más numerosas fueron aquellas en las que las plantas de teosinte se encuentran en el perímetro: un 59,5 % sobre las categorizadas en Aragón y un 44,5 % sobre las categorizadas en Cataluña. En cambio, las parcelas con focos aislados y en una posición aparentemente aleatoria fueron las menos frecuentes; en estos casos resulta dificil determinar la vía de dispersión por la cual las semillas iniciales llegaron a dichos campos. Los animales silvestres como aves o jabalíes también pueden estar implicados en la dispersión del teosinte (Howe y Smallwood, 1982; Murray, 1986) aunque su efecto no ha podido ser estimado.

La figura 1 muestra que dentro de las parcelas infestadas categorizadas, el 66,3 % de ellas presentaron infestaciones que podrían estar asociadas directamente al efecto de las cosechadoras. En el 15,2 % de las parcelas que presentaron infestaciones altas y homogéneas, no puede deducirse ninguna con-

Tabla 3. Resultados de las prospecciones realizadas entre los años 2014 y 2017. Los resultados se expresan como número de parcelas.
Table 3. Results of the surveys carried out between 2014 and 2017. The results are expressed as number of fields.

		Entrada Parcela	Perímetro Parcela	Focos aislados	Plantas aisladas	Distribución homogénea	Infestación sin categorizar	Total
Aragón								
	Baja densidad	4	9	2	3			18
	Alta densidad	2	13	3		1		19
	Total Aragón	6	22	5	3	1	61	98
Cataluña								
	Baja densidad	4	16	2	7			29
	Alta densidad	4	7	2		10		23
	Total Cataluña	8	23	4	7	10	3	55
Total								
	Baja densidad	8	25	4	10	0		47
	Alta densidad	6	20	5	0	11		42
	Total	14	45	9	10	11	64	153

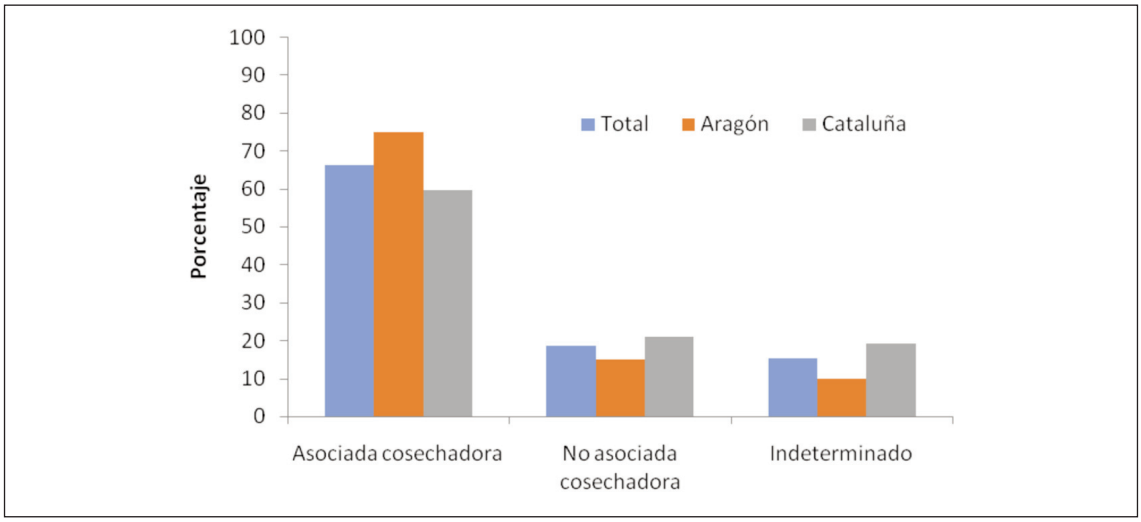


Figura 1. Papel de las cosechadoras en la dispersión del teosinte en las 153 parcelas de maíz con infestación de teosinte prospectadas. Porcentaje de parcelas prospectadas en las que la infestacion de teosinte a) se asocia al uso de las cosechadoras, b) no se asocia a dicho uso, o bien c) no se puede determinar si hay una causa-efecto entre ambos factores.
Figure 1. Role of harvesters in teosinte dispersion in 153 surveyed maize plots with teosinte infestation. Percentage of prospected fields in which teosinte infestation a) is associated with the use of harvesters, b) is not associated, or c) cannot be determined if there is a cause-effect between both factors.

clusión al respecto, ya que posiblemente correspondan a parcelas que llevan muchos años infestadas. La tendencia en ambas comunidades autónomas fue similar. Por su parte, solo el 21,3 % de las parcelas presentaron infestaciones que no parecen ser provocadas por el transporte de semillas en las cosechadoras. Los resultados sugieren que el papel en la dispersión de esta mala hierba está muy ligado a las cosechadoras, de forma similar a como se produce en otras especies arvenses como *Avena sterilis* L. (Shirtliffe y Entz, 2005) y *L. rigidum* Gaudin (Blanco-Moreno *et al*., 2004).

La viabilidad de las semillas de teosinte tras la molturación

Tras la molienda de maíz y teosinte con tamaños de las cribas de paso de molino de 2,5 mm de luz para producir pienso en harina y en gránulos, no se encontró ninguna semilla de teosinte viable. Estos resultados son más favorables para los agricultores que los obtenidos por Cash *et al*. (2007) para semillas de *Cardaria draba* (L.) Desv., *Cirsium arvense* (L.) Scop. y *Centaurea maculosa* Lam., entre otras, dado que las semillas de teosinte tienen un tamaño superior a aquellas. Ya que el tamaño de la semilla influye en su capacidad para atravesar el molino de martillos sin perder su capacidad germinativa es lógico pensar que cuanto mayor sea el tamaño de la semilla y menor el diámetro de paso de la criba del molino, más disminuye la probabilidad de que pase una semilla viable al triturar más la muestra.

Después de una molturación con la criba de paso de 8 mm, los porcentajes de semillas vivas en el material cribado dependieron de la tipología de las semillas (Tabla 4). Así, los re-

Tabla 4. Porcentaje medio de semillas de teosinte viables según su tipología tras la molienda con criba de 8 mm de luz. Letras distintas expresan diferencias estadísticamente significativas según test de Duncan ($\alpha < 0,05$).
Table 4. Percentage of viable teosinte seeds according to their type after grinding with 8 mm holes. Distinct letters indicate statistically significant differences following Duncan test ($\alpha < 0.05$).

Categoría	Semillas viables (%)
Semilla individual pura	2,61 A
Semilla individual híbrida	1,67 A
Semillas puras reunidas en espigas	1,34 AB
Semillas híbridas reunidas en espigas	0,21 B

sultados mostraron que las semillas híbridas de teosinte en espiga se trituraron de forma más eficaz que las consideradas puras sueltas. Entre el resto de combinaciones, aunque no hubo diferencias significativas, la tendencia indica que las semillas híbridas se trituran más fácilmente que las puras (son más blandas) y que las semillas en espiga tambien se trituran mejor que las sueltas. Esto posiblemente sea debido a que las espigas pasan más lentamente por todos los conductos del molino, por lo que les da más tiempo a triturarse y las semillas resultan más dañadas (Tabla 4). En el caso de los trabajos de Zamora y Olivarez (1994), el paso por un molino de martillos con tamaño de 7,9 mm de luz solo disminuyó la viabilidad de las semillas de las malas hierbas en alrededor del 60 % ya que trabajaban con semillas de tamaño pequeño de entre 1 y 3 mm como *Phleum* spp. y *Medicago sativa* L. En la misma linea, Guzzomi *et al*. (2017) recomiendan usar cribas inferiores a 3 mm para eliminar las semillas de tamaño pequeño como las de *L. rigidum.* En general, cuanto mayor es el tamaño de la semilla, mejores eficacias se obtienen al intentar destruirla mecánicamente (Schwartz-Lazaro *et al*., 2017), aunque se requiere más energía mecánica para conseguirlo. Por ello, en caso de disponer de maíz para la producción de pienso con riesgo de estar contaminado con semillas de teosinte, se recomienda utilizar esas partidas para producir pienso directamente, usando un tamaño de criba inferior a 5 mm, para conseguir la destrucción de todas las semillas.

Viabilidad de las semillas de teosinte en purín de porcino y vacuno

En los ensayos realizados en primavera se observó cómo la temperatura de los dos purines sólo de grado inferiores a la del agua (Figura 2), por lo que se descartó un posible efecto del medio en la temperatura del líquido que pudiera influir en la viabilidad de las semillas. En el ensayo de verano las temperaturas en los diferentes medios líquidos ensayados fueron muy similares, 24,8 °C de promedio en el agua, 24,7 °C en el purín de porcino y 24,3 °C en el purín de vacuno (no se muestran los datos horarios). Por ello, en estos ensayos se descartó la hipótesis de que un incremento de temperatura por fermentación haya podido afectar a la viabilidad de las semillas, dado que no se superaron los 25 °C de temperatura media, muy inferior a temperaturas de 35 °C a partir de las cuales se comienzan a observar daños en algunas especies (Grundy *et al*., 1998).

En cuanto a la época de realización del ensayo, no se pudo demostrar que ésta tuviera influencia en la viabilidad de las semillas cuando se introdujeron en los dos purines (Tabla 5) aunque si la tuvo, lógicamente, el tiempo que permanecieron las semillas en ellos (Tabla 6, Figura 3). Sin embargo, en el caso del agua hubo diferencias estadísticamente significativas entre las épocas de realización del ensayo (Tabla 5) aunque en ningún caso se ha llegado a mortalidades mayores al 50 % en los ensayos llevados a cabo en primavera, que fue cuando ésta fue más elevada.

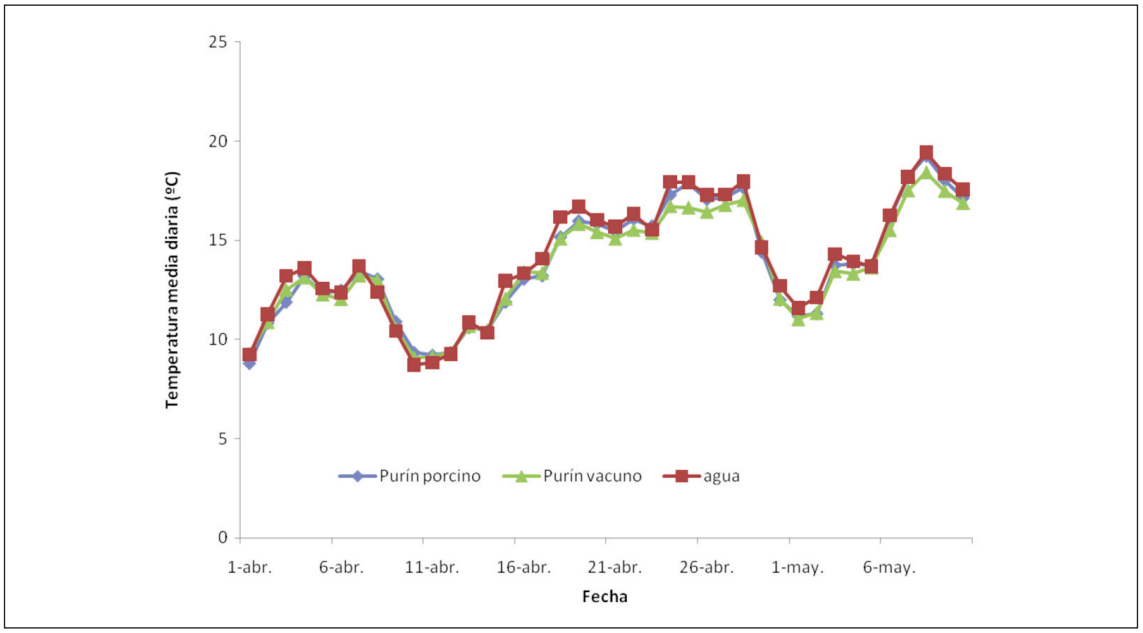


Figura 2. Temperaturas medias diarias en los tres medios líquidos estudiados en los dos ensayos realizados en primavera de 2018.
Figure 2. Average daily temperatures of the three liquid media studied in the two trials conducted in 2018.

Tabla 5. Resultados del ANCOVA realizado para detectar posibles diferencias entre las dos épocas de inmersión de semillas de teosinte en los diferentes fluidos (test de Student-Newman-Keuls, $\alpha < 0,05$).
Table 5. Results of the ANCOVA carried out to detect possible differences between the two seasons of teosinte seed inmersion in the different fluids (Student-Newman-Keuls test, $\alpha < 0.05$).

Fluido	Total (Grados de libertad)	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif
Purín porcino	47	1,610	2,015	0,115
Purín vacuno	58	1,363	2,004	0,178
Agua	60	4,816	2,002	< 0,0001

Además, como en este fluido no se ha conseguido una mortalidad del 100 % en ninguno de los tiempos de extracción, los parámetros del modelo (TL_{50}, etc.) no tienen utilidad agronómica para este trabajo, aunque si se demuestra que la pérdida de viabilidad de las semillas de teosinte sumergidas en agua es mucho más lenta que la de aquellas introducidas en purín de vacuno y sobre todo en porcino.

De entre los fluidos ensayados, el purín de porcino ha sido el medio que más rápido ha causado la muerte de las semillas de teosinte, con un TL_{50} de 11,1 días. El purín de vacuno ha provocado una disminución de la via-

Tabla 6. Parámetros de la curva tiempo-mortalidad para cada medio. Se muestra el valor y su desviación estandar (DE). También se muestra el valor calculado cuando la supervivencia es nula.
Table 6. Parameters of the time-mortality curve for each medium. The value and its standard deviation (SD) are shown. The calculated value for zero survival rate is also shown.

Parámetro	Purín de porcino		Purín de vacuno	
	Valor	DE	Valor	DE
Asíntota inferior	-0,01	1,0	-16,3	19,9
Pendiente	28,3	6,7	2,2	0,6
Tiempo letal 50	11,1	0,1	16,4	3,0
Asíntota superior	98,7	1,3	99,4	5,4
Supervivencia nula	15,65		37,38	

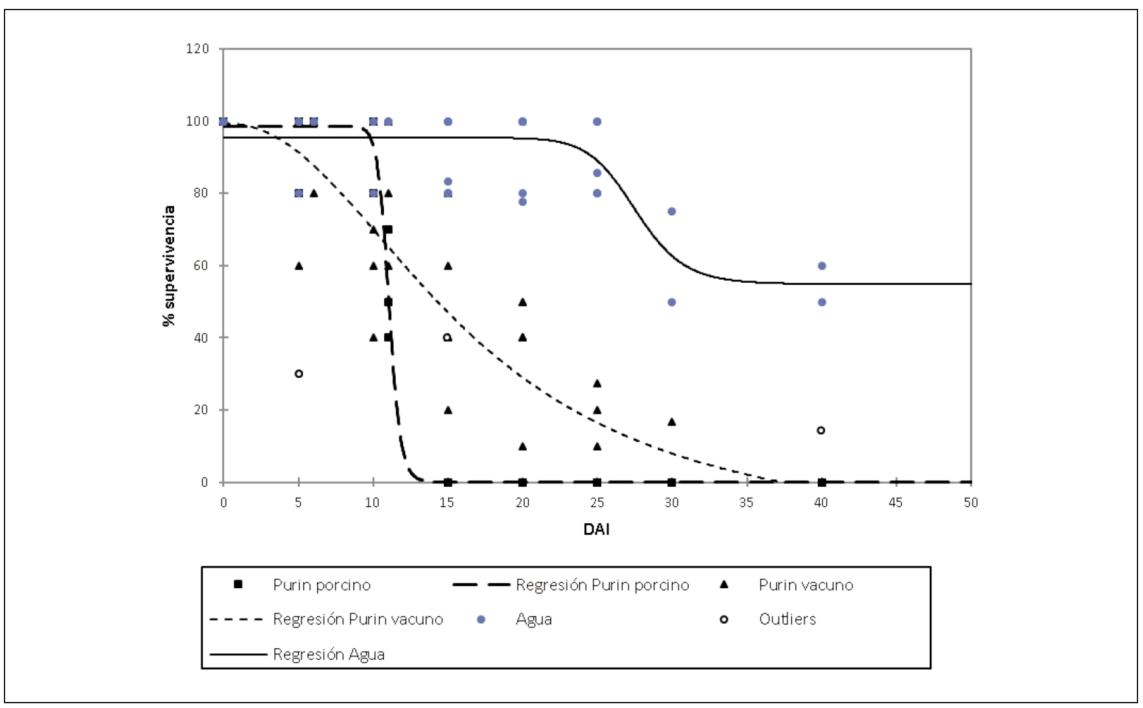


Figura 3. Porcentaje de supervivencia promedio de semillas de teosinte en los diferentes liquidos según los dias sumergidos en cada medio (días después de la inmersión, DDI). Los puntos muestran los valores reales y la linea, el ajuste de los datos a la curva del modelo log-logistico.
Figure 3. Percentage of average survival of teosinte seeds in the three liquids related to the days submerged in each media (DAI). The dots show real values and lines show the adjusted log-logistic curve.

bilidad de las semillas de teosinte de una forma más lenta que el purín de porcino, obteniendose un TL_{50} de 16,4 días, ligeramente superior al obtenido para porcino. En la práctica, en purín de porcino aún se encontraban semillas viables a los 10 días de inmersión, pero no a los 15 días. En purín de vacuno había un pequeño porcentaje de semillas vivas a los 35 días, pero ya no a los 40 días. Esto coincide con las predicciones de los modelos que indican la nula viabilidad de las semillas a los 15,7 días en la caso de estar sumergidas en purín de porcino y de 37,4 días en el de vacuno (Tabla 6). Así, estos datos indican que las semillas de teosinte tienen una viabilidad menor que las de otras gramíneas como *S. halepense* que pueden sobrevivir hasta 8 meses en purín de vacuno o *P. dichotomiflorum* que puede llegar a los 4 meses (Lešnik, 2001).

Por tanto, según los resultados de este ensayo, con un manejo adecuado de los purines, dejándolos en la balsa más de 20 días en caso del purín porcino y más de 40 días en el de vacuno, se reduce totalmente el riesgo de que semillas viables de teosinte lleguen a las parcelas, en caso de que se esparza el purín en éstas.

Conclusiones

Las principales conclusiones a las que se ha llegado tras la realización del presente trabajo son las siguientes:

1. La principal vía de dispersión de teosinte en la zona de estudio es a través de las cosechadoras, aunque no se descartan otras vías de menor relevancia. Es, por lo tanto, de importancia fundamental concienciar a los maquinistas de las cosechadoras y a los propios agricultores de este hecho para limpiar la maquinaria tras trabajar en una parcela infestada y evitar la dispersion de semillas a parcelas limpias que se cosechen posteriormente.

2. A pesar de que las semillas de teosinte no son viables tras su molturación con las cribas de paso de 2 y utilizadas para la elaboración de piensos en harina o en forma de gránulos, respectivamente, un 2,6 % sí lo son en caso de utilizar cribas de diámetros superiores. Éstas se utilizan para triturar materiales vegetales como cama de estabulación o como forraje. Por ello, antes de distribuir el estiécol generado con dicha cama, es necesario extremar las precauciones para evitar reinfestaciones.

3. La viabilidad de las semillas de teosinte en purín ha sido inferior a la de otras especies estudiadas por otros autores, pero aún así es necesario esperar entre 20 y 40 días después de la última entrada de purines en una balsa antes de distribuirlo en los campos.

4. Para evitar la dispersión de teosinte se considera imprescindible tener en cuenta las posibles vías de infestación descritas relacionadas con el manejo de cosechadoras, piensos, purines y estiércoles.

Agradecimientos

Los trabajos presentados en este artículo han sido financiados por el Proyecto INIA E-RTA 2014-00011-C02. Agradecemos la colaboración de Jorge Pueyo en la ayuda en los tests de tetrazolio y en el análisis de los expedientes de las prospecciones, y a Santiago Fuertes y Jesús Pérez el facilitarnos su consulta.

