

INVASIÓN DE *OENOTHERA DRUMMONDII* HOOK. (ONAGRACEAE) EN EL PARAJE NATURAL MARISMAS DEL ODIEL (HUELVA, SUR DE ESPAÑA): BASES PARA LA GESTIÓN DE UNA INVASIÓN AVANZADA

Juan García-de-Lomas¹, Laura Fernández-Carrillo^{1*}, María Concepción Saavedra¹, Lara Mangas¹, Carmen Rodríguez², Enrique Sánchez-Gullón³, Enrique Martínez³

¹Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

²Departamento de Flora y Hongos. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Av. Manuel Siurot 50, 41071, Sevilla.

³Paraje Natural Marismas del Odiel. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

Recibido: 31 de julio de 2015. Aceptado (versión revisada): 28 de octubre de 2015. Publicado en línea: 4 de diciembre de 2015.

Palabras claves: onagra, dunas costeras, gestión, mapa, Golfo de Cádiz.

Keywords: evening primrose, coastal dunes, management, map, Gulf of Cádiz.

Resumen

La onagra costera (*Oenothera drummondii* Hook.) es una planta nativa de las costas del Sur de Norteamérica y México que forma praderas invasoras sobre hábitats de interés Comunitario del Paraje Natural Marismas del Odiel (Huelva, S de España). Se evaluó el grado de invasión mediante la elaboración de una cartografía georreferenciada de densidad en los ambientes arenosos del Paraje. La superficie invadida en noviembre de 2014 fue de 123 ha, que correspondió al 30,2% del total de ambientes potencialmente invadibles (407 ha). *O. drummondii* coloniza ambientes dunares, con preferencia por dunas fijas con vegetación herbácea. Las mayores densidades se encontraron en la parte central del arenal, que corresponden a los terrenos más antiguos surgidos desde la construcción del Dique Juan Carlos I. El elevado grado de invasión en el Paraje y la existencia de otras localidades invadidas en las provincias de Huelva y Cádiz sugieren que esta planta invasora podría continuar expandiéndose por el Golfo de Cádiz. La magnitud de la invasión y las características biológicas de la especie suponen serias dificultades de gestión, por lo que se recomienda evaluar diferentes métodos de control adaptándose a su actual distribución.

Abstract

The coastal evening primrose (*Oenothera drummondii* Hook.) is a plant native to Mexico and the southern coasts of North America that is invading habitats of Community interest in the Odiel Marshes Nature Reserve (Huelva, S Spain). Invasiveness was estimated by developing a georeferenced mapping of plant density throughout the sandy environments in the Reserve. The surface invaded in November, 2014 was 123 ha, corresponding to 30.2% of environments potentially invaded (407 ha). *O. drummondii* colonizes coastal dunes, showing

preference for fixed dunes with herbaceous vegetation. The highest densities were found in the middle of the spit, which corresponds to the oldest land arising from the construction of a groin to protect the Huelva harbour (Dique Juan Carlos I). The high degree of invasion in the Reserve and the existence of additional localities invaded in the Huelva and Cadiz provinces suggest that this invasive plant could continue to expand through the Gulf of Cádiz. The magnitude of the invasion and the biological characteristics of the species pose serious management difficulties, so it is recommended to evaluate different control methods adapted to its current distribution.

Introducción

Las invasiones de plantas constituyen una de las principales amenazas para la conservación de los ecosistemas costeros, especialmente en los ecosistemas Mediterráneos (Rundel et al. 1998; Sala et al. 2000). Tanto a nivel internacional como dentro de España y Andalucía, las plantas invasoras son consideradas una de las primeras causas de pérdida de diversidad (Sanz-Elorza et al. 2004; Dana et al. 2005), lo que ha motivado la puesta en marcha de numerosas iniciativas de gestión. Las directrices generales de gestión recomiendan priorizar la erradicación de especies recientemente introducidas y de invasiones incipientes frente a los trabajos de contención y control sobre invasiones avanzadas, ya que en los primeros las posibilidades de éxito son mayores y los esfuerzos necesarios menores y más concentrados en el tiempo (e.g., Genovesi y Shine 2004). Como consecuencia, especies exóticas invasoras ampliamente distribuidas en el territorio o escenarios de invasión avanzados quedan a menudo sin tratar. Sin embargo, desde un punto de vista práctico, tanto una especie exótica

recién llegada como una más antigua conllevan la pérdida progresiva de superficie natural y de biodiversidad nativa. Por tanto, de acuerdo al actual planteamiento de priorización, podría darse el caso de favorecer la erradicación de una especie exótica incipiente en un territorio ya afectado por otra con un mayor tiempo de residencia y en expansión, que acabaría colonizando la superficie donde se erradicó la primera. Por todo ello, los escenarios de invasión avanzada y que continúan en expansión suponen en la actualidad un verdadero reto para la gestión, y requieren nuevas soluciones y experiencias a fin de frenar la pérdida efectiva de superficie natural y biodiversidad.

La onagra costera o hierba del asno (*Oenothera drummondii* Hook., Onagraceae) es una planta bianual o perenne de corta duración, oriunda del Sur de Norteamérica y México. Se comporta como invasora en varias partes del mundo, formando praderas en áreas litorales. Presenta hojas densamente pubescentes, de color grisáceo, con tallos muy ramificados y generalmente decumbentes. Produce grandes flores amarillas, con pétalos de entre 2,5-4,5 cm de longitud, con cápsulas lineares y tetrágonas de 2,5-4 cm (Dietrich 2000) (Fig. 1a). *O. drummondii* florece preferentemente en primavera-verano (Campos y Herrera 2009), aunque puede florecer durante todo el año (Lonnard y Judd 1989). Además, tiene la capacidad de florecer y fructificar de manera muy precoz (García-de-Lomas, obs. pers.; Fig. 1b).

A nivel internacional, *O. drummondii* está naturalizada en el SW de Europa, Norte de África, Israel, Este de Asia, Sudáfrica, Argentina y Perú (Dietrich 2000; Dufour-Dror 2013) y hay citas como invasora en China (Xu et al. 2012) y distintos puntos de Australia (Florabase 2007; Heyligers 2008), especialmente en la región suroeste, donde hay coincidencias climáticas con la región de estudio (Kottek et al. 2006). En la Península Ibérica, los primeros registros de *O. drummondii* datan de 1957 en Rota, 1961 en el País Vasco y 1978 en Huelva y Sevilla (Silvestre 1980; Aizpuru et al. 1996). Con posterioridad, se ha documentado como invasora en San Sebastián (Campos y Herrera 2009) y, dentro del Golfo de Cádiz, en Mazagón (de las Heras 2009), Flecha de El Rompido (Alés et al. 2003; Gallego-Fernández et al. 2006), Entorno de Doñana (Rodríguez-Moreno 2012), Chipiona y Chiclana (Valdés et al. 1987; CMA 2011), el Paraje Natural Marismas del Odiel (Álvarez-Garrido 2014) y la playa de Punta Umbría (zona de la Canaleta) (E. Sánchez-Gu-

llón, com. pers.). A pesar de su distribución creciente, no se conocen datos sobre los impactos provocados por *O. drummondii*. En Andalucía solo existen datos parciales sobre la distribución de *O. drummondii* en el sector Sur del Paraje Natural Marismas del Odiel, concretamente en los 2,5 km más próximos al extremo del espigón Juan Carlos I (Álvarez-Garrido 2014). Este estudio reveló que la especie se distribuye en agregados, con densidades máximas de 4,45 indiv/m², siendo significativamente más abundante en las dunas semiestabilizadas que en la playa o la duna activa (Álvarez-Garrido 2014). Esta planta está adaptada a las dunas costeras con clima mediterráneo, constatándose mejores eficiencias en el uso del agua y crecimiento radical que otras autóctonas como *Achillea maritima* L. (= *Otanthus broteri*) (Zunzunegui et al. 2014).

En lo que respecta a su gestión, *O. drummondii* ha sido objeto de actuaciones puntuales de control mediante arranque manual, en el Parque Nacional de Doñana (Cobo y Bañuls 2005; Cobo 2010), en el propio paraje Natural Marismas del Odiel (Dana et al. 2010) y en las dunas de Camarón (Chipiona) desde 2007 (www.eriphia.org). *O. drummondii* no está incluida en el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el grado de invasión de *O. drummondii* en toda la flecha arenosa del Paraje Natural Marismas del Odiel (ca. 7 km de longitud), incluyendo islas arenosas localizadas entre las marismas mareales y terrenos adyacentes ganados al mar, así como valorar los impactos provocados en los ambientes dunares. Esta información se considera un paso previo necesario para planificar la estrategia más adecuada de gestión, en el marco del proyecto LIFE CONHABIT ANDALUCÍA (ref. LIFE13/NAT/ES/000586), del que la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio y la Agencia de Medio ambiente y Agua de Andalucía son beneficiarios.

Material y métodos

Área de estudio

El Paraje Natural Marismas del Odiel (37,15° N; 6,91° W) está



Figura 1. (a) Pie adulto de *Oenothera drummondii* con flor y cápsulas. (b) Pie joven en flor, con tallo de 3 cm de altura (Fotos: J. García-de-Lomas).

incluido en la Red Natura 2000 y se sitúa próximo a la ciudad de Huelva (Sur de España) (Fig. 2). Tiene una extensión de 6631,5 ha y está bañado por el Océano Atlántico y la desembocadura de los ríos Tinto y Odiel. Su extensión y localización geográficas le otorgan un alto valor ornitológico, sirviendo como punto de escala, alimentación, reproducción y descanso de aves migratorias costeras. El clima es mediterráneo, con veranos secos y calurosos e inviernos suaves y húmedos. La temperatura y precipitación media en la estación de referencia de Huelva (situada a 11 km del área de estudio) para la serie 1981-2010 es de 18,2°C y 525 mm, respectivamente (AEMET 2015). Esta flecha combina marismas (971,64 ha) y arenales litorales (406,8 ha; escala de levantamiento de la información = 1:2.500) donde aparecen hábitats de interés comunitario recogidos en la Directiva 92/43/CE del Consejo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, y la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Entre ellos, dunas costeras móviles con *Ammophila arenaria* (código 2120), dunas fijas con vegetación herbácea (cód. 2130), dunas litorales con *Juniperus* spp (cód. 2250) y dunas con bosques de *Pinus pinea* (cód. 2270), estos tres últimos de carácter prioritario. Destaca además la presencia de algunas especies incluidas en los Catálogos Español (Real Decreto 139/2011) y Andaluz (Decreto 23/2012) de especies amenazadas, como *Thymus carnosus* (CR) y otras especies amenazadas como *Juniperus macrocarpa* (EN), *Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata* (VU), *Armeria pungens* (VU) y *Calystegia soldanella* (VU) (Cabezudo et al. 2005), algunas de las cuales son objeto de planes específicos de recuperación (Muñoz-Reinoso et al. 2013). La invasión de *Oenothera drummondii* se localiza en la flecha litoral situada al sur del Paraje, en la playa del Espigón (Fig. 2), surgida a raíz de la construcción del dique de contención de arenas del Puerto de Huelva Juan Carlos I, entre 1977-1981 (Borrego et al. 2000; Morales et al. 2004).

Estimación del grado de invasión

Se midió la densidad de *Oenothera drummondii* (nº indiv./m²) en los ambientes arenosos del Paraje (406,8 ha), considerados hábitats favorables para el desarrollo de esta especie. Los muestreos se realizaron entre el 3 y el 14 de noviembre de 2014. La densidad de invasión de *O. drummondii* se midió mediante una malla homogénea de muestreo en la que se contó el nº de pies de la planta invasora que caían en el interior de un quadrat de 1 m de lado, cada 20-40 m. Se utilizó un GPS (Garmin® etrex Venture HC) con la función camino (track) activada para facilitar la orientación durante los muestreos. Se adaptó la resolución del muestreo a la densidad de invasión: 1 quadrat cada 20 m en zonas con baja densidad de invasión, a fin de recoger los rodales aislados; 1 quadrat cada 20-40 m en zonas homogéneas con alta densidad de invasión. Cuando el quadrat detectaba ausencia de la planta invasora pero ésta se encontraba en los 10 m más próximos al quadrat, se anotó una densidad = 1 individuo/m². Dentro de cada quadrat se distinguieron 3 clases de tamaño: adultos, juveniles y plántulas. Como criterio para diferenciarlos se consideró “plántula” a los pies de muy pequeño porte, sin tallo desarrollado (parte aérea en contacto con el suelo) y sin signos de fructificación. Se consideró “juvenil” a los pies de pequeño porte (hasta 10 cm de diámetro en proyección), o con signos de floración o fructificación. Los individuos “adultos” se consideraron aquellos de más de 10 cm de diámetro en proyección. La malla resultante incluyó 2639 datos de densidad, añadiéndose 1105 datos adicionales de contorno en los que la planta estaba ausente (por ejemplo, en los límites con la marisma mareal) para obtener una cartografía georreferenciada de precisión.