Referencias bibliográficas

Barroso J, Navarrete L, Sánchez del Arco MJ, Fernandez-Quintanilla C, Jull RI, Lutman PJW, Perry NH, Hull RI (2006). Dispersal of *Avena fatua* and *Avena sterilis* patches by natural dissemination, soil tillage and combine harvesters. Weed Research 46(2): 118-28. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00500.x

Blanco-Moreno JM, Chamorro L, Masalles RM, Recasens J, Sans FX (2004). Spatial Distribution of *Lolium rigidum* seedlings following seed dispersal by combine harvesters. Weed Research 44(5): 375-87. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2004.00412.x

Cash SD, Zamora DL, Lenssen AW (2007). Viability of weed seeds in feed pellet processing. Journal of Range Management 51(2): 181-185. https://doi.org/10.2307/4003205

Cirujeda A, Pardo G, Marí AI, Joy M, Casasús I (2019). Emergence and viability of teosinte seeds (*Zea mays* ssp. *mexicana ad int*.) subjected to sheep digestion. Weed Research 59: 145-154. https://doi.org/10.1111/wre.12349

Díaz A, Taberner A, Vilaplana L (2019). The emergence of a new weed in maize plantations: characterization and genetic structure using microsatellite markers. Genetic Resources and Crop Evolution 67: 225-239. https://doi.org/10.1007/s10722-019-00828-z

Greene DF, Johnson EA (1993). Seed mass and dispersal capacity in wind-dispersed diaspores. Oikos 67(1): 69-74. https://doi.org/10.2307/3545096

Grundy AC, Green JM, Lennartsson M (1998). The effect of temperature on the viability of weed seeds in compost. Compost Science and Utilization 6(3): 26-33. https://doi.org/10.1080/1065657X.1998.10701928

Guzzomi AL, Ryan M, Saunders C, Walsh MJ (2017). Reducing the integrated Harrington Seed Destructor power requirements through chaff fraction optimization. Applied Engineering in Agriculture 33(5): 695-701. https://doi.org/10.13031/aea.12154

Howe HF, Smallwood J (1982). Ecology of seed dispersal. Annual Review of Ecology and Systematics 13(1): 201-228. https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221

Larney FJ, Blackshaw RE (2003). Weed seed viability in composted beef cattle feedlot manure. Journal of Environment Quality 32(3): 1105-1113. https://doi.org/10.2134/jeq2003.1105

Lešnik M (2001). The changes in germinability of *Ambrosia artemisiifolia, Panicum dichotomiflorum* and *Sorghum halepense* seeds stored in maize silage and cattle slurry. Rostlinná Výroba 47: 34-39. https://www.cabi.org/ISC/abstract/20013022942

Llenes JM, Taberner A (2017). Estado actual de la infestación por teosinte en Catalunya. En XXVIII Jornadas de Ciencia y Tecnología: Malas hierbas emergentes en el cultivo del maíz, 20 de abril, Huesca, España.

McCanny SJ, Cavers PB (1988). Spread of proso millet (*Panicum miliaceum* L.) in Ontario, Canada. II. Dispersal by combines. Weed Research 28(2): 67-72. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1988.tb00788.x

Murray DR (1986). Seed Dispersal. Academic Press, Sydney, Australia. 322 pp.

Norsworthy JK, Ward SM, Shaw DR, Llewellyn, RS, Nichols RL, Webster TM, Bradley KW, Frisvold G, Powles SB, Burgos NR, Witt WW, Barrett M (2012). Reducing the risks of herbicide resistance: best management practices and recommendations. Weed Science 60: 31-62. https://doi.org/10.1614/WS-D-11-00155.1

Pardo G, Cirujeda A, Betrán E, Fernández-Cavada S, Fuertes S, Rodríguez E, Perdiguer A, Aibar J, Zaragoza C (2014). Informaciones fitosanitarias 4/2014. Teosinte (*Zea mays* ssp. *mexicana*). Dirección General de Alimentación y Fomento Agroalimentario, Gobierno de Aragón. Disponible en: https://www.aragon.es/documents/20127/674325/INFORMACIONES_FITOSANITARIAS_20141119_04_TEOSINTE.pdf/526a92a6-2156-87ba-a3cf-3c629c78bf06 (Consultado el 10 septiembre 2019).

Pardo G, Fuertes S, Fernández-Cavada S, Betrán E, Cirujeda A, Marí AI, Aibar J, Zaragoza C, Perdiguer A, Llenes JM, Montull JM, Taberner A (2015). Presencia de teosinte (*Zea* spp.) como mala hierba en los regadíos del valle del Ebro. Actas XV Congreso de la Sociedad Española de Malherbología, 19 a 22 de octubre, Sevilla, España. 417-424.

Porter RH, Durrell M, Romm HJ (1947). The use of 2,3,5-triphenyl-tetrazoliumchloride as a measure of seed germinability. Plant Physiology 22: 149-159. https://doi.org/10.1104/pp.22.2.149

Recasens J, Conesa JA, (2015). Gramíneas malas hierbas en maíz, su identificación en plántula. Vida Rural, 390: 54-64.

Schwartz-Lazaro LM, Norsworthy JK, Walsh MJ, Bagavathiannan MV (2017). Efficacy of the Integrated Harrington Seed Destructor on weeds of soybean and rice production systems in the Southern United States. Crop Science 57(5): 2812-2818. https://doi.org/10.2135/cropsci2017.03.0210

Seefeldt SS, Jensen JE, Fuerst EP (1995). Log-logistic analysis of herbicide dose-response relationships. Weed Technology, 9: 218-227. https://doi.org/10.1017/S0890037X00023253

Shirtliffe SJ, Entz MH (2005). Chaff collection reduces seed dispersal of wild oat (*Avena fatua*) by a combine harvester. Weed Science 53(4): 465-470. https://doi.org/10.1614/ws-03-109r2

Trtikova M, Lohn A, Binimelis R, Chapela I, Oehen B, Zemp N, Widmer A, Hilbeck A (2017). Teosinte in Europe – Searching for the origin of a novel weed. Scientific Reports 7 (1): 1-7. https://doi.org/10.1038/s41598-017-01478-w

Zamora DL, Olivarez JP (1994). The viability of seeds in feed pellets. Weed Technology. 8: 148-153. https://doi.org/10.1017/S0890037X0003935X

(Aceptado para publicación el 3 de mayo de 2020)

Del *Amaranthus palmeri* S. Wats. y otros demonios

R.G. Leon*

Department of Crop and Soil Sciences, Center for Environmental Farming Systems, Genetic Engineering and Society Center, North Carolina State University, Raleigh, NC USA

Resumen

Amaranthus palmeri se ha convertido en una de las malas hierbas más importantes en la agricultura de Estados Unidos de América. En los últimos años, se dispone de datos que indican que esta especie está invadiendo agroecosistemas en otros países y regiones, incluyendo España. El éxito y agresividad de esta mala hierba se debe a su alta capacidad reproductiva, alta tasa de crecimiento, y rápida evolución de resistencia a múltiples mecanismos de acción de herbicidas. Además, tiene una capacidad de adaptación que le permite invadir ecosistemas diferentes a las condiciones de su centro de origen, como resultado de su reproducción dioica, alta diversidad genética, y su potencial de hibridación con otras especies del género *Amaranthus*. Debido a su agresividad, cuando hay poblaciones establecidas de *A. palmeri*, se considera crítico desarrollar planes de manejo integrado que se enfoquen en eliminar la producción de semilla de esta mala hierba. En países o regiones donde esta especie está iniciando el proceso de invasión, se recomienda que tanto las autoridades regulatorias como el sector agrícola en general tomen medidas agresivas para prevenir el establecimiento y dispersión de esos focos de introducción e invasión, preferiblemente procurando la erradicación de esta especie.

Palabras clave: Mala hierba, maleza, Amaranthaceae, amaranto, especie invasiva, evolución.

Of *Amaranthus palmeri* and other demons

Abstract

Amaranthus palmeri has become one of the most important weed species in the agriculture of the United States of America. During the last few years, there have been reports indicating that this species is invading agroecosystems in other countries and regions, including Spain. The success and weediness of this weed are due to its high reproductive potential, high growth rate, and fast evolution of resistance to herbicides of multiple mechanisms of action. Furthermore, this species has high adaptability that enables invasion of ecosystems different than its center of origin, resulting from its dioecious reproduction, high genetic diversity, and its potential for hybridizing with other *Amaranthus* species. Due to its weediness, when there are *A. palmeri* established populations, it is critical to develop integrated management plans that focus on eliminating seed production. In countries or regions where this species is starting to invade, it is recommended that not only regulatory authorities, but also the agricultural sector as a whole, implement aggressive actions to prevent the establishment and dispersion, preferably aiming to eradicate this weed from those places where it is first detected.

Keywords: Weeds, Amaranthaceae, amaranth, pigweed, invasive species, evolution.

---

* Autor para correspondencia: rleon@ncsu.edu

Cita del artículo: Leon RG (2020). Del *Amaranthus palmeri* S. Wats. y otros demonios. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 116(3): 241-255. https://doi.org/10.12706/itea.2020.013

Introducción

Las malas hierbas son uno de los problemas más importantes para la producción sostenible de alimentos a nivel mundial y para la reducción de la pobreza en países en desarrollo (Oerke, 2006). En países desarrollados, el gasto en herbicidas es considerablemente superior al gasto en insecticidas, fungicidas y otros plaguicidas, siendo las malas hierbas el problema fitosanitario al que más recursos económicos dedican los productores para su manejo (US-EPA, 2017). Igualmente, pequeños productores sin acceso a herbicidas, en países en desarrollo, dedican más de la mitad de su vida laboral al manejo de malas hierbas, siendo esta actividad la que más horas de trabajo les consume, muy por encima de la siembra y la cosecha, y que además impacta la rentabilidad de sus operaciones (Fafchamps, 1993; Nyamangara *et al.*, 2014). Entender la importancia y severidad del impacto de las malas hierbas en sistemas agrícolas es el primer paso para comprometerse con los procesos y decisiones que deben tomarse para lidiar con este problema.

Aunque los problemas de malas hierbas han existido desde el inicio de la agricultura, no todas las generaciones tienen la oportunidad (en realidad, "desdicha"), de ver cómo una mala hierba invade un territorio en el que no estaba presente y su agresividad, sin precedentes, cambia el agroecosistema y los procesos productivos. *Amaranthus palmeri* S. Wats. es sin duda uno de esos "demonios" que en un tiempo relativamente corto cambió totalmente las formas, no solo en que se manejan las malas hierbas, sino también la forma en que se producen muchos cultivos. En vista del creciente número de citas de *Amaranthus palmeri* invadiendo agroecosistemas en varios países, incluyendo España (Verloove y Sánchez Gullón, 2008; Recasens *et al.*, 2011), el presente manuscrito busca brindar una visión amplia sobre las características que hacen de esta especie una mala hierba agresiva y exitosa en muy variados sistemas productivos. Esto se hará comparándola con otras especies del género *Amaranthus*, las cuales han sido consideradas malas hierbas por mucho más tiempo y han cubierto una distribución geográfica mayor, pero que a su vez no han atentado tan directa y seriamente contra la viabilidad de las operaciones productivas. Para quienes desean aprender más acerca de la biología de *A. palmeri*, se recomienda la revisión realizada por Ward *et al.* (2013), y para quienes quieran soluciones efectivas y duraderas para este problema, desafortunadamente todavía estamos en busca de ellas.

Si bien la intención de este artículo no es causar alarma, es necesario reconocer que su redacción hace énfasis en la agresividad de *A. palmeri* y la necesidad de implementar medidas de erradicación. Ojalá el lector en otros países y regiones recuerde los errores que por acción e inacción se cometieron en Estados Unidos de América (EUA) durante los últimos treinta años, para que así pueda tomar medidas adecuadas y oportunas que eviten la invasión y el establecimiento de estas malas hierbas.

Contexto histórico

La presencia en sistemas agrícolas de malas hierbas de la familia Amaranthaceae ha sido una constante en los últimos cien años de agricultura (Sauer, 1957; Holm *et al.*, 1977). Especies como *Amaranthus retroflexus* L., *Amaranthus powellii* S. Wats., *Amaranthus spinosus* L., *Amaranthus blitoides* S. Wats., y *Amaranthus hybridus* L. han estado presentes en muy diversos sistemas productivos incluyendo cultivos extensivos, frutales, hortalizas, y forrajes (Holm *et al.*, 1977). Además, su distribución geográfica se extiende desde zonas costeras y montañosas en los trópicos hasta latitudes en zonas templadas (Holm *et*

al., 1977). A lo largo de los años, estas especies han sido consideradas persistentes y difíciles de erradicar una vez establecidas debido a su alta capacidad reproductiva, la cual les permite formar bancos de semilla densos. Además, su tasa de crecimiento es alta y pueden alcanzar la madurez reproductiva en un tiempo relativamente corto. Si bien su capacidad de interferencia con el cultivo está determinada más en función de las altas densidades poblacionales que pueden generar, que de su capacidad de competencia individual, generalmente estas especies necesitan un manejo que asegure un impacto mínimo en el rendimiento, a la vez de que los bancos de semillas no incrementen con el tiempo (Neve *et al*., 2011; Norsworthy *et al.*, 2014).

En los años 1980s y 1990s, especialistas en malas hierbas empezaron a notar la aparición de *A. palmeri* en el sur y *Amaranthus tuberculatus* (Moq.) J.D. Sauer (sinónimo *A. rudis*) en el norte de EUA (Webster y Coble, 1997). Aunque hay citas bibliográficas de estas especies en esas zonas desde finales del siglo XIX y principios del XX (Sauer, 1957), estas especies no formaban poblaciones densas ni persistentes en campos agrícolas, por lo que no eran consideradas especies de importancia económica. Para finales de 1990s, *A. palmeri* and *A. tuberculatus* estaban consideradas entre las 10 especies de malas hierbas más importantes de EUA (Webster y Coble, 1997; Ward *et al.*, 2013), siendo mucho más agresivas y difíciles de manejar que *A. retroflexus* y *A. hybridus*. Ya de por sí, un cambio tan rápido en las comunidades de malas hierbas llama mucho la atención, pero debe además tenerse en cuenta que, a diferencia de muchas especies arvenses, *A. palmeri* y *A. tuberculatus* son especies nativas del suroeste y centro norte de EUA, respectivamente (Sauer, 1957; Pratt y Clark, 2001; Ward *et al.*, 2013). En este contexto histórico es necesario preguntarnos: ¿Cómo es posible que especies nativas que llevan miles de años en la zona, cambien su comportamiento, expandan su hábitat, e invadan sistemas con una gran peligrosidad a causa del control de malas hierbas, en un período de menos de 50 años? ¿Qué procesos evolutivos y de manejo agrícola favorecieron esos cambios? ¿Se puede prevenir la expansión de estas malas hierbas a otros agroecosistemas y regiones geográficas?

Amaranthus: malas hierbas de todo tipo

Amaranthaceae es una de las familias botánicas que contiene más especies de malas hierbas, y en la cual el género *Amaranthus* es el grupo predominante causando problemas en sistemas agrícolas. En general, *Amaranthus* se caracteriza por estar compuesto por especies herbáceas anuales, pero que varían en hábito de crecimiento. La mayoría de las especies de importancia económica muestran crecimiento erecto con un tallo central y con ramas laterales que forman un dosel cónico. Esta forma de planta permite que interfieran con el crecimiento tanto de cultivos de granos como de fibras, hortícolas y ornamentales. Sin embargo, existen especies como *Amaranthus blitoides* que exhiben crecimiento totalmente rastrero y que pueden interferir con el crecimiento y producción de cultivos hortícolas (Qasem, 1992; Sellers *et al.*, 2003). También, está *Amaranthus albus*, cuya estructura es arbustiva en forma casi esférica y que es considerablemente de menor altura que otras especies del mismo género (Sellers *et al.*, 2003). *Amaranthus spinosus* es una especie de crecimiento erecto, que se caracteriza por producir espinas en los nudos del tallo y ramas. Estas características hacen que sea exitosa en cultivos forrajeros al evitar ser comida por animales en pastoreo.

Amaranthus palmeri y *A. tuberculatus* exhiben las tasas relativas de crecimiento más altas entre las especies de malas hierbas del género *Amaranthus*, lo que además las hace las

más competitivas (Horak y Loughin, 2000). Sellers *et al.* (2003) compararon el crecimiento de seis especies de malas hierbas del género *Amaranthus* utilizando estudios de jardín común y demostraron claramente que *A. palmeri* fue la especie que alcanzó mayor altura y producción de biomasa. Especies como *A. albus* y *A. spinosus* tuvieron los individuos más pequeños y produjeron la menor cantidad de semilla por planta. Mientras que *A. retroflexus* y *A. hybridus* mostraron un crecimiento intermedio. De forma curiosa, *A. tuberculatus* fue solamente algo más alta que *A. spinosus* pero fue la especie que produjo más semilla por gramo de biomasa.

En lo que respecta a hábitats, especies como *A. retroflexus* y *A. hybridus* son consideradas ruderales, con un amplio rango de condiciones ambientales y de perturbación (e.g., sistemas agrícolas) que les permiten sobrevivir y reproducirse (Holm *et al.*, 1977). En contraste, *A. palmeri* es nativa del desierto de Sonora, por lo que su hábitat natural tiende a ser más estable y está adaptada a crecer en condiciones de poca precipitación, limitada competencia inter-específica y niveles pobres de fertilidad del suelo. Además, tiene la capacidad de ajustar su tasa fotosintética, producción de carbohidratos y proteínas y ajustar osmóticamente sus células en condiciones de sequía (Ehleringer, 1983). Estas adaptaciones a condiciones de poca precipitación indican que, potencialmente, pueden infestar muchas zonas agrícolas en la zona mediterránea. *Amaranthus tuberculatus*, en cambio, es nativa del norte de EUA, donde evolucionó para crecer en humedales con poca o ninguna perturbación humana (Sauer, 1957; Pratt y Clark, 2001).

Además de su diversidad de tipos de crecimiento, es importante destacar que hay especies monoicas y dioicas. Así, la mayoría de las especies de *Amaranthus* son monoicas, por lo que tienen flores masculinas y femeninas en el mismo individuo y son autocompatibles permitiendo su autopolinización. Mientras que las especies *A. palmeri* y *A. tuberculatus* son dioicas, de forma que tienen plantas masculinas y femeninas obligándolas a reproducirse vía polinización cruzada. Estas diferencias reproductivas hacen que también haya grandes diferencias en diversidad genética y capacidad de adaptación entre las especies monoicas y las dioicas (Pratt y Clark, 2001; Chandi *et al.*, 2013).

Amaranthus palmeri: la oveja más negra de la familia

Entre las especies de malas hierbas de la familia Amaranthaceae, son *A. palmeri* y *A. tuberculatus* las que causan mayor daño a nivel productivo, las más difíciles de controlar, y las que mantienen una perspectiva de manejo futuro sumamente negativa. Aunque ambas especies han mostrado un cambio radical en su hábitat en las últimas tres décadas (Horak, 2000; Horak y Loughin, 2000), es *A. palmeri* la especie que más rápida y efectivamente ha invadido un área geográfica mayor (Wax, 1995; Horak 2000). Por ejemplo, en la actualidad, poblaciones estables de *A. palmeri* se encuentran no sólo en el suroeste de EUA, sino que también en el sureste, el centro norte, las costas este y oeste de este país, y hasta en el centro de Canadá. También ha invadido zonas agrícolas en campos agrícolas en América del Sur (Morichetti *et al.*, 2013; Berger *et al.*, 2016; Küpper *et al.*, 2017). Recientemente, ha habido citas de *A. palmeri* en el sur de Europa, además de Asia y el norte de África (Zhen Yu, 2003; Verloove y Sánchez Gullón, 2008; Recasens *et al.*, 2011; Iamonico y El Mokni, 2017). *Amaranthus tuberculatus* también ha cambiado su hábitat, pero lo ha hecho a una menor velocidad que *A. palmeri*. Aunque su hábitat natural se encontraba en el centro norte de EUA en pantanos y zonas ribereñas (Pratt y Clark, 2001), en la última década, su ámbito de crecimiento se ha exten-

dido hacia el sur y las costas, por lo que ahora se puede encontrar en una gran parte del país causando problemas en áreas agrícolas.

¿Cuáles son las causas que propiciaron estos cambios? Esta pregunta ha recibido múltiples respuestas que, aunque especulativas, dan una idea del proceso que desembocó en la situación actual. En general, se considera que estas especies son sumamente competitivas. Así, *A. palmeri* y *A. tuberculatus* son capaces de reducir significativamente el rendimiento de muchos cultivos. Por ejemplo, estas especies pueden causar hasta un 80 % de pérdidas en el rendimiento del maíz (un cultivo competitivo), si no son controladas entre la emergencia y el estadio V6 del cultivo (Massinga y Currie, 2002; Steckel y Sprague, 2004). Pero su competitividad no explica el cambio tan drástico en su comportamiento. Hay tres situaciones que, sin duda, coincidieron con la rápida dispersión de estas dos especies. La primera fue la rápida evolución de resistencia a herbicidas, particularmente a inhibidores de la acetolactato-sintasa (ALS). Por ejemplo, Horak y Peterson (1995) identificaron poblaciones en Kansas (EUA) de *A. palmeri* y de *A. tuberculatus* que generaron resistencia a inhibidores de ALS, en menos de cinco años de uso de estos herbicidas en el caso de la primera y menos de un año en el caso de la segunda especie. Posteriormente, estas especies mostraron resistencia a herbicidas con otros mecanismos de acción (MOA) ampliamente utilizados incluyendo el glifosato, un inhibidor de la enol-piruvil shikimato fosfato sintasa; EPSPS) (Heap, 2020). Segundo, fue el incremento en el área productiva bajo laboreo reducido o cero laboreo (Neve *et al.*, 2011; Ward *et al.*, 2013). Tercero, el incremento en el área sembrada con cultivos resistentes al glifosato, lo que también favoreció la reducción en el uso del laboreo convencional (Ward *et al.*, 2013).

A pesar de que especies que han sido consideradas malas hierbas durante más tiempo como *A. retroflexus* y *A. hybridus* desarrollaron resistencia a herbicidas mucho antes que *A. palmeri*, esta última especie no sólo desarrolló resistencia a herbicidas en un tiempo más corto, sino que lo hizo a más MOAs que *A. retroflexus* (Hirschberg y McIntosh, 1983; Heap, 2020). Se cree que el hecho de que entre los años 1980s y 1990s la agricultura extensiva en EUA incrementó el uso de prácticas de conservación de suelos, como el laboreo reducido y el no laboreo, favoreció el establecimiento de especies de malas hierbas con semillas pequeñas (Neve *et al.*, 2011). La labranza convencional (que incluye volteo de suelo) que puede enterrar semillas hasta casi 20 cm de profundidad, limita considerablemente la posibilidad de emergencia de plántulas provenientes de semillas pequeñas, porque estas no tienen suficientes reservas energéticas para alcanzar la superficie del suelo. Al instaurarse un sistema de laboreo en el que las semillas no son incorporadas al suelo, las especies con semillas pequeñas como *Amaranthus* spp. tienen un ambiente más favorable para la germinación de la semilla y para el establecimiento adecuado de plántulas (Jha y Norsworthy, 2009). Es muy probable que este cambio aumentara el área geográfica en que el establecimiento de plántulas tanto de *A. palmeri* como de *A. tuberculatus* podría ocurrir sin mayores problemas. Cabe mencionar que las especies de *Amaranthus* tienen la capacidad de generar diferentes mecanismos para el control de la latencia de sus semillas (Leon *et al.*, 2006). En el caso de *A. tuberculatus* las semillas tienen una latencia fisiológica más intensa y complicada y su rango de temperaturas de germinación es menos amplio que las de *A. palmeri* (Guo y Al-Khatib, 2003; Leon *et al*., 2004), lo que explica en forma parcial la invasión de ambientes más variados por parte de *A. palmeri* que de *A. tuberculatus*. Finalmente, la rápida adopción de cultivos resistentes a glifosato en cultivos extensivos como soja, maíz, y algodón, definitivamente facilitó la dispersión y estableci-

miento de poblaciones de estas dos especies de malas hierbas. Aunque la evolución de resistencia a glifosato benefició el incremento en los bancos de semilla y la dispersión de estas malas hierbas, la homogenización del paisaje agrícola fue probablemente un factor todavía más importante. El hecho de que en un período muy corto de tiempo millones de hectáreas fueran sometidas al mismo manejo de las malas hierbas con el mismo(os) herbicidas y prácticamente al mismo tiempo, generó una presión de selección nunca antes vista. Ante este fenómeno sin precedentes, fueron las especies con mayor diversidad genética (i.e., *A. palmeri* y *A. tuberculatus*) las que más rápidamente pudieron adaptarse a esa nueva realidad productiva (Pratt y Clark, 2001; Chandi *et al.*, 2013). Estos cambios se reflejan claramente en la importancia que *A. palmeri* representa en sistemas productivos. Por ejemplo, al evaluar el nivel de importancia de diferentes especies, especialistas en malas hierbas del sur de EUA indicaron claramente cómo *A. palmeri* ha incrementado su importancia en los últimos 20 años. La figura 1 ilustra cómo en un período de 8 años, del 2005 al 2013, las áreas productoras de maní (cacahuete; *Arachis hypogaea* L.), un cultivo que se rota con cultivos resistentes a glifosato tales como el algodón, maíz, y soja, en Florida, Georgia y Carolina del Norte, experimentaron un rápido incremento en las poblaciones de *A. palmeri* y en la dificultad de su control. Incluso esto hizo que *Senna obtusifolia*, una mala hierba típica del maní, que durante décadas había estado entre las más problemáticas, se convirtiera en un problema menor. Este no fue un caso aislado, las mismas tendencias se observaron para otros cultivos como soja (*Glycine max* (L.) Merr.), algodón (*Gossypium hirsutum* L.), maíz (*Zea mays* L.), tabaco (*Nicotiana tabacum* L.), y batata (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.), entre otros (SWSS, 2020).

La evolución de resistencia a inhibidores de ALS ha sido una constante en muchas especies de malas hierbas, incluyendo *Amaranthus* spp. (Horak y Peterson, 1995). Frecuentemente, este tipo de resistencia se cita como el resultado de una mutación puntual que causa la sustitución de un aminoácido en el sitio activo de ALS. Sin embargo, *A. palmeri* ha demostrado combinar otros factores. Por ejemplo, poblaciones de *A. palmeri* de Arkansas, EUA, fueron 70 veces más resistentes a imazaquin que poblaciones de *A. hybridus*. Aunque en ambos casos se comprobó que la mayoría de la resistencia en estas especies fue el resultado de una enzima ALS menos sensible al herbicida, las diferencias en resistencia entre dichas especies no pudieron ser explicadas en su totalidad por este mecanismo. Así que se cree que además de tener una enzima resistente, estas poblaciones de *A. palmeri* también presentaron mecanismos de resistencia como absorción y translocación reducidas y/o metabolismo acelerado (Burgos *et al.*, 2001). También, a diferencia de otras especies de malas hierbas en las que la resistencia a atrazina (inhibidor del fotosistema II; PSII) se debe a una mutación en el gen *psbA*, generalmente una sustitución Ser264Gly, *A. palmeri* desarrolló resistencia a este herbicida mediante un proceso de desintoxicación vía transferasa de la glutationa-S (Nakka *et al.*, 2017). Resulta muy interesante que, tanto en *A. palmeri* como en *A. tuberculatus* se generó resistencia a glifosato, por medio de la amplificación en el número de copias del gen *EPSPS*, número que en algunos casos es hasta más de cien veces mayor que en biotipos susceptibles, y este hecho no causó cambios detectables en el crecimiento ("fitness") de los individuos (Gaines *et al.*, 2010; Vila-Aiub *et al.*, 2014). Este mecanismo de resistencia no había sido descrito en otras especies de malas hierbas, probablemente debido a su complejidad molecular. Recientemente se descubrió que en el caso de *A. palmeri*, la amplificación se dio por medio de ADN circular extra-cromosómico que puede mover y replicar el amplicón en diferentes

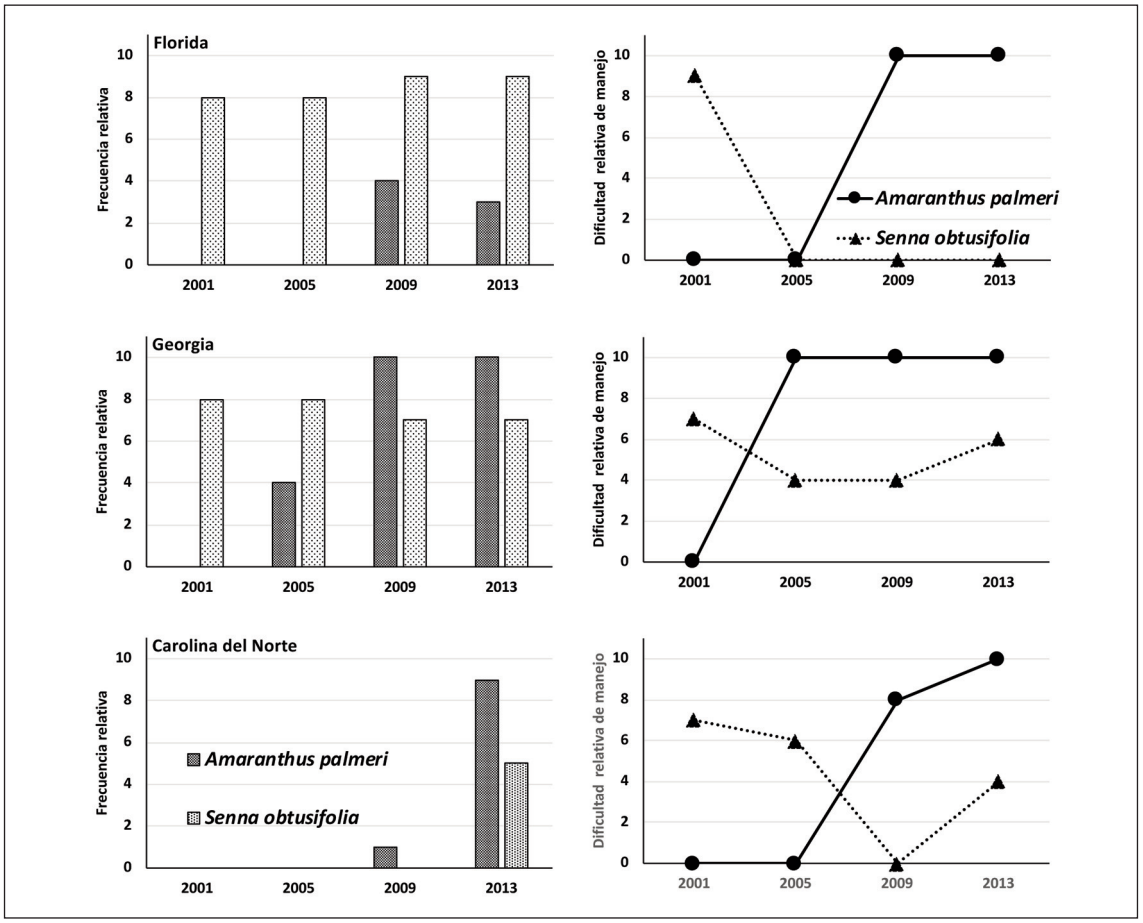


Figura 1. Cambios en la frecuencia relativa y en la dificultad relativa de manejo de *Amaranthus palmeri* y *Senna obtusifolia* en producción de maní en tres estados del sur de Estados Unidos de América durante el período 2001-2013. Valores de 0 indican la ausencia de la especie y ninguna dificultad en el manejo, mientras que valores de 10 indican que la especie está siempre presente y que es la más difícil de manejar en el cultivo. Los datos están basados en las encuestas de la Sociedad de Malherbología del Sur de EUA (SWSS, 2020).

Figure 1. Changes in relative frequency and management challenges caused by Amaranthus palmeri *and* Senna obtusifolia *in peanut production in three states of the United States of America during the period 2001-2013. Zero indicates the absence of the species or no problem controlling it, while ten indicates that the weed species is always present and is the most difficult to manage. The data are based on surveys of the Southern Weed Science Society (SWSS, 2020).*

partes del genoma, mecanismo que se había observado en bacterias e insectos en respuesta a alta presión de selección con xenobióticos pero es poco común en plantas (Koo *et al.*, 2018).

Otra característica adaptativa interesante es que plantas femeninas de *A. palmeri* pueden producir semilla apomíctica en forma facultativa y esto ha sido relacionado con incrementos en la frecuencia de individuos resis-

tentes a glifosato mayores a las esperadas por polinización natural (Ribeiro *et al.*, 2014). En la última década, se ha incrementado el número de biotipos de *A. palmeri* y *A. tuberculatus* con resistencia múltiples MOAs. Por ejemplo, en Iowa, EUA biotipos de *A. tuberculatus* tienen resistencia a cinco MOA [inhibidores de ALS, PSII, EPSPS, dioxigenasa de 4-hidroxifenilpiruvato (HPPD), y de la oxidasa del protoporfirinogen (PPO)] (Jones *et al.*, 2019). En 2019, se encontró una población de *A. palmeri* en Kansas, EUA con resistencia no solamente a inhibidores de ALS, PSII, EPSPS, HPPD, sino también a 2,4-D, una auxina sintética (Kumar *et al.*, 2019). Este último caso es sumamente alarmante porque es el primero de resistencia a 2,4-D en esta especie, ocurriendo solamente dos años después de la introducción y amplia adopción de cultivos transgénicos resistentes a auxinas sintéticas (i.e., 2,4-D y dicamba), los cuales son considerados una herramienta clave para el manejo de resistencia a glifosato. Se espera que pronto se describan casos de *A. palmeri* resistentes a dicamba, ya que bajo condiciones controladas se comprobó que la selección recurrente con dosis subletales de este herbicida redujeron la susceptibilidad de esta mala hierba a niveles que le permitieron tener hasta 30 % de supervivencia a la dosis comercial de 560 g ma ha^{-1} después de tres años (Tehranchian *et al.*, 2017).

Aunque existe información acerca de efectos alelopáticos de los residuos de *A. palmeri* (Menges, 1988), el impacto negativo de esta especie en el rendimiento de los cultivos está altamente asociada a su muy alta tasa de crecimiento y reproducción, las cuales son favorecidas por su sistema de fotosíntesis C4 (Slack, 1969) y por su adaptación para alta absorción y transporte de agua. Estas características le permiten formar poblaciones densas de plantas que limitan el acceso del cultivo a luz y nutrientes y agua (Berger *et al.*, 2015). Las raíces de *A. palmeri* son 5 veces más largas que las de la soja, y las raíces finas (<0,25 mm), que son las responsables de absorción de nutrientes, representan 68 % en esta mala hierba y solamente 45 % en el cultivo (Wright *et al.*, 1999b). Las plantas de *A. palmeri* pueden producir hasta 5 millones de semillas, sin embargo, la mayoría de los estudios indican que plantas de esta mala hierba compitiendo con cultivos como algodón, soja, y maíz, tienen la capacidad de producir entre 50 mil y 500 mil semillas por planta. Se estima que, en campos con poblaciones problemáticas de esta especie y sin medidas de eliminación de escapes, la producción de nueva semilla cada año puede oscilar entre los 300 millones y 5000 millones de semillas por hectárea (Webster y Grey, 2015).

Norsworthy *et al.* (2014) estudiaron la rapidez de dispersión de *A. palmeri* en un campo de algodón cuando se produce la introducción de semilla en un área pequeña (i.e., 20 mil semillas en un metro cuadrado) simulando que una planta es capaz de sobrevivir y producir semilla por primera vez o cuando se da la introducción de semilla con maquinaria agrícola. Estos investigadores comprobaron que después del primer año la población de esta mala hierba se había expandido 114 m en dirección de la pendiente del campo y al cabo de tres años más del 95 % del campo estaba infestado. Esta rápida dispersión, también producto de la alta capacidad reproductiva de la especie, hizo que se concluyera que se debe usar un umbral de tolerancia cero para manejar esta especie. En el caso que plantas de *A. palmeri* sobrevivan al control tradicional, la eliminación de los sobrevivientes requiere la remoción completa de la planta. Si las plantas son cortadas a más de 3 cm de la superficie del suelo, 35 % de las plantas pueden sobrevivir, regenerar el tejido aéreo, y hasta producir entre 28 mil y 116 mil semillas por planta (Sosnoskie *et al.*, 2014).

Amaranthus palmeri también ha demostrado tener la capacidad de crecer bajo condiciones

de sombra (e.g., dentro del dosel del cultivo) al incrementar su área foliar específica 11 % y contenido total de clorofila 40 %, cuando plantas de esta especie crecieron con aproximadamente la mitad de la luz en comparación a exposición directa al sol (Jha *et al.*, 2008). La aclimatación fisiológica a condiciones de sombra es una característica clave para especies que evolucionan resistencia a herbicidas, ya que estas deberán de competir con el cultivo y la sombra que este genera. Además, se ha visto que *A. palmeri* puede alcanzar tasas de crecimiento mucho mayores que cultivos como la soja a temperaturas superiores a los 30 °C. Para tener una idea de la ventaja de esta característica fisiológica, se comparó la biomasa producida por soja, *Senna obtusifolia* (L.) H.S. Irwin & Barneby (mala hierba de altura similar a *A. palmeri*), y *A. palmeri* haciendo crecer las plantas en dos temperaturas (24 °C y 36 °C), pero sin limitaciones hídricas. A la temperatura más alta, la soja sufrió estrés y redujo la acumulación de biomasa en 10 % a 20 % en comparación con plantas a 24 °C. En contraste, *S. obtusifolia* incrementó su biomasa un 150-200 % y *A. palmeri* de 150 % a 1500 % (Wright *et al.*, 1999a). Recientemente, Bravo *et al*. (2018) describieron que poblaciones de *A. palmeri* evolucionaron y desarrollaron mayor eficiencia en el uso de nutrientes y que esto ocurrió en sistemas productivos con un alto uso de fertilizantes sintéticos nitrogenados. Además, se ha visto que poblaciones de *A. palmeri* han evolucionado para incrementar su porte cuando habitan campos donde se rotan cultivos de mayor altura (Bravo *et al.*, 2017). Este tipo de adaptaciones en respuesta a prácticas culturales de manejo, indican que incluso bajo sistemas donde se da un uso racional de herbicidas, *A. palmeri* puede cambiar su biología para incrementar su reproducción y ser más exitosa en un contexto productivo dado.

Amaranthus: promiscuidad, hibridación, y evolución

Unas de las características que han hecho al género *Amaranthus* más adaptable es su capacidad de hibridación entre especies (Murray, 1940; Rayburn *et al.*, 2005). Esta importante característica adaptativa, aunque durante mucho tiempo no llamó la atención de especialistas en malherbología, fue estudiada y confirmada en más detalle para entender la rápida evolución de resistencia a herbicidas (Tranel y Wright, 2002). Utilizando el alelo de resistencia a inhibidores de ALS, se confirmó que plantas femeninas de *A. tuberculatus* susceptibles a ALS fueron efectivamente fertilizadas por polen de *A. palmeri* resistente a ALS (Franssen *et al.*, 2001). En estudios similares Tranel *et al.* (2002) demostraron que el polen de *A. hybridus* puede fertilizar plantas femeninas de *A. tuberculatus* (referidas como *A. rudis* en el estudio) y producir progenie viable y fértil. Estos estudios fueron realizados bajo condiciones de invernadero y con polinización artificial. Por esta razón, Trucco *et al.* (2005) evaluaron la posibilidad de que la hibridación entre esas especies pudiera ocurrir bajo condiciones de campo. Estos investigadores confirmaron que cuando las plantas de *A. tuberculatus* fueron la fuente de polen y se encontraron a una distancia de 1 m de las de *A. hybridus* que actuaron como receptoras, la tasa de hibridación alcanzó 5,9 %. Estudios posteriores demostraron que el polen de *A. tuberculatus* puede fácilmente fertilizar plantas a 50 m de distancia y en algunos casos hasta 800 m, lo que hace los procesos de hibridación en campo sean no solo posibles, sino probables (Liu *et al.*, 2012). Los estudios descritos se realizaron bajo condiciones controladas, así que permanecía la incógnita de si la hibridación natural es un proceso que pudiese impactar el manejo de especies *Amaranthus* spp. en condiciones naturales. Datos para responder a esta pregunta han comenzado a ser generados. Una

población de *A. spinosus* con resistencia a glifosato fue encontrada en Mississippi, EUA en un campo que había sido sembrado con algodón resistente a glifosato durante varios años consecutivos. Lo interesante de este caso es que la resistencia se debía a la amplificación del gen *EPSPS*, pero esta amplificación parece ser el resultado de hibridación con *A. palmeri* ya que el amplicón *EPSPS* de ambas especies es casi idéntico (Nandula *et al.*, 2014). Estos estudios ilustran cómo los procesos de selección y evolución en una especie pueden afectar la arquitectura genética y el comportamiento de otras especies del género *Amaranthus*. Esto obliga a reconocer que el manejo de una especie y su potencial de adaptación no es independiente del manejo de otras especies *Amaranthus*. Hay que recordar que los caracteres de resistencia a herbicidas no son los únicos que favorecen la agresividad de las malas hierbas en los campos agrícolas. De esta manera, factores como competitividad, tasa de crecimiento, morfología, patrones de emergencia de plántulas, que pueden beneficiar la supervivencia de la especie en campos agrícolas podrían ser transferidos de una especie a otra. Considerando que la evidencia científica sugiere que *A. palmeri* se comporta como dispersor y receptor de genes de otras especies de *Amaranthus*, no sería de sorprender que además de su intrínseca diversidad genética (Pratt y Clark, 2001; Chandi *et al.*, 2013), esta mala hierba podría incorporar rápidamente alelos ventajosos de especies locales de *Amaranthus* para adaptarse a nuevos ambientes o introducir en éstas, caracteres problemáticos como resistencia a herbicidas.