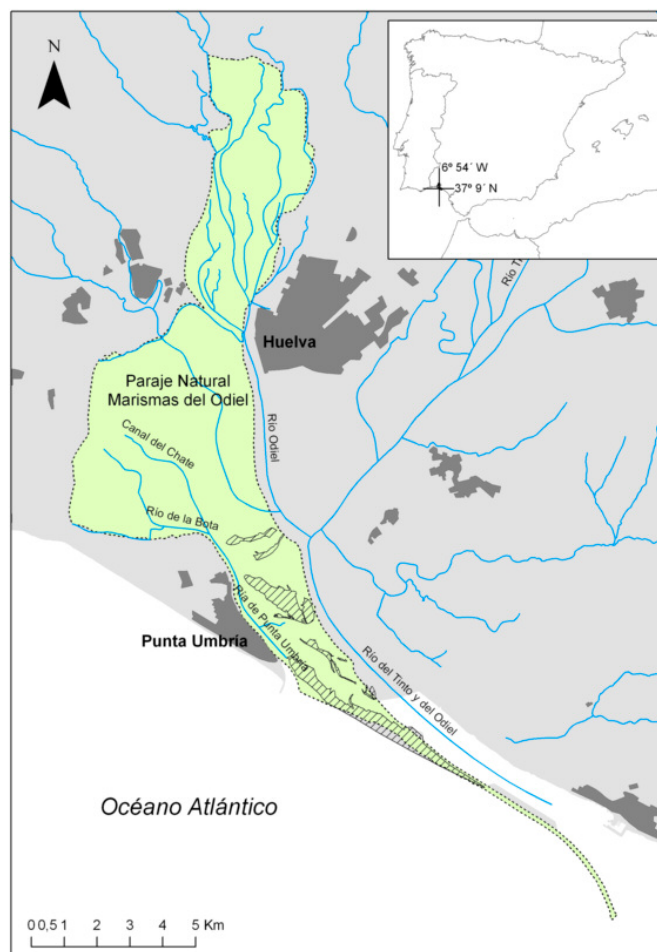


Figura 2. Localización del área de estudio. En color verde se detalla los límites Paraje Natural Marismas del Odiel (Huelva, Sur de España). Las áreas sombreadas (rayadas) muestran los ambientes arenosos de la flecha litoral situada al Sur del Paraje, que son los hábitats favorables para *Oenothera drummondii*.

Se trabajó con la proyección UTM y Datum ETRS-89, huso 30 extendido. Para la conversión de husos 29 a 30 y posterior conversión de datum (de ED-50 a ETRS-89) se utilizó el software Concoor® (Instituto de Cartografía de Andalucía). Para generar los mapas de densidad de *O. drummondii* se utilizó el software ArcGIS 9.2®. Se representó la densidad de individuos interpolando los valores puntuales de densidad mediante el método de elementos naturales (natural neighbour), utilizando un tamaño de celda de 15 m. Se distinguieron 6 clases de densidad (0; 1; 2; 2-5; 5-10; >10 indiv./m²). Se representaron mapas de densidad de invasión para (i) adultos, (ii) plántulas + juveniles (debido a la dificultad de distinguir plántulas de juveniles) y (iii) la suma de todas las clases de tamaño.

A partir del mapa resultante, se calculó la superficie ocupada por cada clase de densidad. Para ello se utilizó la herramienta de reclasificación (reclassify) contenida en Spatial Analyst Tools de ArcToolbox®. El raster resultante se convirtió en una capa vectorial (shapefile) de polígonos mediante la herramienta Conversion tools > Raster to polygon, también contenida en ArcToolbox®. Finalmente se calculó el área de los polígonos según su categoría.

Impactos sobre la vegetación nativa

Para evaluar el impacto de *O. drummondii* sobre la comunidad vegetal, se comparó la composición de la flora nativa entre zonas invadidas y control (no invadidas), tanto en dunas primarias como en dunas fijas. En cada ambiente se anotó la presencia de cada especie de planta en quadrats de 1 m de lado distribuidos a lo largo de transectos georreferenciados (n = 100 por subambiente; N = 400 quadrats). Se comparó la similitud entre las comunidades de los dos subambientes (duna expuesta y sotobosque de retama) mediante los análisis multivariantes ANOSIM (Analysis of Similarities) y SIMPER (Similarity Percentages (SIMPER) (Warwick 1988; Magurran 2004). El análisis SIMPER ofrece como salida el porcentaje de similitud (o disimilitud) entre los grupos considerados, mientras que el test ANOSIM sirve para probar la existencia de diferencias significativas entre grupos predeterminados (Clarke 1993). Ambos análisis se ejecutaron tanto para los datos de abundancia de cada una de las especies como para datos de presencia/ausencia. Para realizar estos análisis, se usó el software libre Past® versión 3.07 para Windows (Hammer et al. 2001; disponible en: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>). Estos análisis multivariantes tienen la ventaja de considerar la identidad de las especies, cosa que no ocurre con otros indicadores como la riqueza o el índice de diversidad. La especie invasora se excluyó de los análisis (Wearne y Morgan 2004) para mantener la independencia de la abundancia de esta especie en los parámetros.

Resultados y discusión

El mapa de densidad de *O. drummondii* realizado en la flecha arenosa al sur del Paraje Natural Marismas del Odiel (conocida como playa del Espigón) reveló un alto grado de invasión. De una superficie potencial invadible de 407 ha (correspondiente a los ambientes arenosos de la flecha), *O. drummondii*

Tabla 1. Superficie ocupada por *Oenothera drummondii* para cada clase de tamaño y categoría de densidad. Datos obtenidos en noviembre de 2014.

Densidad (indiv./m2)	Adultos	Plántulas + juveniles	Total (Adultos + juveniles + plántulas)
0	291,13	326,15	283,99
1	63,68	34,60	63,60
2	13,85	6,62	9,89
2-5	24,54	11,26	10,33
5-10	12,96	11,89	12,32
>10	0,60	16,25	26,81
Superficie total invadida	115,64	80,62	122,77

(de cualquier clase de tamaño) apareció en 123 ha (Tabla 1), que corresponden al 30,2% del total de ambientes invadibles.

En cuanto a la distribución general de *O. drummondii* en la playa del Espigón, la mayor densidad se extendió por toda la parte central, con valores < 25 indiv./m² para adultos y >25 indiv./m² tanto para juveniles+plántulas como para la suma de todas las clases de tamaño (Tabla 1; Fig. 3). Se encontraron densidades máximas para la suma de todas las clases de tamaño de 67 indiv./m², que son valores muy superiores a las documentadas por Álvarez-Garrido (2014) (4,4 indiv./m²) en los 2,5 km de la playa más próximos al extremo sur del dique. En las islas arenosas del interior de la flecha solo aparecieron algunos pies aislados. Los menores valores de densidad, incluyendo rodales aislados, se encontraron hacia los extremos de la playa, especialmente hacia el sector más próximo al extremo del dique de contención Juan Carlos I, en concordancia



Figura 3. Densidad de *Oenothera drummondii* en la Flecha arenosa del Paraje Natural Marismas del Odiel, para pies adultos (a), plántulas+juveniles (b) y la suma de todos ellos (c). (continúa en pág. siguiente).