Erradicación o penitencia

Como se ha visto en el caso de la agricultura estadounidense, una vez establecidas las poblaciones de *A. palmeri* a escala de paisaje, las expectativas de revertir tal problema son muy bajas. Hoy en día la mayoría de productores que deben manejar esta mala hierba, lo hacen utilizando múltiples herbicidas (cuando estos todavía son efectivos) e inclusive deshierbe manual de plantas que escapan al control convencional (Sosnoskie y Culpepper, 2014). Estas prácticas, en sí, son altamente costosas, y quienes las pueden pagar, buscan reducir el banco de semillas (Sosnoskie y Culpepper, 2014). Un problema aún mayor creado por la imposibilidad de controlar *A. palmeri* con herbicidas debido a resistencia múltiple es el abandono de prácticas de conservación de suelo, al incrementarse la labranza con arados de disco e inclusive con arados de vertedera para enterrar las semillas de esta mala hierba a profundidades que reduzcan su emergencia y establecimiento (Price *et al.*, 2011). Otros productores están iniciando la incorporación de cultivos de cobertura para crear una barrera física que permita reducir el número de individuos de *A. palmeri* que logran establecerse e interferir con el cultivo (Wiggins *et al.*, 2015). Todas estas estrategias, cuando se ejecutan en forma concertada y como parte de un plan de manejo integrado, pueden mitigar muchos de los problemas más serios que causa *A. palmeri*. Sin embargo, una de las lecciones aprendidas ha sido que en situaciones en que *A. palmeri* no está presente, la detección temprana y acciones rápidas para la erradicación de poblaciones incipientes en caso de introducción e invasión, es la forma más económica y efectiva de proteger a los sistemas agrícolas de esta problemática mala hierba. Esto se refleja en planes de manejo actuales que están operando con principios de erradicación y mantienen un umbral cero de producción de semilla de *A. palmeri* cada año (Norsworthy *et al.*, 2014). La viabilidad de la semilla de *A. palmeri* es relativamente corta, lo cual es una gran ventaja para el manejo de una mala hierba con altas tasas de reproducción. La reducción del banco de semillas de *A. palmeri* bajo condiciones de campo es

bastante rápida cuando se evita la producción de nuevas semillas. Por ejemplo, después de 12, 24, 36, y 48 meses de la última producción de semilla, la proporción del banco de semillas que se mantuvo viable fue aproximadamente 45 %, 25 %, 10 % y <0,03 %, respectivamente (Sosnoskie *et al.*, 2013; Jha *et al.*, 2014). Para quienes han lidiado con esta especie a nivel de paisaje, por no haber tomado medidas de erradicación o de contención cuando fue posible, el precio que han tenido que pagar se asemeja más a la penitencia de Sísifo impuesta por Zeus, que lo obligaba eternamente a empujar una inmensa roca, una y otra vez hasta la cúspide de una montaña, y que al estar a punto de lograrlo, la roca rodaba nuevamente hasta abajo. Con *A. palmeri* y en cierta medida con *A. tuberculatus,* cada vez que se cree que se ha desarrollado una forma de control efectiva, la especie se adapta y se tiene que empezar de nuevo desde el principio.

Conclusiones

Los casos de detección de *A. palmeri* en España y otros países europeos, son una llamada muy seria de atención para que tanto las autoridades regulatorias como el sector agrícola en general tomen medidas drásticas para prevenir el establecimiento y dispersión de esos focos de introducción e invasión. El amplio rango de condiciones ambientales a las que *A. palmeri* se ha adaptado en Norteamérica sugiere que es muy probable que esta especie pueda encontrar hábitats adecuados o inclusive adaptarse rápidamente a climas mediterráneos y del centro y norte de Europa. Esta capacidad adaptativa es el resultado de una alta diversidad genética y de su habilidad de hibridación con otras especies del género *Amaranthus*. En términos prácticos y como objetivo general, la erradicación de esta especie de campos agrícolas en donde se encuentra es considerada la forma más efectiva a largo plazo de mantener un sistema productivo estable y compatible con estrategias de manejo integrado que optimicen el uso de recursos y el control de múltiples especies de malas hierbas.

Referencias bibliográficas

Berger ST, Ferrell JA, Rowland DL, Webster TM (2015). Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) competition for water in cotton. Weed Science 63: 928-935. https://doi.org/10.1614/WS-D-15-00062.1

Berger S, Madeira PT, Ferrell J, Gettys L, Morichetti S, Cantero JJ, Núñez C (2016). Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) identification and documentation of ALS-resistance in Argentina. Weed Science 64: 312-320. https://doi.org/10.1614/WS-D-15-00125.1

Bravo W, Leon RG, Ferrell JA, Mulvaney MJ, Wood CW (2017). Differentiation of life-history traits among Palmer amaranth populations (*Amaranthus palmeri*) and its relation to cropping systems and glyphosate sensitivity. Weed Science 65: 339-349. https://doi.org/10.1017/wsc.2017.14

Bravo W, Leon RG, Ferrell JA, Mulvaney MJ, Wood CW (2018). Evolutionary adaptations Palmer amaranth (*Amaranthus palmer*) to nitrogen fertilization and crop rotation history affect morphology and nutrient-use efficiency. Weed Science 66: 180-189. https://doi.org/10.1017/wsc.2017.73

Burgos NR, Kuk YI, Talbert RE (2001). *Amaranthus palmeri* resistance and differential tolerance of *Amaranthus palmeri* and *Amaranthus hybridus* to ALS-inhibitor herbicides. Pest Management Science 57: 449-457. https://doi.org/10.1002/ps.308

Chandi A, Milla-Lewis SR, Jordan DL, York AC, Burton JD, Zuleta MC, Whitaker JR, Culpepper AS (2013). Use of AFLP markers to assess genetic diversity in Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) populations from North Carolina and Georgia. Weed Science 61: 136-145. https://doi.org/10.1614/WS-D-12-00053.1

Ehleringer J (1983). Ecophysiology of *Amaranthus palmeri*, a Sonoran desert summer annual. Oecologia 57: 107-112. https://doi.org/10.1007/BF00379568

Fafchamps M (1993). Sequential labor decision under uncertainty: An estimable household model of West-African farmers. Econometrica 61: 1173-1197. https://doi.org/10.2307/2951497

Franssen AS, Skinner DZ, Al-Khatib K, Horak MJ, Kulakow PA (2001). Interspecific hybridization and gene flow of ALS resistance in *Amaranthus* species. Weed Science 49: 598-606. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0598:IHAGFO]2.0.CO;2

Gaines TA, Zhang W, Wang D, Bukun B, Chisholm ST, Shaner DL, Nissen SJ, Patzoldt WL, Tranel PJ, Culpepper AS, Grey TL, Webster TM, Vencill WK, Sammons RD, Jiang J, Preston C, Leach JE, Westra P (2010). Gene amplification confers glyphosate resistance in *Amaranthus palmeri*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United states of America 107: 1029-1034. https://doi.org/10.1073/pnas.0906649107

Guo P, Al-Khatib K (2003). Temperature effects on germination and growth of redroot pigweed (*Amaranthus retroflexus*), Palmer amaranth (*A. palmeri*), and common waterhemp (*A. rudis*). Weed Science 51: 869-875. https://doi.org/10.1614/P2002-127

Heap I (2020). The international herbicide-resistant weed database. Online. Disponible en www.weedscience.org (Consultado: 12 de Abril, 2020).

Hirschberg J, McIntosh L (1983). Molecular basis of herbicide resistance in *Amaranthus hybridus*. Science 222: 1346-1349. https://doi.org/10.1126/science.222.4630.1346

Holm LG, Plucknett DL, Pancho JV, Herberger JP (1977). The world's worst weeds. Distribution and biology. University Press of Hawaii, Honolulu, Hawaii, EUA. 609 pp.

Horak MJ, Peterson DE (1995). Biotypes of Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) and common waterhemp (*Amaranthus rudis*) are resistant to imazethapyr and thifensulfuron. Weed Technology 9: 192-195. https://doi.org/10.1017/S0890037X00023174

Horak MJ (2000). Biology and management of Palmer amaranth: The new weed on the block. Proceedings of the Illinois Crop Protection Technology Conference. University of Illinois, Urbana, IL, EUA. 21 pp.

Horak MJ, Loughin TM (2000). Growth analysis of four *Amaranthus* species. Weed Science 48: 347-355. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2000)048[0347:GAOFAS]2.0.CO;2

Iamonico D, El Mokni R (2017). *Amaranthus palmeri*, a second record for Africa and notes on *A. sonoriensis* nom. nov. Bathalia 47: a2100. https://doi.org/10.4102/abc.v47i1.2100

Jha P, Norsworthy JK, Riley MB, Bielenberg DG, Bridges W Jr (2008). Acclimation of Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) to shading. Weed Science 56: 729-734. https://doi.org/10.1614/WS-07-203.1

Jha P, Norsworthy JK (2009). Soybean canopy and tillage effects on emergence of Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) from a natural seed bank. Weed Science 57: 644-651. https://doi.org/10.1614/WS-09-074.1

Jha P, Norsworthy JK, Garcia J (2014). Depletion of an artificial seed bank of Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) over four years of burial. American Journal of Plant Sciences 5: 1599-1606. https://doi.org/10.4236/ajps.2014.511173

Jones EAL, Owen MDK, Leon RG (2019). Influence of multiple herbicide resistance on growth in *Amaranthus tuberculatus*. Weed Research 59: 235-244. https://doi.org/10.1111/wre.12361

Koo DH, Molin WT, Saski CA, Jiang J, Putta K, Jugulam M, Friebe B, Gill BS (2018). Extrachromosomal circular DNA-based amplification and transmission of herbicide resistance in crop weed *Amaranthus palmeri*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 115: 332-337. https://doi.org/10.1073/pnas.1719354115

Kumar V, Liu R, Boyer G, Stahlman PW (2019). Confirmation of 2,4-D resistance and identification of multiple resistance in a Kansas Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) population. Pest Management Science 75: 2925-2933. https://doi.org/10.1002/ps.5400

Küpper A, Borgato EA, Patterson EL, Netto AG, Nicolai M, de Carvalho SJP, Nissen SJ, Gaines DA, Christoffoleti PJ (2017). Multiple resistance to glyphosate and acetolactate synthase inhibitors in Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) identified in Brazil. Weed Science 65: 317-326. https://doi.org/10.1017/wsc.2017.1

Leon RG, Knapp AD, Owen MDK (2004). Effect of temperature on the germination of common waterhemp (*Amaranthus tuberculatus*), giant foxtail (*Setaria faberi*), and velvetleaf (*Abutilon theophrasti*). Weed Science 52: 67-73. https://doi.org/10.1614/P2002-172

Leon RG, Bassham DC, Owen MDK (2006). Germination and proteome analyses reveal intra-specific genetic variation in seed dormancy regulation of common waterhemp (*Amaranthus tuberculatus*). Weed Science 54: 305-315. https://doi.org/10.1614/WS-05-115R1.1

Liu J, Davis AS, Tranel PJ (2012) Pollen biology and dispersal dynamics in waterhemp (*Amaranthus tuberculatus*). Weed Science 60: 416-422. https://doi.org/10.1614/WS-D-11-00201.1

Massinga RA, Currie RS (2002). Impact of Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) on corn (*Zea mays*) gran yield and yield and quality of forage. Weed Technology 16: 532-536. https://doi.org/10.1614/0890-037X(2002)016[0532:IOPAAP]2.0.CO;2

Menges RM (1988). Allelopathic effects of Palmer amaranth (*Amaranthus palmer*) on seedling growth. Weed Science 36: 325-328. https://doi.org/10.1017/S0043174500074956

Morichetti S, Cantero JJ, Núñez C, Barboza GE, Espinar LA, Amuchastegui A, Ferrell J (2013). Sobre la presencia de *Amaranthus palmeri* (Amaranthaceae) en Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 48: 347-354. http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v48.n2.6269

Murray MJ (1940). The genetics of sex determination in Amaranthaceae. Genetics 25: 409-431.

Nakka S, Godar AS, Thompson CR, Peterson DE, Jugulam M (2017). Rapid detoxification via gluthathione *S*-transferase (GST) conjugation confers a high level of atrazine resistance in Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*). Pest Management Science 73: 2236-2243. https://doi.org/10.1002/ps.4615.

Nandula VK, Wright AA, Bond JA, Ray JD, Eubank TW, Molin WT (2014). *EPSPS* amplification in glyphosate-resistant spiny amaranth (*Amaranthus spinosus*): a case of gene transfer via interspecific hybridization from glyphosate-resistant Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*). Pest Management Science 70: 1902-1909. https://doi.org/10.1002/ps.3754

Neve P, Norsworthy JK, Smith KL, Zelaya IA (2011). Modelling evolution and management of glyphosate resistance in *Amaranthus palmeri*. Weed Research 51: 99-112. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00838.x

Norsworthy JK, Griffith G, Griffin T, Bagavathiannan M, Gbur EE (2014). In-field movement of glyphosate-resistant Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) and its impact on cotton lint yield: Evidence supporting a zero-threshold strategy. Weed Science 62: 237-249. https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00145.1

Nyamangara J, Mashingaidze N, Masvaya EN, Nyengerai K, Kunzekweguta M, Trivavi R, Mazvimavi K (2014). Weed growth and labor demand under hand-hoe based reduced tillage in smallhoder farmers' fields in Zimbabwe. Agriculture, Ecosystems, and Environment 187: 146-154. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.005

Oerke EC (2006). Crop losses to pests. Journal of Agricultural Science 144: 31-43. https://doi.org/10.1017/S0021859605005708

Pratt DB, Clark LG (2001). *Amaranthus rudis* and *A. tuberculatus*, one species or two? Journal of the Torrey Botanical Society 128: 282-296. https://doi.org/10.2307/3088718

Price AJ, Balkcom KS, Culpepper SA, Kelton JA, Nichols RL, Schomberg H (2011). Glyphosate-resistant Palmer amaranth: a threat to conservation tillage. Journal of Soil and Water Conservation 66: 265-275. https://doi.org/10.2489/jswc.66.4.265

Qasem JR (1992). Pigweed (*Amaranthus* spp.) interference in transplanted tomato (*Lycopersicon esculentum*). Journal of Horticultural Science 67: 421-427. https://doi.org/10.1080/00221589.1992.11516267

Rayburn AL, McCloskey R, Tatum TC, Bollero GA, Jeschke MR, Tranel PJ (2005). Genome size analy-

sis of weedy *Amaranthus* species. Crop Science 45: 2557-2562. https://doi.org/10.2135/cropsci2005.0163.

Recasens J, Conesa JA, Royo-Esnal A, Torra J (2011). *Amaranthus palmeri* en España. ¿Una amenaza inminente? XIII Congreso de la Sociedad Española de Malherbología, 22-24 de noviembre, La Laguna, Tenerife, España, pp. 63-66.

Ribeiro DN, Pan Z, Duke SO, Nandula VK, Baldwin BS, Shaw DR, Dayan FE (2014). Involvement of facultative apomixis in inheritance of *EPSPS* gene amplification in glyphosate-resistant *Amaranthus palmeri*. Planta 239: 199-212. https://doi.org/10.1007/s00425-013-1972-3.

Sauer J (1957). Recent migration and evolution of the dioecious amaranths. Evolution 11: 11-31. https://doi.org/10.2307/2405808

Sellers BA, Smeda RJ, Johnson WG, Kendig JA, Ellersieck MR (2003). Comparative growth of six *Amaranthus* species in Missouri. Weed Science 51: 329-333. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2003)051[0329:CGOSAS]2.0.CO;2

Slack CR (1969). Localization of certain photosynthetic enzymes in mesophyll and parenchyma sheath chloroplasts of maize and *Amaranthus palmeri*. Phytochemistry 8: 1387-1391. https://doi.org/10.1016/S0031-9422(00)85902-6

Sosnoskie LM, Webster TM, Culpepper AS (2013). Glyphosate resistance does not affect Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) seedbank longevity. Weed Science 61: 283-288. https://doi.org/10.1614/WS-D-12-00111.1

Sosnoskie LM, Culpepper AS (2014). Glyphosate-resistant Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) increases herbicide use, tillage, and hand-weeding in Georgia cotton. Weed Science 62: 393-402. https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00077.1

Sosnoskie LM, Webster TM, Grey TL, Culpepper AS (2014). Severed stems of *Amaranthus palmeri* are capable of regrowth and seed production in *Gossypium hirsutum*. Annals of Applied Biology 165: 147-154. https://doi.org/10.1111/aab.12129

Steckel LE, Sprague CL (2004). Common waterhemp (*Amaranthus rudis*) interference in corn. Weed Science 52: 359-364. https://doi.org/10.1614/WS-03-066R1

Tehranchian P, Norsworthy JK, Powles S, Bararpour MT, Bagavathiannan MV, Barber T, Scott RC (2017). Recurrent sublethal-dose selection for reduced susceptibility of Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) to dicamba. Weed Science 65: 206-212. https://doi.org/10.1017/wsc.2016.27

Tranel PJ, Wassom JJ, Jeschke MR, Rayburn AL (2002). Transmission of herbicide resistance from a monoecious to a dioecious weedy *Amaranthus* species. Theoretical and Applied Genetics 105: 674-679. https://doi.org/10.1007/s00122-002-0931-3

Tranel PJ, Wright TR (2002). Resistance of weeds to ALS-inhibiting herbicides: what have we learned? Weed Science 50: 700-712. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2002)050[0700:RROWTA]2.0.CO;2

Trucco F, Jeschke MR, Rayburn AL, Tranel PJ (2005). *Amaranthus hybridus* can be pollinated frequently by *A. tuberculatus* under field conditions. Heredity 94: 64-70. https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800563

(US-EPA) (2017). Pesticide industry sales and usage: 2008-2012 market e-stimates. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC, EUA. 32 pp.

Verloove F, Sánchez Gullón E (2008). New records of interesting xenophytes in the Iberian Peninsula. Acta Botanica Malacitana 33: 147-167.

Vila-Aiub MM, Goh SS, Gaines TA, Han H, Busi R, Yu Q, Powles SB (2014). No fitness cost of glyphosate resistance endowed by massive *EPSPS* gene amplification in *Amaranthus palmeri*. Planta 239: 793-801. https://doi.org/10.1007/s00425-013-2022-x

Ward SM, Webster TM, Steckel LE (2013). Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*): A review. Weed Technology 27: 12-27. https://doi.org/10.1614/WT-D-12-00113.1

Wax LM (1995). Pigweeds of the Midwest: distribution, importance and management. Proceedings of the Integrated Crop Management Conference, 29 y 30 de noviembre, Iowa State University, Ames, Iowa, EUA, pp. 239-242. https://doi.org/10.31274/icm-180809-512

[SWSS] Southern Weed Science Society (2020) Weed survey – Broadleaf Crop Section. Disponible en http://www.swss.ws/publications/weed-surveys/ (Consultado: 12 abril 2020).

Webster TM, Coble HD (1997). Changes in the weed species composition of the Southern United States: 1974 to 1995. Weed Technology 11: 308-317. https://doi.org/10.1017/S0890037X00043001

Webster TM, Grey TL (2015). Glyphosate-resistant Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) morphology, growth, and seed production in Georgia. Weed Science 63: 264-272. https://doi.org/10.1614/WS-D-14-00051.1

Wiggins MS, McClure A, Hayes RM, Steckel LE (2015). Integrating cover crops and POST herbicides for glyphosate-resistant Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) control in corn. Weed Technology 29: 412-418. https://doi.org/10.1614/WT-D-14-00145.1

Wright SR, Coble HD, Raper CD Jr, Rufty TW Jr (1999a) Comparative responses of soybean (*Glycine max*), sicklepod (*Senna obtusifolia*), and Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) to root zone and aerial temperatures. Weed Science 47: 167-174. https://doi.org/10.1017/S004317450009158X

Wright SR, Jennette MW, Coble HD, Rufty TW Jr. (1999b). Root morphology of young *Glycine max*, *Senna obtusifolia*, and *Amaranthus palmeri*. Weed Science 47: 706-711. https://doi.org/10.1017/S0043174500091372

Zhen Yu LI (2003). *Amaranthus palmeri* S. Watson, a newly naturalized species in China. Chinese Bulletin of Botany 6.

(Aceptado para publicación el 22 de mayo de 2020)

Experiencia en el control de malas hierbas invasoras en Cataluña desde el punto de vista de su gestión

J.M. Llenes[1,*], S. Cónsola[1], J.M. Montull[2] y A. Taberner[3]

[1] Servicio Sanidad Vegetal, Generalitat de Catalunya. Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España
[2] Grupo de Malherbología y Ecología Vegetal, Agrotecnio, ETSEA, Universitat de Lleida. Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España
[3] Dr. Ingeniero Agrónomo. Av. Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España

Resumen

En este documento se revisa la experiencia en los trabajos de control y erradicación de plantas invasoras realizados en los cultivos de Cataluña a partir del año 2005, desde el punto de vista de su gestión. Los resultados permiten afirmar que se trata de un proceso complejo y no inmediato. Dado que evitar la entrada de nuevas plantas resulta muy difícil y costoso, resulta fundamental para tener éxito, una rápida detección y una pronta actuación sobre la mala hierba. Esto pone en relieve la importancia de disponer de una buena red de técnicos sobre el terreno que dé aviso cuando se detecte un problema, y también disponer de normativa que permita actuar de forma inmediata. La evaluación del riesgo de invasión y de la viabilidad del control de cada mala hierba de forma individual, aumenta la probabilidad de tener éxito en el proceso de erradicación y ayuda a optimizar los recursos. Se describen los caracteres biológicos que se han observado como más importantes para el éxito de una nueva introducción. Se repasan los criterios a tener en cuenta para el inicio y la finalización de actividades en una campaña de gestión ante la introducción de una nueva especie en los campos de cultivo de un territorio. Así mismo, se mencionan los criterios económicos ligados a estas actividades, los costes de su realización y la posibilidad de indemnizar a los agricultores afectados analizando los baremos a tener en cuenta.