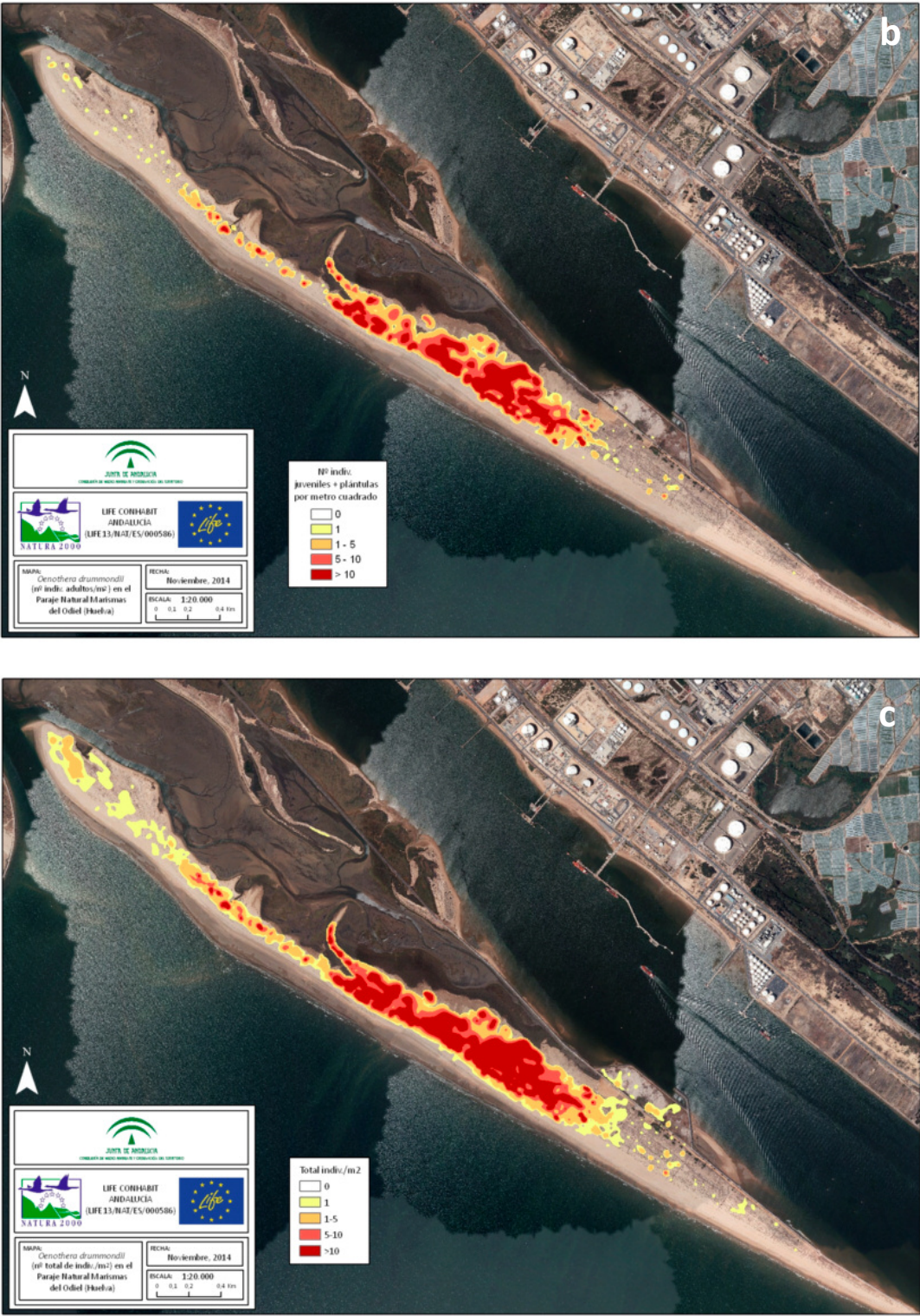


Figura 3 (cont.). Densidad de *Oenothera drummondii* en la Flecha arenosa del Paraje Natural Marismas del Odiel, para pies adultos (a), plántulas+juveniles (b) y la suma de todos ellos (c).

con Álvarez-Garrido (2014).

Esta distribución y densidades concuerdan con la dinámica geomorfológica que ha experimentado el entorno en las últimas 4 décadas. La zona central de la playa-dunas es el tramo más antiguo, surgido tras la construcción de dique de contención

Juan Carlos I, como consecuencia de la deriva litoral existente, que transporta los sedimentos procedentes del Guadiana y los acantilados de Portugal de oeste a este (Borrego et al. 2000; Morales et al. 2004). Este dique modificó la dinámica sedimentaria natural, creando un sistema de playa-dunas sobre una flecha litoral donde anteriormente había una llanura de

cheniers (Borrego et al. 2000; Morales et al. 2004). Todo ello sugiere que la invasión se pudo iniciar en el sector central de la playa, allá por 1981, coincidiendo con la finalización de la construcción del dique y que ha ido extendiéndose progresivamente hacia sus extremos, donde se encontraron los menores valores de densidad. A pesar de su origen artificial, la dinámica sedimentaria resultante ha dado lugar a hábitats de interés comunitario, como son las dunas primarias y dunas fijas con vegetación herbácea, lo que justifica el interés de conservación. En la distribución también podrían haber intervenido los movimientos de tierra artificiales llevados a cabo por la refinería para el enterramiento de conducciones, así como trabajos puntuales de control manual llevados a cabo por voluntarios en años anteriores, que parecen favorecer el reclutamiento de la especie invasora (E. Martínez, obs. pers.).

La abundancia de plántulas y juveniles en toda el área invadida da muestras de que existe un reclutamiento efectivo que posibilita el avance de la invasión. Por otro lado, resulta preocupante que el extremo sur de la playa, que registra un menor grado de invasión en la actualidad, coincide con la mayor intensidad de uso por parte de visitantes, con varias bolsas de aparcamiento y pasarelas a la playa. Esto sugiere que existe un riesgo añadido de expansión en esta zona mediada por el tránsito de personas, lo que a medio plazo podría dar lugar a la invasión de toda la flecha y también a un mayor riesgo de translocación accidental a otras localidades (por ejemplo, a través de semillas que los visitantes pudieran transportar en su calzado o enseres personales).