Palabras clave: *Sicyos angulatus, Leptochloa fusca, Zea mays* subsp., teosinte, *Amaranthus palmeri.*

Experience in the control of invasive weeds in Catalonia from the point of view of its management

Abstract

This document describes the experience in the control and eradication tasks of invasive weeds carried out in the crops of Catalonia since 2005, from its management point of view. The results allow to affirm that is a complex and not immediate process. Since avoiding the arrival of new plants is very difficult and expensive rapid detection and rapid action on introduced weeds are essential for success. This fact highlights the importance of having a good network of technicians all around the agricultural areas that transfer the information when a problem is detected; also having regulations that allow immediate action is essential. The invasion risk evaluation and the viability of weed control increases the likelihood of success in the eradication process and helps optimizing resources. The biological characters that have been observed as most important for the success of a new introduction are described. The criteria to

* Autor para correspondencia: josepma.llenes@gencat.cat

Cita del artículo: Llenes JM, Cónsola S, Montull JM, Taberner A (2020). Experiencia en el control de malas hierbas invasoras en Cataluña desde el punto de vista de su gestión. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 116(3): 256-275. https://doi.org/10.12706/itea.2020.015

be taken into account for the start and end of activities in a management campaign after the introduction of a new species in the fields of a territory are reviewed. Likewise, the economic criteria related to these activities are mentioned, such as the costs of their realization and the possibility of compensating economically the affected farmers by analyzing the criteria to be taken into account.

Keywords: *Sicyos angulatus, Leptochloa fusca, Zea mays* subsp., teosinte, *Amaranthus palmeri.*

Introducción

La definición más ampliamente aceptada de una planta invasora la muestra como aquella planta alóctona o exótica que se ha naturalizado (Heywood y Brunel, 2008). En el ámbito agrícola, se trataría de una planta que si bien no se encontraba con anterioridad afectando a un cultivo en un territorio determinado, en la actualidad se propaga por sí misma y causa problemas y daños económicos.

La teoría y la lógica presentan la prevención como la medida de lucha más eficaz para evitar la entrada de plantas en un territorio (Davies y Sheley, 2007). La práctica se encarga de mostrar la gran complejidad que eso comporta. En primer lugar, cabe resaltar la dificultad de identificar las plantas potencialmente invasoras y con riesgo de ser introducidas en los campos de cultivo, lo cual complica la elaboración de listados oficiales de plantas cuya entrada se tendría que evitar. Esta dificultad se ve reflejada en la inexistencia en España de una relación de estas características, tomándose como referencia el listado de la EPPO de plantas con posible riesgo de comportarse como invasoras (EPPO, 2018). Esta relación resulta muy útil en el momento de tomar la decisión de actuar sobre una planta sospechosa de ser invasora.

En segundo lugar, controlar todas las vías de entrada supondría un coste económico gigantesco, difícil de asumir (Perrings, 2001). Ante la inexistencia en la actualidad de una actuación de contención que trate de evitar la entrada de estas plantas, el control y lucha precoz sobre el terreno pasan a ser la primera y más eficaz medida de lucha contra las malas hierbas invasoras. Cuando se detecta una planta en el medio agrícola, se identifica correctamente y se constata que es una planta alóctona, la pregunta que surge es: ¿se comportará como invasora?. Son numerosos los criterios y análisis de riesgo descritos para evaluar esta posibilidad, revisados por Del Monte y Zaragoza (2004). En ocasiones, a efectos prácticos es suficiente observar alrededor y observar su agresividad y su capacidad de expansión para encontrar una respuesta. En otras ocasiones, existe abundante información que hace sospechar que la planta se comportará como invasora y, otras veces es necesario hacer un seguimiento en el tiempo con el fin de averiguar si se trata de una especie invasora o simplemente estamos delante de una especie subespontánea o adventicia.

El tener que actuar de la forma más inmediata posible ante la aparición de una especie de estas características pone en relieve la necesidad de disponer de una buena red de técnicos en el territorio que dé un aviso rápido cuando tenga constancia de algún organismo que a su parecer puede causar daños mayores en la zona. Es aquí donde entran en juego las Agrupaciones de Defensa Vegetal (ADV) en Cataluña, u otras redes de técnicos en otras regiones, como ATRIAS en Andalucía y Aragón, que actúan de nexo entre el agricultor, quien da la primera voz de alarma y la administración, que toma la decisión de actuar y pone los medios para hacerlo.

La erradicación de una planta invasora no es un proceso inmediato, sino que requiere de un tiempo, ya que en numerosas ocasiones es

necesario tener en cuenta la persistencia del banco de semillas. Por este motivo, muy a menudo, la estrategia consiste en identificar todos los focos de la mala hierba invasora, evitar su propagación e ir favoreciendo el agotamiento del banco de semillas hasta que llega un momento en el que la planta se puede considerar erradicada (Regan *et al*., 2006; Rout *et al*., 2009). Este es prácticamente el caso de *Sicyos angulatus* L. en Cataluña.

El proceso es mucho más complejo en el caso de aquellas plantas invasoras que afectan al medio acuático (del Monte y Zaragoza, 2004), tal y como ocurre con las especies invasoras de los géneros *Leersia* y *Leptochloa* en el arroz cultivado por inundación en el Delta del Ebro, donde el agua facilita enormemente el movimiento de las semillas de plantas dificultando enormemente el proceso de erradicación.

Se entiende como planta naturalizada a aquella planta alóctona de introducción voluntaria o involuntaria que aparece de forma constante en una zona y que es capaz de propagarse por sus propios medios comportándose como si fuera una especie autóctona. Por otra parte, planta exótica o alóctona es una especie que ha sido introducida fuera de su área de distribución natural pasada o presente.

Hay que destacar que, en el término invasora, en realidad, se incluye la capacidad de adaptarse al nuevo medio en que se ha introducido. Radosevich *et al*. (2007) proponen distinguir entre planta invasora y planta que tiene una gran capacidad de adaptación a un territorio nuevo en el que sean introducidas.

Esto es interesante tenerlo en cuenta porque la mayoría de malas hierbas se pueden considerar invasoras como sinónimo de capacidad de expansión en el espacio en un territorio en el que ya llevan muchos años presentes. Sin embargo, no todas las especies que se comportan como malas hierbas en un territorio lo acaban siendo en otros. Así, hay que hacer un estudio especie por especie en cada territorio y observar su evolución real para constatar si se está ante una nueva mala hierba invasora.

Ejemplos de la aparición de malas hierbas invasoras en el medio agrícola de Cataluña

La primera intervención de la administración catalana para el control y eliminación de una mala hierba invasora en Cataluña fue en el año 2005 ante la presencia de *S. angulatus* (DOGC, 2005). Desde entonces, se han llevado a cabo acciones sobre siete especies invasoras de los campos de cultivo en Cataluña. Estas especies se han desarrollado tanto en condiciones de cultivo de maíz en regadío como en campos inundados de arroz. Previamente, se había tenido experiencia con el comportamiento de dos especies invasoras como *Abutilon teophrasti* Medik. (Recasens *et al*., 2005) y *Hetheranthera reniformis* Ruiz & Pav. (Llenes *et al*., 2006), que se habían adaptado perfectamente a las condiciones climáticas y a los cultivos de Cataluña, obligando a cambiar sustancialmente su manejo, pero sobre las cuales no se realizó ninguna actuación desde la administración competente más allá del asesoramiento a los agricultores para su control, realizado por el Servicio de Sanidad Vegetal. También hay que mencionar los casos de otras especies que no han llegado a establecerse de forma definitiva, como *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltdl. (DOGC, 2006a) o *Solanum carolinense* L. (DOGC, 2006b) y, en la actualidad se ha citado a la presencia de *Urochloa texana* (Buckley) R.D. Webster (Webster *et al*., 2013), que no parece instalarse definitivamente en el territorio. La falta de adaptación a unas determinadas condiciones climáticas, a menudo puntuales en el momento de introducción, así como actividades humanas, a menudo involuntarias, contribuyen a la falta de éxito en algunas de estas introducciones. Por lo contrario, las entradas repetidas de la mala hierba invasora en una

zona, permiten sortear dificultades climáticas puntuales, así como acciones humanas perjudiciales para estas plantas. En aquellos casos en los que no se ha tomado ninguna medida oficial de control y erradicación, los costes generados por su competencia con los cultivos han ascendido a cantidades muy superiores a las que han supuesto los trabajos de control, como se ha podido describir para los casos de *Abutilon teophrasti* Medik. (Recasens *et al*., 2007 y 2008) o teosinte (Martínez *et al*., 2018). Por ello, se considera que desde la administración competente es imprescindible promover trabajos de control para intentar ahorrar esos gastos.

Supuestos previos a tener en cuenta

Cuando se constata la presencia de una especie nueva en un campo de cultivo o prado, primero se debe identificar la planta; posteriormente es necesario tratar de cuantificar el riesgo potencial que supone su aparición, utilizando alguno de los métodos de evaluacion de riesgo existentes (Pheloung, 1999; Williams y Panetta, 2003 en Del Monte y Zaragoza, 2004). Antes de decidir si es conveniente tomar alguna decisión desde la administración, se hace necesaria la evaluación del coste y de las posibilidades de éxito de posibles medidas de control y de erradicación a adoptar. En la revisión de Panetta (2015) numerosos expertos evidencian que el control y posterior erradicación de una planta invasora en medio agrícola es una operación muy dificultosa, los costes y las probabilidades de éxito van estrechamente ligados a una detección precoz cuando los focos de infestación todavía son reducidos y muy delimitados. En este primer estadio de detección, la invasión no tendría que superar 1 km^2 de superficie, ni el número de campos tendría que exceder los 5 si se desea poder alcanzar el objetivo de erradicación, si bien otros trabajos citan superficies incluso muy inferiores (Rejmánek y Pitcairn, 2002; Woldendorp y Bumford, 2004). Pluess *et al*. (2012a y 2012b) hacen una relación de los factores considerados más importantes para que una campaña de erradicación sea exitosa; después de analizar 137 campañas de erradicación sobre 75 especies, citan los cuatro factores que consideran más importantes: (1) el tiempo de reacción entre la llegada de la invasión y el inicio de la campaña de erradicación, (2) la extensión inicial de la infestación, (3) el conocimiento de la biología del organismo a erradicar y (4) que la infestación se dé en condiciones de insularidad.

Caracteres biológicos que se consideran de especial interés en una mala hierba invasora

Para que una especie se comporte como invasora debe tener la capacidad de desarrollarse y mantenerse en el tiempo una vez introducida en un territorio. Según Baker (1986) y Groves (1986), pueden resumirse los siguientes aspectos:

1. Debe ser capaz de un crecimiento rápido.
2. Ha de tener pocos o nulos enemigos naturales (depredadores, parásitos etc.) en el nuevo territorio.
3. Ha de poder sobrevivir en condiciones adversas, ya sean naturales o debidas a la presencia de perturbaciones antrópicas.
4. Debe haber una afinidad climática entre la región de origen y la región invadida.
5. Ha de poseer mecanismos de dispersión de las diásporas tanto a corta como a larga distancia. Se debe valorar que tenga capacidad de desplazarse fuera del campo infestado inicialmente.
6. Le favorece el tener capacidad de producción de sustancias alelopáticas sobre la flora autóctona.
7. Ha de producir semillas longevas con capacidad de formar bancos persistentes en el suelo. La longevidad del banco de semi-

llas constituye un factor determinante a la hora de predecir la duración de las campañas de control y erradicación de una mala hierba, lo que a su vez determinará la viabilidad agronómica y económica de dichas campañas.

8. Debe tener alta valencia ecológica, con capacidad para sobrevivir, crecer y reproducirse en un amplio rango de condiciones ambientales.

Las especies arvenses alóctonas que se han establecido en Cataluña, según Recasens y Conesa (2003), presentan como caracteres más frecuentes tener un ciclo anual, preferentemente estival, dispersarse de forma no especializada y relacionada con la actividad antrópica, tener metabolismo fotosintético C4, ser autógamas y poliploides.

Los diferentes sistemas de análisis del riesgo de introducción de una nueva mala hierba (Weed Risk Assesment (WRA) (Pheloung, 1999) también tienen en cuenta estos atributos, junto con aspectos climáticos o de adaptabilidad al medio que podrían afectar. En la tabla 1 se recopilan algunas de las citadas características de las malas hierbas invasoras más importantes en Cataluña. Destaca que todas las especies consideradas son de emergencia primaveral o estival y afectan a cultivos de verano, algunas en regadío y otras en condiciones de cultivo en medio acuático.

Legislación aplicada en Cataluña y en otras partes del mundo

La aparición de malas hierbas invasoras no es un hecho de tiempos recientes. De siempre ha existido la posibilidad de introducción de nuevas especies en un territorio y el riesgo es especialmente elevado en territorios insulares, lo que ha motivado el desarrollo de una legislación para combatirlas.

Son de aplicación en el ámbito comunitario, entre otras, el Reglamento (UE) 2016/2031 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 26 de octubre de 2016, relativo a las medidas de protección contra las plagas de los vegetales, así como el Reglamento (UE) n° 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.

También deben contemplarse desde un punto de vista legislativo las directrices comunitarias sobre ayudas estatales al sector agrario y forestal 2007-2013 (2006/C319/01) (DOUE, 2006), que establecen la compatibilidad con el mercado común de las ayudas compensatorias destinadas a la lucha contra enfermedades los vegetales, si se cumplen las exigencias previstas en el artículo 10 del Reglamento CE 1857/2006, de la Comisión, de 15 de diciembre, sobre la aplicación de los artículos 87 y 88 del Tratado a las ayudas estatales para las pequeñas y medianas empresas dedicadas a la producción de productos agrícolas y por el que se modifica el Reglamento CE 70/2001.

A nivel estatal se dispone de la Ley de Sanidad Vegetal de 2002 (BOE, 2002) que ha contribuido a la adopción de dichas medidas brindando el apoyo legal necesario (Maillet y Zaragoza, 2003).

A nivel autonómico en el artículo 116 del estatuto de Autonomía de la Comunidad Autónoma de Cataluña se establece que ésta dispone de competencias plenas en lo referente a salud animal y vegetal en aquellos casos que no interfiera con la salud humana. Por ello, frente a la introducción de un organismo, en nuestro caso mala hierba, que pueda causar perjuicios económicos severos, el Decreto 6/1985, de 14 de enero derogado por Decreto 137/2014, de 7 de octubre, estableció el régimen para la adopción de las medidas urgentes para la erradicación de focos de plagas especialmente peligrosas para los vegetales en Cataluña.

Tabla 1. Características de las malas hierbas invasoras en cultivos más importantes en Cataluña. Nd: dato no disponible. N/P: No procede.
Table 1. Characteristics of the invasive weeds in the most important crops in Catalonia. We distinguish between the already established species and the newly-introduced. Nd: data not available. N/P: Not Applicable.

	Abutilon theoprasti	*Heteranthera* spp.	*Sicyos angulatus*	*Leptochloa fusca*	*Leersia oryzoides*	*Zea mays subsp.* (teosinte)	*Amaranthus palmeri*
Cultivo	Maíz	Arroz	Maíz	Arroz	Arroz	Maíz	Maíz
Año de introducción	1985	1992	1996	2005	2005	2012	2007
Año de detección en medio agrícola	Nd	Nd	2002	2005	2005	2014	2018
Año detección en medio natural	Nd	Nd	1996	2005	2005	2012	2007
Campaña de Control o de Erradicación	No	No	Si	Si	Si	No (únicamente recomendaciones)	No (Solo contención)
Año en el que se toma una medida oficial	No	No	2004-2005	2006	2006	2015	2018
Tiempo entre detección en medio agrícola y actuación	N/P	N/P	Muy corto	Muy Corto	Muy Corto	Muy Corto	Corto
Superficie afectada en detección en medio agrícola (ha)	Nd	Nd	5,7	0,4	2,7	25,45	80,53
Medio al que afecta	Terrestre	Acuático	Terrestre	Acuático	Acuático	Terrestre	Terrestre
Valencia ecológica	Alta	Media	Media	Alta	Media	Media	Alta
Tipo de reproducción	Sexual	Sexual/Asexual	Sexual	Sexual	Sexual/Asexual	Sexual	Sexual
Monoica/Dioica	Monoica	Monoica	Monoica	Monoica	Monoica	Monoica	Dioica
Producción de semillas	Muy alta De 250 a 42.000	Muy alta	Muy alta De 250 a 42.000	Alta	Alta	Media	Muy alta 150.000 a 500.000

Tabla 1. Características de las malas hierbas invasoras en cultivos más importantes en Cataluña. Nd: dato no disponible. N/P: No procede (continuación).
Table 1. Characteristics of the invasive weeds in the most important crops in Catalonia. We distinguish between the already established species and the newly-introduced. Nd: data not available. N/P: Not Applicable (continuation).

	Abutilon theoprasti	*Heteranthera* spp.	*Sicyos angulatus*	*Leptochloa fusca*	*Leersia oryzoides*	*Zea mays subsp.* (teosinte)	*Amaranthus palmeri*
Banco de semillas persistente	Si >15 años	Si >15 años	Si >10 años		Si	No <4 años	No <5 años
Tamaño de la semilla	Mediano	Muy pequeño	Grande	Pequeño	Mediano	Mediano	Muy pequeño
Tamaño de la semilla respecto al cultivo	Pequeña	Muy Pequeño	Similar	Pequeño	Similar	Similar	Muy pequeño
Germinación escalonada	Si	No (poco)	Si	Si	Si	Si	Si
Dehiscencia de las semillas	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si
Aspecto biológico más preocupante	Número de semillas/longevidad banco semillas /germinación escalonada	Número de semillas	Longevidad banco de semillas/ germinación escalonada	Dehiscencia semillas	Dehiscencia semillas y reproducción asexual	Similitud al cultivo y dehiscencia semillas	Número de semillas/rápido crecimiento/ germinación escalonada
Técnica de cultivo que propaga la especie	Cosecha y aplicación purines	Cosecha y laboreo	Cosecha	Cosecha y laboreo	Cosecha y laboreo	Cosecha	Cosecha, laboreo, transporte grano, aplicación purines
Éxito de la medida oficial	Nd	Nd	Alto (próximo a erradicación)	Medio-Alto (contención y control)	Medio-Alto (contención y control)	Alto (contención)	En proceso

Por tanto, el conjunto de normativa anteriormente expuesta configura el fundamento de derecho por el que se puede actuar frente a la presencia de especies vegetales de nueva introducción en los cultivos a fin de evitar perjuicios en sanidad vegetal o económicos para los agricultores.

Del conjunto de esta legislación, el Decreto 137/2014, de 7 de octubre, de forma más concreta, permite incluir a una especie vegetal no deseada en un territorio. Por ello, este Decreto debería activarse ante la presencia de una nueva especie en el caso de que se desee, y se vea viable, hacerlo.

Llama la atención que no fue hasta finales del siglo pasado que no se adaptaron en Cataluña medidas tan contundentes como las actuales en un intento de erradicación de las especies de nueva introducción. Este cambio en la manera de proceder de las administraciones responsables es debido en gran medida a la toma de conciencia de los cambios y daños que habían causado algunas malas hierbas invasoras en los cultivos introducidas a partir de los años 80 como *A. theophrasti* y *Heteranthera* spp.

Otras zonas del mundo, históricamente, se han visto severamente afectadas por la introducción de nuevas plantas invasoras. Es el caso de Australia o de Nueva Zelanda donde Heywood (1989) estimaba que el 50 % de la flora era ya introducida. Esto ha contribuido a la toma de conciencia en estos países del problema que suponen las plantas invasoras y a la adopción de medidas para combatirlas. En este sentido Australia dispone de normativa al respecto mediante la Environment Protection and Biodiversity Conservation Act del año 1999 y de una estrategia nacional para combatir las malas hierbas: la Australian Weed Strategy 2017-2027 (Australian Government, 2017). Otras regiones como los Estados Unidos también disponen de normas de tipo federal como la Plant Protection Act publicada el año 2000, que ya tiene en cuenta las malas hierbas invasoras y algunos de sus estados disponen de leyes, ya muy antiguas como la Kansas Noxious Weed Law de 1937 (KDA, 2019) del Departamento de Agricultura de este estado, lo que es indicativo del problema que han supuesto las plantas invasoras en algunas regiones del mundo.

Objetivo

En esta aportación, se resumen las actuaciones y experiencias en cuanto a la gestión de las plantas invasoras en los cultivos agrícolas en Cataluña desde el año 1980. Se pretende transmitir la experiencia y la visión adquiridas a lo largo de diversas campañas de control y erradicación de las malas hierbas invasoras más recientes que afectan a los cultivos de la geografía catalana, como *Sicyos angulatus* L., Zea *mays* subsp. (teosinte) y *Amaranthus palmeri* S. Wats. en maíz y *Leptochloa fusca* (L.) Kunth. y *Leersia oryzoides* (L.) Swarts en campos de arroz del Delta del Ebro con la finalidad de facilitar la toma de decisiones adecuadas en otras regiones que puedan estar afectadas por estas u otras especies. Las actuaciones que se consideran siempre se realizan en cultivos agrícolas, no en el medio natural, con especies de nueva introducción en los campos de cultivo y desde el mismo momento de detección por parte de las autoridades sanitarias o de los propios agricultores.

Casos de *S. angulatus, L. fusca* y *L. oryzoides, Z. mays subsp.* y *A. palmeri*

S. angulatus

Se trata de una planta anual, de la familia de las cucurbitáceas, originaria de Norteamérica que se introdujo en Europa como ornamental y que se caracteriza por ser una enredadera que presenta zarcillos ramificados y que puede llegar a tener longitudes superiores a los 10 m (Smeda, 2001). Por las ob-

servaciones en otros países se sabe que tiene un banco de semillas persistente, ya que éstas tienen dormición física (Qu *et al*, 2010). Por lo observado en las campañas de erradicación en Cataluña la longevidad del banco de semillas es superior a los 8 años.

Otro aspecto relevante de su biología es su germinación escalonada durante el ciclo de cultivo (Smeda, 2001) lo que dificulta enormemente su control, a pesar de ser bien controlada con herbicidas cuando está emergida (Messersmith *et al.*, 1999; Aliaga *et al*., 2018). En las condiciones de Cataluña, las germinaciones ocurren desde finales de marzo hasta primeros de octubre, pasando por un periodo máximo de germinación que se da en los meses de mayo y junio. El número de germinaciones viene influenciado por las temperaturas, la iluminación y la humedad del suelo, siendo este último factor, determinante para que se produzcan nuevas germinaciones. Qu *et al*. (2010) atribuyen la dormición física de las semillas de *S. angulatus* a su impermeabilidad. Se ha observado que esta propiedad se ve alterada por el laboreo con fresadora en suelos con ligera pedregosidad dónde se ha constatado un rápido agotamiento del banco de semillas que no se da en suelos franco arcillosos sin pedregosidad (datos sin publicar). Esto, muy posiblemente, es debido al deterioro de la cubierta de las semillas al golpearse con las piedras, lo que reduce su impermeabilidad y permite la germinación al penetrar la humedad.

Se tenía constancia de la presencia de esta especie en Cataluña en los márgenes del río Ter en la provincia de Girona (Fàbregas *et al*., 1996), así como en Francia donde Larché (2004) indicaba que su desarrollo se ve muy influenciado por la competencia que recibe de los cultivos a los que afecta. Así, en el cultivo del maíz puede acabar por derribar las plantas del cultivo, dificultando enormemente su recolección (Figura 1).



Figura 1. Aspecto de la infestación de *Sicyos angulatus* que ha desarrollado una masa cubriendo el campo de maíz.
Figure 1. View of the infestation of Sicyos angulatus *that has developed a vegetal mass covering the maize field.*

En el año 2002 se detectó esta planta por primera vez en un campo de maíz de la localidad de Miralcamp, en la comarca del Pla d'Urgell en la provincia de Lleida. El hecho de que la planta, lejos de desaparecer se expandiera, alarmó a los agricultores de la zona, que dos años después, en el verano de 2004, se pusieron en contacto con el técnico de la Agrupación de Defensa Vegetal (ADV) de la localidad de Miralcamp, que a su vez lo comunicó al Servicio de Sanidad Vegetal de la Generalitat de Cataluña quien identificó la especie.

Para determinar el nivel de riesgo que podría suponer su introducción en los cultivos de Cataluña, se utilizó la "Clave para la estimación del riesgo de nueva introducción de una mala hierba" propuesta por Williams y Panetta (2003) citada en Del Monte y Zaragoza (2004). Se constató también que se trata de una planta invasora al cumplir los requisitos propuestos por Richardson *et al*. (2000) y además es nociva por su capacidad de causar daños económicos a los cultivos de la zona.

El primer paso que se dió fue declarar su existencia oficial, estableciéndose medidas obligatorias de lucha contra ella (DOGC, 2005). Posteriormente se prohibió el movimiento y comercialización de lotes de maíz que pudieran contener la mala hierba, sembrar maíz u otro cultivo de verano y se recomendaron medidas para agotar su banco de semillas en los cultivos de invierno o el barbecho.

Al tener constancia del problema cerca de la época de cosecha, además, se optó por llevar a cabo medidas drásticas para la destrucción de la mala hierba y evitar la recarga del suelo con semillas y su posterior expansión (Taberner y Sans, 2005). Entre ellas destacan la quema del cultivo o el triturado del mismo, con las consiguientes indemnizaciones para los agricultores.

También se llevaron a cabo estrategias de divulgación de la presencia de *S. angulatus* entre los agricultores y chóferes de las cosechadoras, para que comunicaran la detección de nuevos focos, si se daba el caso.

Como medida excepcional se promovió el empleo de una sola cosechadora para recolectar todas las parcelas afectadas, empezando por la zona más afectada y acabando por la zona más limpia, de modo que se hiciera una prelimpieza en el interior de la misma parcela. Al finalizar la cosecha se procedió a una limpieza exhaustiva de la cosechadora (Figura 2). Algunas actuaciones llevadas a cabo, fueron objeto de indemnización para el agricultor. Teniendo en cuenta la evolución a lo largo del tiempo de la superficie afectada por esta especie, se considera que se ha logrado un elevado éxito de control gracias a las medidas adoptadas (Tablas 1 y 2). Posiblemente el aspecto clave haya sido en este caso la pronta actuación.

L. fusca y *L. oryzoides*

L. fusca es una planta anual de la familia de las Poáceas, originaria del continente americano, que se encuentra normalmente en los arrozales. Se conoce su presencia en la península ibérica desde el año 1980, en Extremadura. Se la puede encontrar en todas las zonas arroceras de España. *L. oryzoides* es una mala hierba perenne también de la familia de las Poáceas, que se reproduce por rizomas y por semilla y que no se encontraba afectando los arrozales del Delta del Ebro. El interés en la erradicación de estas especies es debido a que son malas hierbas en el cultivo del arroz con una elevada capacidad de competencia, por lo que han causado importantes daños en otras partes de España anteriormente donde se han convertido en malas hierbas muy importantes, igual o más que *Echinochloa* o el arroz salvaje (Osca, 2013; Romano *et al.*, 2018). Cuando se quieren controlar estas especies con herbicidas de forma masiva se pueden generar resistencias con una relativa facilidad.



Figura 2. Limpieza de la cosechadora, después de trabajar en un campo infestado de *Sicyos angulatus.*
Figure 2. Cleaning parocess of the harvester after working in a field infested with Sicyos angulatus*.*

En 2005 se detectaron ambas especies por primera vez en el Delta del Ebro (Taberner y Cónsola, 2011). Un año después, en 2006 se publicó la Orden ARP/342/2006, de 30 de junio, por la cual se establecían medidas obligatorias de lucha (DOGC, 2006a); Durante los meses de julio y agosto del mismo año, el Servicio de Sanidad Vegetal de la Generalitat de Cataluña envió un comunicado a los agricultores de la zona, con fichas identificativas de las especies para que conocieran la importancia de estas invasoras, así como para poder reconocerlas y avisar al Servicio de Sanidad Vegetal de su presencia.

Entre las medidas adoptadas destacan la prohibición de sembrar en las parcelas afectadas con lo que se pretendía limitar al máximo la entrada de maquinaria en las parcelas y evitar así que posteriormente esta maquinaria favoreciera la dispersión de las semillas de estas hierbas. También se obligó a realizar el fangueo de las parcelas, enterrar las malas hierbas antes de su floración y limpiar la maquinaria antes de la entrada en otras parcelas. El incumplimiento de esta Orden incurre en un incumplimiento de la Condicionalidad (aspecto clave para acceder ayudas de la Política Agraria Comunitaria Europea), pudiéndose además sancionar al propietario con una disminución en un porcentaje de todas las ayudas recibidas para toda la explotación.

Tabla 2. Evolución de la superficie afectada de malas hierbas invasoras en Cataluña desde el año 2005 al 2019. Datos expresados en hectáreas en cada uno de los años en que se realizaron labores oficiales de erradicación.
Table 2. Changes in the area affected by invasive weeds in Catalonia between 2005 and 2019. Data in hectares in each of the years where official eradication tasks were conducted.

Año de prospección	Superficie Afectada (ha)				
	Sicyos angulatus	*Zea mays* subsp. (teosinte)	*Amaranthus palmeri*	*Leptochola fusca*	*Leersia oryzoides*
2005	5,7				
2006	16,5			0,4	2,7
2007	16,5			3,8	0,1
2008	14,8			6,7	3,8
2009	9,1			0,3	3,8
2010	9,1			0,2	7,5
2011	3,3			0,2	4,9
2012	2,7			8,5	4,3
2013	2,7			14,4	0,2
2014	1,5	25,5		4,0	0,1
2015	5,2	80,6		1,9	0,1
2016	5,2	117		0,4	1,8
2017	3,8	138,5		2,6	1,2
2018	2,3	144,1	80,5	–	–
2019	2,3	24,2	220	11,8	3,2

En la mayoría de los campos afectados por *Leptochloa spp*. ha sido suficiente con arrancar las plantas a mano, ya que la mayoría presentan un nivel de afectación muy bajo (Tabla 2). En algún campo con un nivel de afectación algo más elevado, se ha aplicado herbicida: glifosato en la zona afectada por *Leptochloa spp*., o profoxidim, cihalofop-butilo (sólo o en mezcla con penoxsulam) en todo el campo. En campos que habían estado afectados por esta especie en campañas anteriores, se ha procedido a la siembra de una variedad de arroz tolerante al herbicida imazamox mediante el sistema Clearfield® (BASF).

La propagación de estas especies en la zona arrocera de Cataluña ha sido muy inferior comparado con las infestaciones muy elevadas que se pueden encontrar de *Leptochloa* en otras zonas de España, en Valencia (Osca, 2013) o en Extremadura (Romano *et al.*, 2018), donde se han convertido en las principales malas hierbas a controlar en arroz. Se enumeran varias razones que podrían explicar esta diferencia entre regiones arroceras, siendo la principal la gestión de los niveles de agua. En concreto, en Cataluña estos niveles suelen ser superiores a los que se registran en otras regiones, donde los suelos son más fil-

trantes, reduciendo la altura de la lámina del agua. Esto muestra el diferente comportamiento que puede ocurrir con una nueva especie en un mismo cultivo en zonas diferentes, incluso de un mismo país, demostrando la importancia de llevar a cabo seguimientos regionales de potenciales especies invasoras. Con todo, se considera que en este caso el factor determinante que explica la diferente evolución de estas malas hierbas en el Delta del Ebro comparado con las otras zonas, ha sido una actuación precoz sobre ellas y la prospección constante a lo largo de estos años por parte de una técnico encargada de detectar nuevas infestaciones y de recordar a los agricultores la obligación de destruirlas.

Z. mays subsp. (teosinte)

En la cosecha de maíz de 2014 se detectó en campos de la comarca del Pla de Urgell (Lleida), una planta que era muy parecida al maíz y al sarrajón (*Sorghum halepense* (L.) Pers.). No se controlaba con ningún herbicida selectivo del maíz y se comportaba como una mala hierba compitiendo con el cultivo. Desde un principio la planta se llamó teosinte, fundamentalmente por el parecido de sus inflorescencias y semillas con las del ancestro del maíz, que actualmente se encuentra en algunas zonas concretas, especialmente en México (Andersson y De Vicente, 2010). Una vez desarrolla la inflorescencia y los frutos, tiene unas características morfológicas que hacían pensar que se trataba de *Z. mays* subsp. *mexicana*. A su vez, resultados previos de las pruebas realizadas con biología molecular apuntaban en la misma dirección. Había individuos que tenían una fuerte semejanza con *Zea mays* ssp. *parviglumis.* Mediante técnicas de biología molecular se pudo deducir que se trata de un maíz cruzado con un teosinte. Su genoma es más cercano al maíz comercial que al teosinte estándar presente en México (Trtikova *et al*., 2017; Devos *et al*., 2018; Díaz *et al.,* 2019 y 2020).

Se tenía constancia de su presencia en campos de la Comunidad de Aragón, donde esta planta estaba mucho más extendida y ya había provocado pérdidas muy importantes de rendimiento en los campos de maíz afectados (Fuertes *et al*., 2015). También se había localizado en Francia donde se identificó como *Z. mays* subsp *parviglumis* (Arvalis, 2013). La información para realizar una evaluación del riesgo era reducida, ya que los únicos datos sobre esta mala hierba estaban en una hoja informativa publicada en Francia para agricultores afectados por su presencia. Los daños provocados en Aragón (Fuertes *et al*, 2015) hacían presagiar un mismo comportamiento en Cataluña por lo que la primera medida adoptada fue hacer publicidad y difusión de la presencia de la mala hierba, con la finalidad de que los agricultores fueran conscientes de la existencia de ella e informaran de nuevos casos. Esta campaña permitió detectar focos relativamente alejados entre ellos, lo que previo a la prospección, sugirió que la infestación podía ser elevada, hecho que hacía inviable una campaña de erradicación de la mala hierba. La detección de infestaciones en una importante zona productora de maíz de Cataluña, motivó a tomar ciertas medidas oficiales, si bien no tan contundentes como en los ejemplos expuestos anteriormente con *S. angulatus* o *Leptochloa* spp.

Durante la campaña 2015 se realizó una prospección para poder determinar el alcance de la infestación y poder diseñar la estrategia a adoptar, que confirmó que la mala hierba estaba extendida en campos distribuidos por toda la provincia de Lleida. Se visitaron todas las parcelas de los agricultores a los que se les detectó y también aquellas parcelas en las que los agricultores comunicaron infestaciones en alguno de sus campos con el fin de detectar nuevas parcelas afectadas. Esto permitió identificar a las cosechadoras como el posible principal vector de dispersión de la mala hierba, lo cual se confirmó tras un estudio más detallado Montull *et al.* (en prensa).

Por esta razón en 2015 se hizo una campaña de difusión y reuniones con los propietarios de todas las cosechadoras de la zona maicera de Lleida y Aragón en colaboración con sus Servicios de Sanidad Vegetal. A su vez, vista la distribución, de la infestación se optó por una campaña de contención con la adopción de medidas de acompañamiento y concienciación de los agricultores para que adoptaran las medidas para reducir el banco de semillas de la mala hierba en sus parcelas.

En el marco de la estrategia de contención y concienciación de la existencia de la mala hierba, los siguientes años se realizaron prospecciones en todas las zonas maiceras de la provincia de Lleida.

Se ha llevado a cabo un proyecto de investigación conjuntamente con los investigadores de Aragón (Proyecto INIA ERTA-2014-00011-C02), en el que se ha estudiado la biología y diferentes métodos de control de esta mala hierba. Los resultados de este proyecto muestran que las semillas tienen una escasa viabilidad en el suelo. Es por ello que se han podido generar ante la presencia de infestaciones las siguientes recomendaciones: sembrar un cultivo de invierno y en verano promover la germinación mediante laboreo superficial para destruir las plantas de teosinte mecánicamente o con un herbicida después de su emergencia. También se ha encontrado un método eficaz de reducción de las infestaciones mediante la siembra de alfalfa, ya que en los sucesivos cortes se van eliminando las plantas emergidas y otras semillas que permanecen en el suelo acaban perdiendo la viabilidad. En el caso de sembrar maíz, es preferible destinarlo a ensilado, ya que en el momento del ensilado el número de semillas viables es muy reducido y se consigue una reducción muy importante del banco de semillas. En cuanto a las operaciones de cosecha se repiten las mismas recomendaciones que en la mayoría de las malas hierbas, como utilizar una única cosechadora para recolectar todas las parcelas con rodales afectados, empezando por la zona más afectada y acabando por la zona más limpia, de modo que se haga una pre-limpieza en el interior de la misma parcela. Limpieza exhaustiva de la máquina, cuando finaliza su labor en la totalidad de los campos afectados.

Las características propias de la mala hierba y la aplicación de las recomendaciones por parte de los agricultores han contribuido a la reducción de las infestaciones y de la nueva superficie afectada. Sin pensar poder alcanzar la erradicación, se esperan, sin embargo, muy pocos casos en las próximas campañas. En este caso, la corta vida de las semillas de teosinte en el suelo favorece la rápida disminución del banco de semillas, favoreciendo la disminución de las densidades de esta planta en el tiempo, siempre y cuando se evite su resiembra.

A. palmeri

Esta especie está ampliamente documentada (Ward, 2013; Webster *et al.,* 2013) por ser en la actualidad una mala hierba clave en los cultivos de maíz, soja, sorgo y algodón en América, tanto del Norte como del Sur (Tuesca *et al*., 2016). Su presencia en España está documentada desde el año 2007 (Verloove y Sánchez Gullón, 2008; Recasens y Conesa, 2011) aunque en estas primeras citas se la encuentra preferentemente en márgenes de carretera o de caminos y no dentro de campos de cultivo. Además, se han detectado pies aislados en la provincia de Lleida fuera de esta zona y en las vías de transporte desde el puerto de Tarragona a las principales fábricas de piensos compuestos de toda Cataluña. Sus características biológicas (Schonbeck, 2014) facilitan que se distribuya rápidamente por un territorio (Ikley y Jenks, 2019).

La expansión de esta especie en Cataluña está siguiendo un proceso similar al que se describe en la bibliografía, observado para otros países, ya que se ha introducido en el terri-

torio siguiendo las rutas de transporte, en los márgenes de carreteras y caminos. En el caso de España preocupa la vía de entrada que puede tener una especial incidencia, porque se trata de uno de los principales importadores de maíz, sorgo y soja de Europa (US Grains Council, 2019). En Cataluña, la vía de entrada de grano destinado a pienso proveniente de Estados Unidos, Brasil o Argentina, es el puerto de Tarragona (Qualimac, comunicación personal). Desde este puerto, hasta las zonas del interior donde se engorda el ganado, puede observarse *A. palmeri* en las rutas de transporte (datos sin publicar) y en los patios de las fábricas de pienso. Aunque la primera entrada se detectó en primer lugar en 2007, es en 2018 cuando se observó de forma masiva en el interior de los campos en zonas distintas a las primeras detecciones. Todo hace pensar en llegadas constantes de semillas de esta especie invasora en los granos destinados a pienso para alimentación animal. Por ello, se prevé que esta especie no podrá ser erradicada y se tiene como objetivo evitar su expansión y llegar a contenerla. En este sentido, para conseguir este objetivo ha sido publicada la Orden ARP/172/2019, de 10 de septiembre (DOGC, 2009), por la cual se declara la existencia de la mala hierba *A. palmeri* y se califica de utilidad pública la lucha contra ella.

Caracteres y factores clave en el éxito de las malas hierbas invasoras del medio agrícola: ejemplos

La experiencia adquirida durante estos años en las distintas campañas de erradicación y control de malas hierbas invasoras del medio agrícola permite destacar algunos de los atributos más influyentes en el éxito de la introducción de una nueva mala hierba invasora.

El que la especie se encuentra y complete su ciclo vital en ambientes y cultivos acuáticos es un atributo que influye mucho en su capacidad de propagarse, debido a la facilidad que ofrece este medio para dispersar las semillas. Por este motivo se contempla como carácter especialmente grave en muchos de los análisis del riesgo (WRA) como el de Pheloung (1999).

Especies con producción de semillas abundante tienden a producir invasiones exitosas, (Williamson y Fitter, 1996). Tanto *Leptochloa* y *Leersia* en arroz como *A. theophrasti*, *S. angulatus* o *A. palmeri* en maíz destacan por producir un gran número de semillas, aspecto que asegura una gran abundancia en campo, lo que facilita su expansión y dificulta su control. A su vez estas plantas tienen una germinación escalonada durante la estación de cultivo. Este es un atributo relevante, que complica enormemente la implementación de estrategias encaminadas a su erradicación, ya sea por medios químicos o por control mecánico o manual.

Otro carácter al que concedemos una gran importancia para que una nueva planta en un territorio se expanda, es el tamaño de la semilla. Cuando la semilla es de tamaño inferior a la del cultivo que infesta, se facilita enormemente su expansión, ya sea por favorecer la recarga del banco de semillas en la cosecha, por ser eliminadas de forma diferente que el cultivo recolectado o porque se favorece su dispersión por pérdidas en los vehículos durante el transporte de la cosecha. Este carácter tiene especial importancia cuando capacita a sus semillas a no ser destruidas por las labores de molienda para la fabricación de pienso (Lamban, 1995). Ello permite que la semilla pueda ser consumida por el ganado a través del pienso y pueda incorporarse a los campos mediante estiércoles y purines, fenómeno conocido como endozoocoria, lo que puede facilitar mucho su dispersión.

En el caso de *S. angulatus*, se ha podido observar que la textura del suelo influye también en la supervivencia de las semillas. Así,

texturas arenosas y pedregosas favorecen que con el laboreo se escarifiquen las semillas y se favorezca su germinación.