En cuanto a la distribución por hábitats, la afección fue mínima en dunas embrionarias y máxima en dunas fijas, en consonancia con Álvarez-Garrido (2014). Este patrón de distribución fue similar tanto para adultos como para plántulas y juveniles, y parece responder a la propia dinámica y estabilidad de cada tipo de hábitat. De este modo, aunque se han encontrado al-

gunos pies de *O. drummondii* en dunas embrionarias, éstas están sometidas a condiciones más extremas de spray salino, intensidad del viento, movilidad del sustrato y erosión por temporales (e.g., García-Mora et al. 1999; Kim y Yu 2009), por lo que de forma natural *O. drummondii* sería periódicamente enterrada o barrida por la acción de los temporales. Por el contrario, las dunas fijas colonizadas por vegetación herbácea son más estables, lo que le confiere condiciones más favorables para el desarrollo de plantas perennes como es el caso. Las dunas primarias estarían en una situación intermedia. Aunque presentan una mayor movilidad del sustrato, *O. drummondii* llega a colonizar en gran medida esta banda (Fig. 4). Tanto para dunas primarias como para dunas fijas, la comparación entre áreas invadidas y no invadidas mostró diferencias significativas en la flora nativa ($p = 0,0001$, Anosim). En la duna primaria, *Achillea maritima*, *Ammophila arenaria*, *Euphorbia paralias*, *Lotus creticus* y *Malcolmia littorea* fueron las especies que más contribuyeron a explicar la escasa similaridad encontrada (74% del total; Tabla 2). La mayor parte de las especies (excepto *Ammophila arenaria*, que mantuvo una abundancia media del 19%) experimentaron una drástica desaparición en las zonas invadidas. Respecto a las dunas fijas, el efecto de *O. drummondii* sobre la flora nativa es simplemente desolador. *O. drummondii* desplaza a todas las especies nativas (Fig. 4, Tablas 2 y 3), mayormente representadas por *Malcolmia littorea*, *Silene nicaeensis*, *Ammophila arenaria* y *Achillea maritima*. La riqueza descendió de las 14 especies de zonas control a las solo 4 de las zonas invadidas y éstas únicamente aparecieron con ejemplares aislados. Como consecuencia, el análisis SIMPER reveló porcentajes de similaridad muy bajos entre parcelas invadidas y control, siendo de 11,5 % en dunas primarias y prácticamente nulo (0,1%) en el caso de dunas fijas.

Esta magnitud del impacto sobre la flora nativa en dunas fijas sorprende teniendo en cuenta que *O. drummondii* no es una

Tabla 2. Contribución de cada especie de planta nativa dunar para explicar las diferencias encontradas entre parcelas invadidas y control, en las dunas primarias de la playa del Espigón (Paraje Natural Marismas del Odiel). Se incluye la abundancia media de cada una de ellas.

Taxon	Disimilaridad media	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)	Abundancia media	
				Zona control	Zona invadida
<i>Otanthus maritimus</i>	20,0	22,6	22,6	0,42	0
<i>Ammophila arenaria</i>	16,6	18,7	41,3	0,24	0,19
<i>Euphorbia paralias</i>	12,8	14,4	55,7	0,22	0,02
<i>Lotus creticus</i>	8,3	9,4	65,1	0,2	0
<i>Malcolmia littorea</i>	7,9	8,9	74,0	0,15	0,06
<i>Elymus farctus</i>	6,8	7,7	81,7	0,11	0,05
<i>Andryala arenaria</i>	5,6	6,3	88,0	0	0,14
<i>Silene nicaeensis</i>	3,3	3,7	91,7	0,03	0,07
<i>Artemisia crithmifolia</i>	1,9	2,2	93,9	0,01	0,05
<i>Polygonum maritimum</i>	1,9	2,2	96,1	0,05	0
<i>Salsola kali</i>	1,6	1,8	97,9	0	0,04
<i>Pancratium maritimum</i>	0,7	0,8	98,7	0,01	0
<i>Cakile maritima</i>	0,6	0,7	99,4	0	0,02
<i>Eryngium maritimum</i>	0,5	0,6	100,0	0,01	0,01