Otro factor clave es que la introducción de semillas de la planta invasora tenga lugar repetidas veces. Es el caso de *A. palmeri*, en el que se observa que la introducción no ha sido única sino repetida en el tiempo. Casos opuestos son los del teosinte y el de la *Sicyos* en que todo hace pensar en que hubo una introducción única en el tiempo. Esto facilita en gran manera su control y hace posible su erradicación.

Reflexiones sobre el uso de baremos de indemnización y sanciones

En cada uno de los casos estudiados al establecer el correspondiente plan de erradicación de una especie surgió la duda de si se debe contemplar indemnizar a los agricultores afectados o por el contrario se les debe sancionar. Estas preguntas abren un debate que tiene varios aspectos. En primer lugar, se constata la carencia de estudios sobre las consecuencias económicas causadas por la introducción de nuevas especies (Odom *et al*., 2000). Esta carencia es especialmente importante en el caso de especies invasoras en el medio agrícola (Radosevich *et al*., 2007). En todo caso, hay más estudios en el ámbito del medio natural debido a las consecuencias negativas que puedan tener en el ámbito de la biodiversidad de los ecosistemas naturales y seminaturales (Saad Alvarado, 2016). En el caso de *S. angulatus*, al tratarse de una especie que presentaba unos pocos focos concentrados en una zona poco extensa, se vieron posibilidades de erradicarla a un coste asumible. Coste, que si se compara con el de no actuar, resulta mínimo si se tiene en cuenta por ejemplo el caso de *A. theophrasti* también en maíz en la misma zona (Recasens *et al*., 2008). El criterio utilizado fue la compensación de las pérdidas provocadas por las medidas llevadas a cabo, ya fuera destrucción de cultivo o rotación con cultivos distintos al maíz. De este modo teniendo en cuenta el análisis de costes de los diferentes cultivos que se permitían para cada campaña (cereal de invierno, alfalfa, barbecho), se compensaba al agricultor la diferencia de ingresos respecto al maíz, cultivo habitual en la zona. Debido tanto a las variaciones del precio del grano como de los insumos, la cantidad a indemnizar variaba cada campaña. A partir del año 2011 se dejó de indemnizar a los agricultores, ya que a pesar de las medidas adoptadas, la elevada longevidad del banco de semillas de S*. angulatus y A. theophrasti* ha dificultado enormemente la campaña de contención y erradicación de la mala hierba.

En el caso de *Leptochloa* y *Leersia*, la invasión se produjo en arroz cultivado por inundación en una zona de monocultivo obligado por las condiciones del terreno en el Delta del Ebro. Para alcanzar los objetivos de control se aprobó la Orden ARP / 342/2006, de 30 de junio, por la que se declaraba la existencia oficial en Cataluña de las malas hierbas *Leptochloa* spp., *Leersia oryzoides* y *Sagittaria* spp., y se establecieron medidas obligatorias de lucha para obtener los objetivos propuestos. La aplicación de estas medidas supuso para el agricultor afectado los siguientes costes que se indemnizaron: 1. enterrado de las malas hierbas antes de su floración y posterior limpieza en campo de la maquinaria utilizada para tal propósito (esta operación se puede llegar a realizar hasta 3 veces durante el ciclo de cultivo) y 2. eliminación de las malas hierbas una vez sembrado el cultivo. Se indemnizó la operación y la posible destrucción del cultivo. A su vez se prohibió la siembra de arroz la campaña siguiente, lo que también se indemnizó.

Junto con indemnizaciones para estimular la erradicación de una mala hierba invasora también puede preverse la aplicación de sanciones para aquel agricultor afectado que no quiera aplicar ninguna medida de control. El

régimen sancionador aplicable a los incumplimientos de lo establecido en este Decreto es el previsto en la Ley estatal 43/2002, de 20 de noviembre, de sanidad vegetal (BOE, 2002) o la legislación catalana en esta materia.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dra. Alicia Cirujeda, al Dr. Gabriel Pardo y a los revisores anónimos sus comentarios sobre el artículo.

Referencias bibliográficas

Aliaga C, Carrera A, Nicolier S (2018). Connaître et combattre le sicyos dans le maïs. Publicación Arvalis. 6 pp. Disponible en: https://www.arvalis-infos.fr/conna-tre-et-combattre-le-sicyos-dans-le-ma-s-@/view-26700-arvarticle.html (Consultado: 02 mayo 2019).

Andersson MS, de Vicente MC (2010). Gene flow between crops and their wild relatives. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA. 564 pp.

Arvalis (2013). Téosinte: une adventice qui demande une vigilance toute particuliére. 13/14 Service Communication Marketing Arvalis (Institut du vegetal).

Australian Government (2017). Australian weeds strategy 2017 to 2027. Invasive Plants and Animals Committee 2016, Australian Government Department of Agriculture and Water Resources, Canberra, Australia.

Baker HG (1986). Patterns of plants invasions in North America. En: Ecology of biological invasions in North America and Hawaii (Eds. Mooney HA, Drake JA), pp. 44-57. Ecological Studies 58, Springer, Berlín, Alemania. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4988-7_3

BOE (2002). Ley 43/2002, de 20 de Noviembre de sanidad vegetal. Boletín Oficial del Estado núm. 279, de 21 noviembre de 2002, pp. 40970-40988.

Davies KW, Sheley RL (2007). A conceptual framework for preventing the spatial dispersal of invasive plants. Weed Science 55(2): 178-184. https://doi.org/10.1614/WS-06-161

Del Monte JP, Zaragoza C (2004). La introducción de especies vegetales y la valoración del riesgo de que se conviertan en malas hierbas. Boletín de Sanidad Vegetal y Plagas 30: 65-76.

Devos Y, Ortiz-García S, Hokanson KE, Raybould A (2018). Teosinte and maize × teosinte hybrid plants in Europe-Environmental risk assessment and management implications for genetically modified maize. Agriculture, Ecosystems and Environment 259: 19-27. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.032

Díaz A, Taberner A, Vilaplana L (2019). Molecular passport of a new *Zea* weed emerged in European maize fields. 4th International *Brachypodium* conference, 25-28 junio 2019, Huesca, España, pp. 64.

Díaz A, Taberner A, Vilaplana L (2020). The emergence of a new weed in maize plantations: characterization and genetic structure using microsatellite markers. Genetic Resources and Crop Evolution 67: 225-239 https://doi.org/10.1007/s10722-019-00828-z

DOGC (2005). Ordre ARP/10/2005de 18 de gener, per la qual es declara l'existència oficial de la mala herba *Sicyos angulatus* L., i s'estableixen mesures obligatòries de lluita. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya nùm. 4315, de 03 de febrero 2005, p. 2088.

DOGC (2006a). Ordre ARP/342/2006 de 30 de juny, per la qual es declara l'existència oficial a Catalunya de les males herbes *Leptochloa* sp., *Leersia oryzoides* i *Sagittaria* sp., i s'estableixen mesures obligatòries de lluita. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya nùm. 4671, de 07 de juliol de 2006, p. 30422.

DOGC (2006b). Ordre ARP/339/2006 de 30 juny, per la qual es declara l'existència oficial de la mala herba *Solanum carolinense* i s'estableixen mesures obligatories de lluita. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya núm. 4671, de 7 juliol de 2006, p. 30421.

DOGC (2009). Orden ARP/172/2019, de 10 de septiembre, por la que se declara la existencia de la mala hierba *Amaranthus palmeri* y se califica de utilidad pública la lucha contra esta. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya núm. 7959, de 13 de septiembre de 2019.

DOUE (2006). Reglamento (CE) nº 319/2006 del Consejo, de 20 de febrero de 2006, que modifica el Reglamento (CE) nº 1782/2003, por el que se establecen disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco de la política agrícola común y se instauran determinados regímenes de ayuda a los agricultores. Diario oficial de la Unión Europea núm 58, de 28 de febrero de 2006, pp. 32-41.

Fàbregas F, Vilar L, Font J (1996). *Sicyos angulatus* L. al Gironès. Butlletí Institució Catalana d'Història Natural 64: 75.

EPPO (2018). Invasive alien plants – EPPO Lists and documentation. Disponible en: https://www.eppo.int/ACTIVITIES/plant_quarantine/alert_list (Consultado: 15 octubre 2019).

Fuertes S, Pardo G, Cirujeda A, Taberner A (2015). Teosinte (*Zea mays* subsp.), una nueva mala hierba del maíz: situación actual y medidas de erradicación. Phytoma España 266: 24-28.

Groves RH (1986). Plant invasions of Australia: an overview. En: Ecology of Biological Invasions (Eds. Groves RH, Burdon JJ), pp. 137-149. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

Heywood VH (1989). Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants. En: Biological invasions: a global perspective (Ed. Drake JA, Mooney H, di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, RFejmánek M, Williamson M), pp. 31-60. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) of the International Council of Scientific Unions (ICSU) by Wiley, Chichester, New York.

Heywood VH, Brunel S (2008). Code of conduct on horticulture and invasive alien plants – second draft. Convention on the conservation the European Wildlife and Natural Habitats, 24-27 de noviembre, Strasbourg, Francia, pp. 34.

Ikley J, Jenks B (2019). Biology and Control of Palmer Amaranth and Waterhemp in North Dakota. Disponible: en www.ag.ndsu.edu/extension (Consultado: 15 octubre 2019).

KDA (2019). The Kansas noxious weed law. Disponible en: https://www.douglascountyks.org/depts/public-works/kansas-noxious-weed-law (Consultada el 15 octubre 2019).

Lamban J (1995). Molienda en fábricas de piensos. Equipos empleados y aspectos técnicos. Mundo Ganadero 11: 63-70.

Larché JF (2004). *Sicyos angulatus*, nouvelle adventice du maïs dans les Sud-Ouest de la France. Phytoma, La Defense des Végétaux 571: 19-22.

Llenes JM, Martínez M, Gisbert D, Matamoros E, Roque A, Taberner A (2006). Primera prospección de *Heteranthera* en el Delta del Ebro. Phytoma España 178: 52-56.

Maillet J, Zaragoza C (2003). Some Considerations about weed risk assesment in France and Spain. FAO Expert Consultation on Weed Risk Assessment. Workshop, 11-13 June 2002, Madrid, España, pp. 21-32.

Martínez Y, Cirujeda A, Gómez M I, Marí A I, Pardo G (2018). Bioeconomic model for optimal control of the invasive weed *Zea mays* subspp. (teosinte) in Spain. Agricultural Systems 165: 116-127. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.05.015

Messersmith DT, Curran WS, Hartwing NL, Orzolek MD, Roth GW (1999). Evaluation of several herbicides for burcucumber (*Sicyos angulatus*) control in corn (*Zea mays*). Weed Technology 13(3): 520-524. https://doi.org/10.1017/S0890037X00046133

Montull JM, Pardo G, Aibar J, Llenes JM, Marí AI, Taberner A, Cirujeda A (2020). Aspectos de la dispersión y viabilidad de las semillas de teosinte (*Zea mays* ssp.) en el Valle del Ebro. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 116(3): 227-240. https://doi.org/10.12706/itea.2020.010

Odom D, Griffith GR, Sinden JA (2000). Economic issues relating to weed management in natural ecosystems: the case of scotch broom on Barrington tops, NSW. 44th Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society, 23-25 enero, Sydney, Australia, pp.1-24. https://doi.org/10.22004/ag.econ.123712

Osca JM (2013). Expansion of *Leptochloa fusca* ssp. *uninervia* and *Leptochloa fusca* ssp. *fasci-*

cularis in rice fields in Valencia, eastern Spain. Weed Research 53: 479-488. https://doi.org/10.1111/wre.12046

Panetta FD (2015). Weed eradication feasibility: lessons of the 21st century. Weed Research 55: 226-238. https://doi.org/10.1111/wre.12136

Perrings C (2001). The economics of biological invasions. Land Use and Water Resources Research 1(3): 1-9. https://doi.org/10.22004/ag.econ.47851

Pheloung PC, Williams PA, Halloy SR (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of Environmental Management 57: 239-251. https://doi.org/10.1006/jema.1999.0297

Pluess T, Cannon R, Jarošík V, Pergl J, Pyšek P, Bacher S (2012a). When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. Biological Invasions 14: 1365-1378. https://doi.org/10.1007/s10530-011-0160-2

Pluess T, Jarosık V, Pysek P, Cannon R, Pergl J, Bacher S (2012b). Which factors affect the success or failure of eradication campaigns against alien species? PLOS ONE 7(10): e48157. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048157

Qu X, Baskin JM, Baskin CC (2010). Whole-seed development in *Sicyos angulatus* (Cucurbitaceae, Sicyeae) and a comparison with the development of water-impermeable seeds in five other families. Plant Species Biology 25: 185-192. https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2010.00283.x

Radosevich SR, Holt JS, Ghersa CM (2007). Ecology of weeds and invasive plants: relationship to agriculture and natural resource management, 3rd ed. Rev. ed. of: Weed ecology / Steven Radosevich, Jodie Holt, Claudio Ghersa. 1997. 475 pp.

Recasens J, Conesa JA (2003). Atributs biològics de la flora arvense al·lòctona de Catalunya. Acta Botanica Barcinonensia 48: 45-56.

Recasens J, Calvet V, Cirujeda A, Conesa JA (2005). Phenological and demographic behaviour of an exotic invasive weed in agroecosystems. Biological Invasions 7: 17-27. https://doi.org/10.1007/s10530-004-9625-x

Recasens J, Conesa JA, Millán J, Taberner A (2007). Estimación del impacto económico de una mala hierba exótica invasora en un cultivo. El ejemplo de *Sicyos angulatus* y *Abutilon theophrasti* en Cataluña. XI Congreso Sociedad Española de Malherbología, 7 y 8 noviembre, Albacete, España, pp. 343-348.

Recasens J, Conesa JA, Millan J, Taberner A, Sans M (2008). Estimating the economic benefits of an early eradication of an invasive weed in agrosystems. The Example of *Sicyos Angulatus* in Catalonia (Spain). EWRS 2nd International Symposium Intractable Weeds and Plant Invaders. 14-18 septiembre, Osijek, Croacia, p. 46.

Recasens J, Conesa JA (2011). Presencia de la mala hierba *Amaranthus palmeri* en el NE de la Península Ibérica. Una amenaza como potencial invasora de cultivos extensivos de regadío. Boletín de Sanidad Vegetal Plagas 37: 129-132.

Regan TJ, Mccarthy MA, Baxter PWJ, Panetta FD, Possingham HP (2006). Optimal eradication: when to stop looking for an invasive plant. Ecology Letters 9: 759-766. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00920.x

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbou MG, Panetta FD, West CJ (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distribution 6: 93-107. https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x

Rout TM, Salomon Y, Mccarthy MA (2009). Using sighting records to declare eradication of an invasive species. Journal of Applied Ecology 46: 110-117. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01586.x.

Romano Y, Mendoza F, Palmerín JA, Quiles JM, Amaro I, Osuna MD (2018). Use of molecular markers for the characterization of rice crop weeds in Extremadura. XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología, 25-27 octubre, Pamplona-Iruña, España, pp. 337-341.

Saad Alvarado L (2016). Estudio sobre la viabilidad del desarrollo e implementación de instrumentos económicos para reducir el riesgo de introducciones intencionales de EEI que amenazan la biodiversidad. Informe final al Global Environment Facility (GEF) en el marco del Proyecto 00089333 Aumentar las Capacidades Nacionales para el Manejo de las Especies Exóticas In-

vasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEL, PNUD-CONABIO-SEMARNAT, México.

Schonbeck M (2014). Palmer Amaranth (*Amaranthus palmeri*) https://eorganic.org/node/5122 Organic Agriculture. 4 pp. Consultado 15.10.2019.

Smeda RJ, Weller SC (2001). Biology and control of burcucumber. Weed Science 49: 99-105. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0099:BACOB]2.0.CO;2

Taberner A, Sans M (2005). Procedimiento de erradicación de *Sicyos angulatus* L. en maíz. En: Malherbología ibérica y magrebí: soluciones comunes a problemas comunes (Eds. Menéndez J, Bastida F, Fernández-Quintanilla C, González-Andújar JL, Recasens J, Royuela M, Verdú AC, Zaragoza C), pp. 569-574. Universidad de Huelva, España.

Taberner A, Cónsola S (2011). Actuaciones realizadas para controlar *leptochloa* spp. en los arrozales del delta del Ebro (2006-2010). XIII Congreso de la Sociedad Española de Malherbologia, 22-24 de novembre, La Laguna, Tenerife, España, pp. 95-98.

Trtikova M, Lohn A, Binimelis R, Chapela I, Oehen B, Zemp N, Widmer A, Hilbeck A (2017). Teosinte in Europe – searching for the origin of a novel weed. Scientific Reports 7(1): 1-7. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-01478-w

Tuesca D, Papa JC, Morichetti S (2016). *Amaranthus palmeri* (S.) Watson Bases para su manejo y control en sistemas de producción. REM AAPRESID, Santa Fe, Argentina, 32 pp.

US Grains Council (2019). *Sorghum*. Disponible en: https://grains.org/buying-selling/sorghum/ (Consultado 21 noviembre 2019).

Verloove F, Sánchez Gullón E (2008). New records of interesting xenophytes in the Iberian Peninsula. Acta Botanica Malacitana 33: 147-167.

Ward SM, Webster TM, Steckel LE (2013). Palmer Amaranth (*Amaranthus palmeri*): A Review. Weed Tech 27: 12-27. https://doi.org/10.1614/WT-D-12-00113.1

Webster TM, Scully BT., Grey TL, Culpepper AS (2013). Winter cover crops influence *Amaranthus palmeri* establishment. Crop protection 52: 130-135. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2013.05.015

Williams PA, Panetta FD (2003). Clave para la estimación del riesgo de la introducción de una mala hierba. FAO Expert Consultation on Weed Risk Assesment. Report 71-112 (Ed. Ricardo Labrada) FAO. Roma.

Williamson MH, Fitter A (1996). The characters of successful invaders. Biological Conservation 78: 163-170. https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00025-0

(Aceptado para publicación el 5 de junio de 2020)

PREMIOS DE PRENSA AGRARIA 2020
DE LA ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL
PARA EL DESARROLLO AGRARIO

La Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA) acordó en Asamblea General celebrada en mayo de 1983, instaurar un premio anual de Prensa Agraria, con el objetivo de hacer destacar aquel artículo de los publicados en ITEA que reúna las mejores características técnicas, científicas y de valor divulgativo, y que refleje a juicio del jurado, el espíritu fundacional de AIDA de hacer de transmisor de conocimientos hacia el profesional, técnico o empresario agrario. Se concederá un premio, pudiendo quedar desierto.

Los premios se regirán de acuerdo a las siguientes

BASES

1. Podran concursar todos los artículos que versen sobre cualquier tema técnico-económico-agrario.
2. Los artículos que podrán acceder al premio serán todos aquellos que se publiquen en ITEA en el año 2020. Consecuentemente, los originales deberán ser enviados de acuerdo con las normas de ITEA y aprobados por su Comité de Redacción.
3. El jurado estará constituido por las siguientes personas:
   a) Presidencia de AIDA, que presidirá el jurado.
   b) Dirección de la revista ITEA, que actuará de Secretario.
   c) Dirección del CITA (Gobierno de Aragón).
   d) Dirección del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza.
   e) Dirección de la Estación Experimental de Aula Dei.
   f) Dirección del Instituto Pirenaico de Ecología.
4. El premio será anual y tendrá una dotación económica.
5. Las deliberaciones del jurado serán secretas, y su fallo inapelable.
6. El fallo del jurado se dará a conocer en la revista ITEA, y la entrega del premio se realizará con motivo de la celebración de las Jornadas de Estudio de AIDA.

Si desea Vd. pertenecer a la Asociación debe rellenar esta ficha de inscripción y la siguiente hoja sobre Protección de datos.

INSCRIPCIÓN EN AIDA

Si desea Vd. pertenecer a la Asociación rellene la ficha de inscripción y envíela a la siguiente dirección:
Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA). Avenida Montañana, 930, 50059 Zaragoza.

Si elige como forma de pago la domiciliación bancaria adjunte a esta hoja de inscripción el impreso de domiciliación sellado por su banco.

También puede hacer una transferencia a la cuenta de AIDA (Caixabank, Ag. Zuera (Zaragoza), España, nº ES70 2100 8687 2702 0001 2107) por el importe de la couta anual. En ese caso, adjunte un comprobante de la transferencia.

Apellidos:		Nombre:
NIF:		
Dirección Postal:		
Teléfono:	Fax:	e-mail:
Empresa:		
Área en que desarrolla su actividad profesional:		

En _____ , a ___ de _____ de 20__

Firma:

FORMA DE PAGO (COUTA ANUAL: 50 EUROS)

	Cargo a cuenta corriente (rellenar la domiciliación bancaria)
	Transferencia a la cuenta de AIDA ES70 2100 8687 2702 0001 2107 (adjuntar comprobante)

DOMICILIACION BANCARIA

Sr. Director del Banco/Caja

Muy Sr. mío,

Ruego a Vd. se sirva adeudar en la siguiente cuenta corriente (IBAN: 24 caracteres)

que mantengo en esa oficina, el recibo anual que será presentado por la **Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA).**

Atentamente,

En _____ , a ___ de _____ de 20__ Firmado:	Sello de la Entidad:

PROTECCIÓN DE DATOS

ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL PARA EL DESARROLLO AGRARIO, de ahora en adelante AIDA, le informa de que los datos facilitados durante su relación con la Asociación serán tratados para gestionar el alta de socio, así como para las gestiones administrativas de la Asociación. La base legal para el tratamiento de sus datos es la relación contractual y su consentimiento. Sus datos podrán ser cedidos a las entidades que sea necesarias para el cumplimiento de nuestras obligaciones legales, y si así lo autoriza, a las empresas colaboradoras de la Asociación. Tiene derecho a acceder, rectificar, suprimir, oponerse al tratamiento de sus datos, así como retirar el consentimiento prestado y pedir su portabilidad.

AUTORIZACIONES

- ❑ * – Autoriza a que AIDA le envíe información a través de medios postales y/o electrónicos (correo electrónico, SMS, etc.) sobre noticias de la asociación, así como información de servicios de sus patrocinadores y/o colaboradores.
- – Autoriza a que AIDA pueda facilitar sus datos de contacto a las empresas patrocinadoras o colaboradoras con fines comerciales. ❑ Sí ❑ No *

* Debe responder a estar cuestiones obligatoriamente.

Por último, en aras a dar cumplimiento al Reglamento (UE) 2016/679 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de abril de 2016, relativo a la protección de las personas físicas en lo que respecta al tratamiento de datos personales y a la libre circulación de estos datos, y siguiendo las Recomendaciones e Instrucciones emitidas por la Agencia Española de Protección de Datos (A.E.P.D.),

SE INFORMA

- Los datos de carácter personal solicitados y facilitados por usted, son incorporados un fichero de titularidad privada cuyo responsable y único destinatario es AIDA, con domicilio en Avenida Montañana, no 930, 50059 - Zaragoza.
- Solo serán solicitados aquellos datos estrictamente necesarios para prestar adecuadamente los servicios solicitados, pudiendo ser necesario recoger datos de contacto de terceros, tales como representantes legales, tutores, o personas a cargo designadas por los mismos.
- Todos los datos recogidos cuentan con el compromiso de confidencialidad, con las medidas de seguridad establecidas legalmente, y bajo ningún concepto son cedidos o tratados por terceras personas, físicas o jurídicas, sin el previo consentimiento del socio, tutor o representante legal, salvo en aquellos casos en los que fuere imprescindible para la correcta prestación del servicio.
- Una vez finalizada la relación entre la Asociación y el socio, los datos seguirán archivados y conservados mientras sean necesarios para dar cumplimiento a las obligaciones legales o, en su defecto, serán devueltos íntegramente al socio (o autorizado legal) o suprimidos si así se solicita por su parte.
- Los datos que facilito serán incluidos en el Tratamiento denominado Socios de AIDA, con la finalidad de gestión del alta de socio, la gestión del servicio contratado, pago de cuotas, contacto, etc., y todas las gestiones relacionadas con los socios y manifiesto mi consentimiento.
- Tiene derecho a acceder a sus datos personales, a solicitar su rectificación, cancelación y oposición, indicándolo por escrito a AIDA con domicilio en Avenida Montañana, no 930, 50059 – Zaragoza, o al correo electrónico de la Asociación: administracion@aidaitea.org.
- Los datos personales serán cedidos por AIDA a las entidades que prestan servicios a la misma siempre que sea estrictamente necesario para llevar a cabo los servicios ofrecidos por la Asociación. Igualmente, sus datos serán cedidos si existe una obligación legal.

Nombre y apellidos del Socio:

DNI:

Representante legal (si lo hubiere):

DNI:

En _____ , a ___ de _____de 20___

FIRMA DEL SOCIO:

NORMAS PARA LOS AUTORES (actualizado marzo de 2020)

La revista ITEA es una publicación internacional indexada en las bases de datos de revistas científicas. La revista se publica en español en 4 números (marzo, junio, septiembre y diciembre) por año. De acuerdo con los fines de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA), ITEA publica artículos que hagan referencia a la Producción Vegetal, Producción Animal y Economía Agroalimentaria. Se aceptan contribuciones en formato de nota técnica, artículo de revisión o artículo de investigación. El envío de un artículo implicará que el mismo no haya sido publicado o enviado para publicar en cualquier otro medio de difusión o idioma y que todos los coautores aprueben dicha publicación. Los derechos sobre todos los artículos o ilustraciones publicados serán propiedad de ITEA, que deberá recibir por escrito la cesión o copyright, una vez aceptado el artículo. La publicación de un artículo en ITEA no implica responsabilidad o acuerdo de ésta con lo expuesto, significando solamente que el Comité de Redacción lo considera de suficiente interés para ser publicado.

A partir del 1 de marzo de 2019, para publicar un artículo en la revista ITEA es necesario que al menos uno de los autores sea socio de AIDA, o en su caso los autores del artículo deberán abonar la cantidad de 50 euros cuando el artículo sea aceptado para su publicación en la revista ITEA. Puede consultar cómo hacerse socio de AIDA en http://www.aidaitea.org/index.php/sobre-nosotros/hacerse-socio.

1. Envío de manuscritos y evaluación

Los manuscritos originales se escribirá en español. Se recomienda la revisión del manual "Cómo traducir y redactar textos científicos en español" (https://www.esteve.org/libros/cuaderno-traducir-textoscientificos/) Los manuscritos se enviarán a través de la página web de AIDA (http://www.aidaitea.org/index.php/revista/revista-envio). Para ello, los autores deberán registrarse en la aplicación, y seguir las indicaciones pertinentes. El manuscrito se enviará como un único documento Word, incluyendo las tablas y figuras al final del mismo. Los autores deberán incluir en archivo independiente una carta de presentación en la que figure el título, los autores y un listado con 4 potenciales revisores (nombre completo, dirección postal y correo electrónico), que no deberán estar en conflicto de intereses con los autores o el contenido de manuscrito, en cuyo caso el Comité Editorial podrá negarse a colaborar con dichos revisores.

Los manuscritos que no cumplan las normas para autores serán devueltos para su rectificación. El editor correspondiente remitirá el manuscrito a como mínimo 2 revisores que conocerán la identidad de los autores, no así al contrario. Una vez aceptados por el editor, los manuscritos serán revisados por el editor técnico.

Los autores deberán modificar el manuscrito teniendo en cuenta las modificaciones sugeridas por los editores y revisores. La decisión final se comunicará a los autores, que, en caso de solicitarse, deberán modificar el artículo en el plazo de 1 mes desde su comunicación, antes de que sea aceptado definitivamente. Los autores deberán enviar el manuscrito corregido indicando los cambios realizados (por ejemplo, con la función de control de cambios activada), y deberán adjuntar una carta de respuesta a los evaluadores y editores con los cambios realizados. En caso de desacuerdo, los autores deberán justificar al editor debidamente su opinión. Una vez recibidas las pruebas de imprenta del manuscrito, los autores deberán devolver dicho manuscrito corregido en el plazo de 1 semana. Si el editor no recibe una respuesta por parte de los autores tras 1 mes el artículo será rechazado.

2. Tipos de manuscritos

En la revista ITEA se contemplan tres tipos de manuscritos. Los autores deberán expresar qué tipo de formato han escogido:

– **Los artículos de investigación** tendrán una extensión máxima de 30 páginas con el formato indicado en el siguiente punto. Los apartados de los que constarán son: Introducción, Material y métodos, Resultados, Discusión (o bien, Resultados y Discusión de forma conjunta), Conclusiones y Referencias bibliográficas (ver especificaciones en los siguientes apartados), tablas y figuras.

Los artículos de investigación de la sección de Producción Vegetal deben contener suficientes resultados para que las conclusiones sean robustas. Para ello, como norma general, será necesario repetir el mismo ensayo dos veces en momentos o campañas diferentes. Se considerará aceptable realizar el mismo ensayo sobre dos variedades o en dos situaciones o localidades diferentes. En los ensayos de eficacia sobre malas hierbas, insectos, hongos u otros organismos, una posibilidad es obtener la dosis adecuada para el control del organismo en estudio en un ensayo de dosis-respuesta y que esta dosis sea probada de nuevo en otro ensayo, es decir, sin volver a repetir toda la batería de dosis ensayadas previamente. Los ensayos constarán de suficientes repeticiones (mínimo tres). Las condiciones ambientales deberán escribirse de manera que permitan llevar a cabo la repetición del ensayo. La mayoría de ensayos necesitarán un análisis estadístico que refuerce los resultados. En ese caso conviene que se indiquen los resultados de dicho análisis, o al menos la tabla de resultados del anova o del análisis estadístico que se realiza.

– **Las notas técnicas,** referidas a trabajos experimentales de extensión reducida, no excederán de 2000 palabras, incluidas Tablas y/o Figuras.

– **Las revisiones bibliográficas** serán una evaluación crítica de una temática que exponga los resultados de otros trabajos, el estado actual de los conocimientos en esa temática y tratará de identificar nuevas conclusiones y áreas de investigación futuras. La extensión máxima será de 35 páginas. Los apartados de los que constarán son: Introducción, seguida de los apartados que consideren oportunos los autores, Conclusiones y Bibliografía; tablas y figuras si los autores lo consideran oportuno. En caso de copia literal de una tabla o figura de otro artículo, es responsabilidad del autor del manuscrito tener el permiso expreso del autor de la tabla o figura.

3. Preparación del manuscrito

Todos los manuscritos se presentarán en hojas de tamaño DIN A4 con márgenes de 2,5 cm y numeración de líneas continua. Se utilizará interlineado doble, fuente Times New Roman tamaño 12 (también en tablas y figuras). Las referencias bibliográficas, tablas y figuras se presentarán al final del documento en hojas separadas (una hoja por tabla y/o figura).

Todos los manuscritos incluirán, en la primera página:

Título: será lo más conciso posible. No incluirá fórmulas químicas (excepto símbolos químicos para indicar isótopos) y se evitarán las abreviaturas. El formato del título será en negrita y formato tipo oración.

Autores: apellido de los autores precedido de las iniciales del nombre, e indicando con un asterisco el autor para correspondencia. Los autores penúltimo y último irán separa-

dos por una "y". En caso de que pertenezcan a distintas instituciones, señalar a cada autor con números superíndices diferentes. Si un autor desea aparecer con dos apellidos, éstos deberán unirse con un guión.

En el caso de un artículo con varios autores, el autor para correspondencia garantizará que el resto de autores están de acuerdo con el contenido del artículo y el orden de autoría. En caso de que haya habido cambios en la autoría durante la evaluación del manuscrito, el autor para correspondencia garantizará que todos los autores implicados en alguna fase del proceso de evaluación están de acuerdo con la autoría final. Una vez que un manuscrito está aceptado no se podrán modificar los autores.

Dirección postal profesional de los autores. Si se desea indicar la dirección actual, deberá escribirse con una letra minúscula como superíndice.

Correo electrónico del autor a quien se va a dirigir la correspondencia.

Ejemplo:

Alternativas al penoxsulam para control de *Echinochloa* spp. y ciperáceas en cultivo de arroz en el nordeste de España

G. Pardo[1*], A. Marí[1], S. Fernández-Cavada[2], C. García-Floria[3], S. Hernández[4], C. Zaragoza[1] y A. Cirujeda[1]

*autor para correspondencia: gpardos@aragon.es

El manuscrito incluirá a continuación:

Resumen, que deberá tener un máximo de 250 palabras, e incluirá brevemente los objetivos del trabajo, la metodología empleada, los resultados más relevantes y las conclusiones. Se evitará el uso de abreviaturas.

Palabras clave, un máximo de 6, evitando las ya incluidas en el título.

En inglés: Título del artículo, Resumen, Palabras clave

4. Apartados del manuscrito

El formato de títulos de los apartados será en negrita, el del primer sub-apartado en negrita y cursiva, y el siguiente nivel en cursiva.

- **Introducción**: deberá explicar la finalidad del artículo. El tema se expondrá de la manera más concisa posible, indicando al final los objetivos del trabajo.
- **Material y métodos**: deberá aportar la información necesaria que permita la réplica del trabajo, incluyendo el nombre del fabricante de productos o infraestructuras utilizadas. Los manuscritos deberán incluir una descripción clara y concisa del diseño experimental y de los análisis estadísticos realizados. Se indicará el número de individuos/muestras, valores medios y medidas de variabilidad iniciales.
- **Resultados**: los resultados se presentarán en Tablas y Figuras siempre que sea posible. No se repetirá en el texto la información recogida en las Figuras y Tablas. Se recomienda presentar el valor de significación para que el lector pueda disponer de información más detallada. Puede redactarse de forma conjunta con el apartado de discusión.
- **Discusión**: deberá interpretar los resultados obtenidos, teniendo en cuenta además otros trabajos publicados. Se recomienda utilizar un máximo de 4 referencias para apoyar una afirmación en la discusión, exceptuando en las revisiones.
- **Conclusiones**: a las que se han llegado, así como las posibles implicaciones prácticas que de ellas puedan derivarse (aproximadamente 200 palabras).
- **Agradecimientos**: deberá mencionarse el apoyo prestado por personas, asociaciones, instituciones y/o fuentes de financiación del trabajo realizado.
- **Referencias bibliográficas**: sólo se citarán aquellas referencias relacionadas con el trabajo o que contribuyan a la comprensión del texto. Como máximo se podrán utilizar 40 citas en los artículos de investigación, y 60 en las revisiones bibliográficas. En el manuscrito, se mantendrá el orden cronológico en caso de citar varios autores. Las **citas en el texto** deben hacerse siguiendo los siguientes ejemplos:

  *un autor (Padilla, 1974)

  *dos autores (Vallace y Raleigh, 1967)

  *más de 3 autores: (Vergara *et al.*, 1994)

  *mismos autores con varios trabajos (Martín *et al*., 1971 y 1979)

  *autores con trabajos del mismo año: Prache *et al*. (2009a,b)

  *Si la cita forma parte del texto: "como indicaban Gómez *et al*. (1969)"

  *Leyes y reglamentos: (BOE, 2005) o BOE(2005) si forma parte del texto

Los nombres de entidades u organismos que figuren como autores, por ejemplo Dirección General de la Producción Agraria (DGPA), deberán citarse completos en el texto la primera vez.

Al final del trabajo se referenciarán en orden alfabético, por autor, todas las citas utilizadas en el texto. En caso de más de una referencia de un mismo autor principal, se mantendrá el orden cronológico entre ellas. Se podrán citar trabajos "en prensa", siempre que hayan sido aceptados para su publicación. En casos excepcionales, se aceptarán menciones como "Comunicación personal" o "Resultados no publicados", aunque no constarán entre las referencias bibliográficas. Se indican a continuación ejemplos de **referencias bibliográficas**:

Artículo

Blanc F, Bocquier F, Agabriel J, D'Hour P, Chilliard Y(2006). Adaptative abilities of the females and sustainabilityof ruminant livestock systems. A review. AnimalResearch 55: 489-510. https://doi.org/10.1051/animres:2006040.

Capítulo de libro

Verlander JW (2003). Renal physiology. En: Textbook of Veterinary Physiology (Ed. Cunningham JG), pp. 430-467. W.B. the Saunders Company, an Elsevier imprint.

Libro

AOAC (1999). Official Methods of Analysis, 16th. Ed. AOAC International, MD, EE. UU. 1141 pp.

Acta de congreso

Misztal I (2013). Present and future of genomic selection at the commercial level. Book of Abstracts of the 64th Annual Meeting of the EAAP, 20-30 de agosto, Nantes, Francia, pp. 100. https://doi.org/.3920/978-90-8686-782-0.

Fuente electrónica

FAOSTAT (2011). Food and Agriculture Organization statistical database. Disponible en:
http://faostat.fao.org/default.aspx
(Consultado: 30 enero 2012).

Documento oficial

MARM (2009). Anuario de estadística agroalimentaria y pesquera 2007. Subsecretaría General Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Medio rural y Marino, 937 pp.

Leyes / Reglamentos

BOE (2005). Real Decreto 368/2005, de 8 de abril, por el que se regula el control oficial del rendimiento lechero para la evaluación genética en las especies bovina, ovina y caprina. Boletín Oficial del Estado, núm. 97, de 23 de abril de 2005, pp. 13918-13937

Indicar la URL del DOI, en las referencias que dispongan del mismo, al final del resto de datos de la referencia. Ejemplo: Albaladejo-García JA, Martínez-Paz JM, Colino J (2018). Evaluación financiera de la viabilidad del uso del agua desalada en la agricultura de invernadero del Campo de Níjar (Almería, España). ITEA-Información Técnica Económica Agraria 114(4): 398-414. https://doi.org/10.12706/itea.2018.024.

- **Tablas y Figuras**: su número se reducirá al mínimo necesario, y los datos no deberán ser presentados al mismo tiempo en forma de tabla y de figura. Se recomienda un tamaño de 8 o 16 cm. Las tablas y figuras llevarán numeración diferente y deberán estar citadas en el texto. Sus encabezamientos deberán redactarse de modo que el sentido de la ilustración pueda comprenderse sin necesidad de acudir al texto. Los encabezamientos y pies de figuras deberán aparecer en español e inglés (en cursiva).

Para el diseño de las tablas sólo se usarán filas y columnas, no se usarán tabulaciones ni saltos de línea. No se utilizarán líneas verticales entre columnas ni horizontales entre filas. Sólo se separarán con líneas horizontales los títulos.

Ejemplo de tabla:

Tabla 3. Tarjetas de productos hipotéticos expuestos a los encuestados

Table 3. Hypothetical products cards shown to those surveyed

Nº Tarjeta	Precio €/kg	Tipo de carne	Origen	Sistema
1	22	Lechal	Nacional	Convencional
2	22	Cebo	Extranjero	Ecológico
3	18	Lechal	CLM	Ecológico
4	18	Ternasco	Extranjero	Convencional

Fuente: Diaz *et al.* (2013)

Las figuras se presentarán con la mayor calidad posible. Se podrán presentar en blanco y negro o en color. Los dibujos, gráficos, mapas y fotografías se incluirán como figuras. Para mayor claridad se recomienda el uso, en primer lugar, de líneas continuas; en segundo lugar, de puntos; y en último lugar, de rayas. Se recomienda el uso de símbolos □, ■, ○, ●, Δ, ▲, , ♦, +, y ×. No utilizar líneas de división horizontales en el gráfico. Incluir barras de error cuando no entorpezcan la interpretación de la figura. En los ejes figurarán las unidades de las medidas referidas (entre paréntesis o separadas por coma). El número de la figura y su leyenda se indicarán en la parte inferior de la misma. Si las figuras se confeccionan con un programa distinto de los del paquete Office deberán ser de una calidad de 300 píxeles por pulgada o superior o escalable. Se enviarán las fotografías por separado como archivos de imagen (jpg, tiff o similar) con una resolución final de al menos 300 píxeles por pulgada.5.

5. Normas de estilo

- Se aplicará el Sistema Internacional de Unidades.
- Los decimales se indicarán en español con una coma (,) y en inglés con un punto (.).
- Las abreviaturas se definirán la primera vez que se citen en el texto.
- Las frases no podrán comenzar con una abreviatura o un número.
- Los nombres de hormonas o productos químicos comenzarán con minúsculas (sulfato de metilo, en vez de Sulfato de Metilo).
- Las fórmulas químicas se nombrarán según las normas IUPAC (p. ej. H_2SO_4 en vez de SO_4H_2) y los nombres comerciales comenzarán con mayúscula (p.ej. Foligón). En el caso de iones, debe indicarse el signo (p. ej. NO_3^-, SO_4^{2-})
- Los nombres científicos de organismos vivos (botánicos, microbiológicos o zoológicos) deberán incluir en su primera cita la denominación completa de género, especie y del autor. En siguientes apariciones se abreviará el género con la inicial del mismo y se mantendrá el nombre de la especie. Ejemplo: *Papaver rhoeas* L. y posteriormente, *P. rhoeas*.
- Los nombres latinos de géneros, especies y variedades se indicarán en cursiva y los nombres de cultivares entre comillas simples (p. ej. 'Sugar Baby').
- Las llamadas en nota a pie de página o cuadro deberán ser las menos posibles y, en todo caso, se indicarán mediante números correlativos entre paréntesis (p. ej. (1), (2), evitando el uso de asteriscos, letras o cualquier otro signo).
- Los niveles de significación estadística no necesitan explicación (* = P<0,05; ** = P<0,01; ***= P<0,001; NS = no significativo).

Volumen 116
Número 3
Septiembre 2020

itea

información técnica económica agraria

www.aida-itea.org

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL PARA EL DESARROLLO AGRARIO

2020 CALIDAD REVISTAS CIENTIFICAS ESPAÑOLAS FECYT
Nº DE CERTIFICADO: FECYT-159/2020
FECHA DE CERTIFICACIÓN: 6 de octubre 2014 (4ª convocatoria)
ESTA CERTIFICACIÓN ES VÁLIDA HASTA EL: 13 de julio 2021