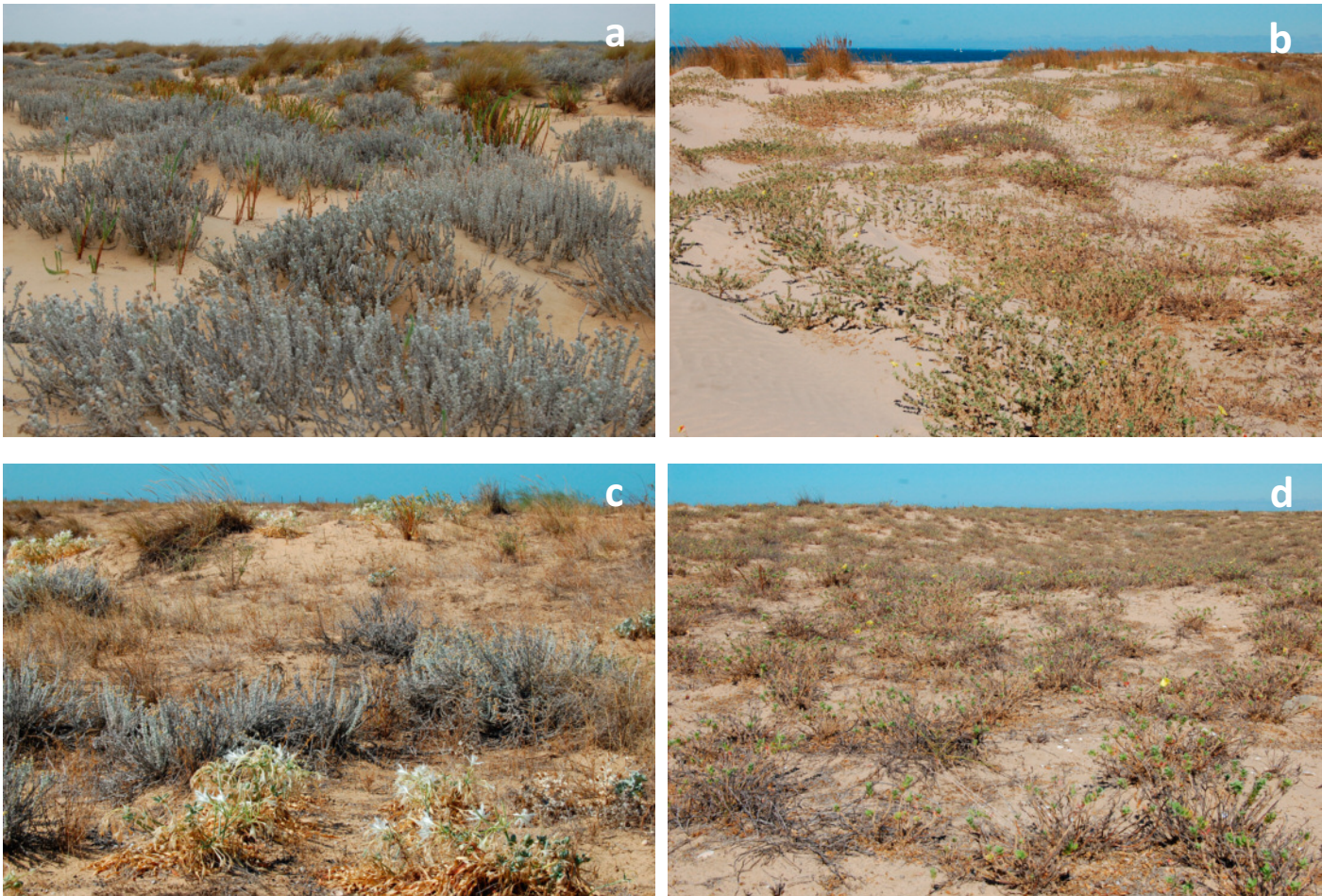


Figura 4. Imágenes comparativas del efecto de la invasión de *Oenothera drummondii* sobre dunas primarias y dunas fijas del Paraje Natural Marismas del Odiel (Huelva, S España): a) duna primaria control, b) duna primaria invadida; c) duna fija control; d) duna fija invadida.

Tabla 3. Contribución de cada especie de planta nativa dunar para explicar las diferencias encontradas entre parcelas invadidas y control, en las dunas fijas de la playa del Espigón (Paraje Natural Marismas del Odiel). Se incluye la abundancia media de cada una de ellas.

Taxon	Disimilaridad media	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)	Abundancia media	
				Zona control	Zona invadida
<i>Malcolmia littorea</i>	30,9	30,93	30,93	0,72	0
<i>Silene nicaeensis</i>	20,01	20,03	50,96	0,5	0
<i>Ammophila arenaria</i>	15,63	15,64	66,6	0,4	0
<i>Otanthus maritimus</i>	12,92	12,93	79,5	0,33	0
<i>Elymus farctus</i>	6,97	6,977	86,5	0,2	0
<i>Echium gaditanum</i>	4,595	4,6	91,1	0,11	0
<i>Pancratium maritimum</i>	2,518	2,521	93,6	0,05	0,02
<i>Eryngium maritimum</i>	1,681	1,683	95,3	0,05	0,01
<i>Retama monosperma</i>	1,397	1,399	96,7	0,04	0
<i>Andryala arenaria</i>	1,111	1,112	97,8	0,02	0,01
<i>Reichardia gaditana</i>	1,065	1,066	98,89	0,03	0,01
<i>Euphorbia paralias</i>	0,4458	0,4463	99,3	0,02	0
<i>Artemisia crithmifolia</i>	0,3292	0,3295	99,67	0,01	0
<i>Cyperus capitatus</i>	0,3292	0,3295	100	0,01	0

especie tapizante como *Carpobrotus* spp. (Vilà et al. 2006), ni forma masas arboladas cerradas, como *Pinus* spp. (Andrés y Ojeda 2002), sino que deja numerosos huecos de suelo sin cubrir. De hecho, solo se han descrito resultados similares de alteración de la comunidad vegetal en riberas de arroyos mediterráneos afectadas por la invasión de *Arundo donax* (García-de-Lomas et al. 2014). Por tanto, este patrón de desplazamiento sugiere una fuerte acción alelopática que convendría investigar y que podría tener gran importancia en la estrategia de gestión. Esta es la primera vez que se evidencia el impacto de *O. drummondii* sobre la comunidad nativa dunar.

La elevada superficie colonizada en el Paraje Natural Marismas del Odiel constituye una evidencia clara de su alto potencial invasor, en concordancia con Zunzunegui et al. (2014). Basándonos en la fecha de la primera cita (1957), el tiempo mínimo de residencia (tiempo desde la introducción) de esta especie en el Golfo de Cádiz es de 58 años. Este tiempo de residencia puede considerarse un factor adicional que incrementa la probabilidad de invasión (Richardson y Pyšek 2006). A pesar de su historia de invasión relativamente corta en la Península Ibérica, el número creciente de localidades en el Paraje Natural Marismas del Odiel y en otros puntos del Golfo de Cádiz sugiere un elevado potencial invasor. La distribución actual de la especie en el Golfo de Cádiz suma un área de ocupación (sensu IUCN 2001) aproximada de 127 ha (representada en un 96,4% por la población del Paraje Natural Marismas del Odiel).

El patrón de invasión aquí mostrado, es el resultado de la conjunción de tres factores: presión de propágulos, factores abióticos y factores bióticos (Catford et al. 2009). La presión de propágulos incluye las variables asociadas a la introducción y dispersión de propágulos. En este caso, no se conoce la vía de entrada de *O. drummondii*. En Australia se ha sugerido que ha llegado a través de las aguas de lastre (Factsheet of Beach evening-primrose *Oenothera drummondii* subsp. *drummondii* 2011), algo posible en este caso debido a la proximidad del puerto de Huelva, aunque también ha podido llegar accidentalmente a través de intercambios comerciales marítimos entre América y Europa, como podría haber ocurrido con *Spartina densiflora* (Nieva et al. 2001) o con otras plantas de origen americano que son relativamente abundantes en la provincia de Huelva (e.g., Bartoli et al. 2007; Valdés et al. 2011). También podría haber llegado por otras vías desde localidades cercanas donde las citas conocidas son anteriores a la construcción del dique (p.ej., Rota). En cualquier caso, una vez introducida en un medio en acreción desde 1981 y con escasa competencia, *O. drummondii* habría encontrado recursos suficientes y vectores de dispersión favorables para expandirse. El pequeño tamaño de las semillas habría facilitado la dispersión inicial y, una vez establecida y naturalizada, algunos herbívoros silvestres (e.g., liebres) se habrían sumado como vectores de dispersión (Álvarez-Garrido 2014; JB Gallego-Fernández, com. pers.).

Entre los factores bióticos, se incluyen tanto las características biológicas de la propia especie invasora como las interacciones con la comunidad receptora (enemigos, mutualismos, competidores, comensalismo, cascadas tróficas...) y el grado de novedad respecto a la comunidad nativa (evolución, filogenia, grupo funcional...). A este respecto, *O. drummondii* presenta varias características que, al menos desde un punto de vista teórico, se pueden asociar con un elevado potencial invasor y explicarían el elevado grado de invasión encontrado en este trabajo. Por un lado, *O. drummondii* produce semillas pequeñas (1,2-2 x 0,5-0,9 mm; Dietrich 2000), una caracterís-

tica comúnmente asociada a un elevado potencial invasor en plantas (Kolar y Lodge 2001). Esto resulta especialmente favorable para la colonización de dunas costeras, con escasa cobertura vegetal, elevada movilidad del sustrato y elevado trasiego de visitantes. Por otro lado, presenta una floración/fructificación muy precoz, lo que exigiría realizar repasos muy frecuentes para ir reduciendo progresivamente el banco de semillas del suelo. A esto cabe añadir los largos periodos de floración de *O. drummondii* (de abril a noviembre; Valdés et al. 1987) o incluso durante todo el año (Lonnard y Judd 1989), lo que además de incrementar la cantidad de semillas y su potencial de colonización (Baker 1974), podría provocar competencia por la polinización o reducir la transferencia de polen entre las plantas nativas, como se ha demostrado en otras plantas invasoras costeras de grandes flores (Moragues y Traveset 2005). No se han encontrado datos sobre los posibles efectos alelopáticos y la persistencia de las semillas en esta especie. Estos factores son de interés para entender mejor el proceso de invasión y orientar las actuaciones de gestión (e.g., determinar la frecuencia de los repasos y la duración de los seguimientos).

Considerando estas características, resulta sorprendente la escasez de casos de invasión de esta especie en otras regiones litorales de la Cuenca Mediterránea o del mundo. La mayoría de las citas, a excepción de las australianas y del Golfo de Cádiz, citan a *O. drummondii* como naturalizada (e.g., Sandercock y Schmucker 2006; Dufour-Dror 2013). Por tanto, éste sería el caso de invasión de *O. drummondii* más severo documentado hasta la fecha en la Cuenca Mediterránea, lo que alerta del potencial invasor de esta especie y recomendaría su inclusión en el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Asimismo, conviene resaltar que el género *Oenothera* está particularmente bien representado en Huelva, con otras especies como *O. laciniata* (Sánchez-Gullón et al. 2006; Verloove y Sánchez-Gullón 2012) cuyo potencial invasor convendría analizar.

Respecto a los métodos de control conocidos, no se han encontrado datos sobre la eficacia relativa de diversos métodos dirigidos al control de esta especie. Ensayos preliminares mostraron que la retirada manual es factible en terrenos sueltos en los que es posible eliminar completamente el pie (incluyendo la raíz), si bien se ha observado, tanto reclutamiento a partir del banco de semillas del suelo, como el rebrote de raíz cuando ésta no se eliminó por completo (CMA 2011). En general, se recomienda actuar cuando la invasión es incipiente, ya que los pies adultos de *O. drummondii* parecen tener cierta resistencia al glifosato (Florabase 2007). Sería necesario evaluar de manera comparada la eficacia de diferentes métodos (físicos y químicos), ya que cualquier pequeño error de cálculo (por ejemplo, en los tiempos invertidos en retirada manual o en la dosis idónea de herbicida) se amplificaría en gran medida en el caso de una invasión avanzada. El control manual parece inviable para controlar superficies extensas o invasiones en terrenos relativamente compactos donde no es posible retirar completamente la raíz mediante arranque manual, aunque podría ser de utilidad en el caso de rodales aislados sobre suelos arenosos manteniendo una elevada frecuencia de seguimiento. Debido a las características de la invasión, se considera de particular importancia reducir el grado de invasión en la zona más accesible al público, con el propósito de minimizar el riesgo de translocación a otras playas. En cualquier caso, la distribución y densidad por clases de tamaño aportadas en este trabajo constituyen una "foto 0" de gran utilidad para evaluar en el futuro la eficacia de las medidas de

gestión que se lleven a cabo en el marco del proyecto LIFE/NAT/ES/000586.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con el proyecto LIFE CONHABIT ANDALUCÍA, coordinado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, y está cofinanciado al 60% a través del programa LIFE+, instrumento financiero de la Unión Europea para el medio ambiente.

Bibliografía

Aizpuru I, Aparicio JM, Aperribay JA, Aseginolaza C, Elorza J, Garin F, Patino S, Pérez-Dacosta JM, Pérez de Ana JM, Uribe PM, Urrutia P, Valencia J, Vivant J. 1996. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 54: 419-435.

AEMET. 2015. <http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos?l=4642E&k=and>; acceso el 9 de julio de 2015).

Alés EE, Sánchez-Gullón E, Peña J. 2003. Consideraciones sobre la categoría de amenaza para *Thymus carnosus* en el suroeste de España. *Conservación Vegetal. Boletín de la comisión de flora del comité español de la IUCN* 8: 9-10.

Álvarez-Garrido L. 2014. Estudio de la distribución especial de una especie invasora, *Oenothera drummondii* Hook., en el arenal costero del Dique Juan Carlos I. En: Cámara R, Rodríguez-Pérez B, Muriel JL (eds.), *Biogeografía de Medios Litorales: Dinámicas y conservación*, pp 279-282.

Andrés C, Ojeda F. 2002. Effects of afforestation with pines on woody plant diversity of Mediterranean heathlands in southern Spain. *Biodiversity and Conservation* 11: 1511-1520.

Baker H. 1974. The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 1-24.

Bartoli A, Sánchez-Gullón E, Weickert P, Tortosa RD. 2007. Plantas americanas nuevas para la flora adventicia del Sur de España. *Acta Botanica Malacitana* 32: 276-282.

Borrego J, Morales JA, Gil N. 2000. Evolución sedimentaria reciente de la desembocadura de la ría de Huelva (Suroeste de España). *Revista de la Sociedad Geológica de España* 13: 405-416.

Campos JA, Herrera M. 2009. Diagnóstico de la Flora alóctona invasora de la CAPV. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco. 296 pp. Bilbao.

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

Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

CMA. 2011. Propuesta de Servicio para el desarrollo del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Informe anual 2011. Consejería de Medio Ambiente.

102 pp.

Cobo MD. 2010. Gestión de Especies Exóticas Invasoras en el Parque Nacional de Doñana, Andalucía (España). En: CMA (ed.) *Especies Exóticas Invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, pp. 305-310.

Cobo MD, Bañuls S. 2005. Control de especies exóticas en el Parque Nacional de Doñana. Memoria de Resultados Año 2004. Ministerio de Medio Ambiente.

Dana ED, Sanz M, Vivas S, Sobrino E. 2005. Especies vegetales invasoras en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 233 pp.

Dana ED, Ortega F, García-de-Lomas J, Ceballos G, Vivas S. 2010. El Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras: hacia una gestión proactiva, adaptativa y basada en la evidencia. En: CMA (ed.) *Especies Exóticas Invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, pp. 395-403.

De las Heras MA. 2009. Estudio de flora y vegetación del oeste del entorno de Doñana. Tesis doctoral. Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública, Universidad de Huelva. 540 pp.

Dietrich W. 2000. *Oenothera*. En: Castroviejo S, et al. (eds.). *Flora Iberica*, vol. VIII: Haloragaceae-euphorbiaceae. Real Jardín Botánico. CSIC. Madrid, pp. 90-100.

Dufour-Dror JM (ed.). 2013. Israel's Least Wanted Alien Ornamental Plant Species. Israel Ministry of Environmental Protection. 19 pp.

Factsheet of Beach evening-primrose *Oenothera drummondii* subsp. *drummondii*. 2011. The University of Queensland. Special edition of Environmental Weeds of Australia for Biosecurity Queensland. http://keyserver.lucidcentral.org/weeds/data/03030800-0b07-490a-8d04-0605030c0f01/media/Html/Oenothera_drummondii_subsp._drummondii.htm. Acceso el 28 de Julio de 2015.

Florabase, the Western Australian Flora. 2007. <https://florabase.dpaw.wa.gov.au/browse/profile/6138>. acceso el 27 de julio de 2015.

Gallego-Fernández JB, Muñoz-Vallés S, Dellafiore C. 2006. Flora and vegetation on Nueva Umbria Spit (Lepe, Huelva). *Ayuntamiento de Lepe, Huelva*, 134 pp.

García-Mora MR, Gallego-Fernández JB, García-Novo F. 1999. Plant functional types in coastal foredunes in relation to environmental stress and disturbance. *Journal of Vegetation Science* 10: 27-34.

García-de-Lomas J, Dana ED, García-Ocaña DM, Gámez V, Romero A, García-Morilla J, Gimeno D, Caparrós JL, Ceballos G. 2014. Control de flora invasora en el litoral: evaluación de la eficacia mediante pruebas piloto. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. 97 pp.

Genovesi P, Shine C. 2004. European strategy on invasive alien species Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention) Nature and environment, No. 137.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological

statistics software package for education and data analysis. *Pa-laentol Electron* 4(1): 9pp.

Heyligers PC. 2008. Flora of the Stockton and Port Hunter sandy foreshores with comments on fifteen notable introduced species. *Cunninghamia* 10: 493-511.

IUCN. 2001. IUCN red list categories and criteria, version 3.1. IUCN Species Survival Commission, gland, Switzerland.

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

Kim D, Yu KB. 2009. A conceptual model of coastal dune ecology synthesizing spatial gradients of vegetation, soil, and geomorphology. *Plant Ecology* 202: 135-148.

Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.* 15: 259-263. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130.

Lonnard RI, Judd FW. 1989. Phenology of native angiosperms of South Padre Island, Texas. *Proceedings of the Eleventh North American Prairie Conference*, pp. 217-222.

Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing Company, Victoria, Australia, 215 pp.

Marshall G. 1987. A review of the biology and control of selected weed species in the genus *Oxalis*: *O. stricta* L., *O. latifolia* H.B.K. and *O. pes-caprae* L. *Crop Protection* 6: 355-364.

Moragues E, Traveset A. 2005. Effect of *Carpobrotus* spp., on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. *Biological Conservation* 122: 611-619.

Morales JA, Borrego J, Ballesta M. 2004. Influence of harbour constructions on morphosedimentary changes in the Tinto-Odiel estuary mouth (South-West Spain). *Environmental Geology* 46: 151-164.

Muñoz-Reinoso JC, Saavedra C, Redondo I. 2013. Restoration of Andalusian coastal Juniper woodlands. En: Martínez ML, Gallego-Fernández JB, Hesp PA (eds.), *Restoration of Coastal Dunes*, Springer Series on Environmental Management, Springer-Verlag Berlin, pp. 145-158.

Nieva FJJ, Díaz-Espejo A, Castellanos EM, Figueroa ME. 2001. Field variability of invading populations of *Spartina densiflora* Brong. in different habitats of the Odiel marshes (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 515-527.

Richardson DM, Pysek P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409-431.

Rodríguez-Moreno MV. 2012. Viabilidad de gestión de especies vegetales exóticas en ecosistemas terrestres de Doñana. Proyecto Fin de Carrera. Licenciatura de Ciencias Ambientales. Universidad Pablo de Olavide, EBD-CSIC. 38 pp.

Rundel PW, Montenegro G, Jaksic FM. 1998. Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems.

Ecological Studies, vol. 136. Springer Verlag, Berlin.

Sala OE, Chapin FSI, Arnesto JJ, et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.

Sánchez Gullón E, Macías FJ, Weickert PW. 2006. Algunas especies adventicias o naturalizadas en la provincia de Huelva (SO de España). *Lagascalia* 26: 180-187.

Sandercock R, P Schmucker. 2006. *Environmental Weeds of Concern in the Northern and Yorke Natural Resource Management Coastal Region*. Coastal Protection Branch and the Environment Information Analysis Branch Department for Environment and Heritage SA. Northern and Yorke Natural Resource Management Board, p. 55.

Sanz-Elorza M, Dana ED, Sobrino E. 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Ministerio de Medio Ambiente. 378 pp.

Silvestre S. 1980. Notas breves. 15. *Oenothera drummondii*. *Lagascalia* 9: 244-245.

Valdés B, Melero D, Girón V. Plantas americanas naturalizadas en el territorio de Doñana (SO de la Península Ibérica). *Lagascalia* 31: 7-20.

Valdés B, Talavera S, Galiano EF. 1987. Flora vascular de Andalucía Occidental, vol. II. Ketres editora, S.A, Barcelona.

Verloove P, Sánchez-Gullón E. 2012. New records of interesting vascular plants (mainly xenophytes) in the Iberian Peninsula. II. *Fl. Medit.* 22: 2-54.

Vilà M, Tessier M, Suehs CM, Brundu G, Carta L, Galanidis A, Lambdon P, Manca M, Médail F, Moragues E, Traveset A, Troumbis AY, Hulme PE. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography* 33: 853-861.

Warwick RM. 1988. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series* 46: 167-170.

Wearne LJ, Morgan JW. 2004. Community-level changes in Australian subalpine vegetation following invasion by the non-native shrub *Cytisus scoparius*. *Journal of Vegetation Sciences* 15: 595-604.

www.eriphia.org. Acceso el 20 de julio de 2015.

Xu H, Qiang S, Genovesi P, Ding H, Wu J, Meng L, Han Z, Miao J, Hu B, Guo J, Sun H, Huang C, Lei J, Le Z, Zhang X, He S, Wu Y, Zheng Z, Chen L, Jarošík V, Pyšek P. 2012. An inventory of invasive alien species in China. *NeoBiota* 15: 1-26.

Zunzunegui M, Ruiz E, Sert M, Díaz-Barradas MC, Gallego-Fernández JB. 2014. The invasion of *Oenothera drummondii* on Huelva coastal dunes, previsions of short-time success. *Proceedings of XII Portuguese-Spanish Symposium on Plant Water Relations*. Pp. 41-47.