

Universidad de Huelva

Departamento de Física Aplicada



Impacto ecológico y aprovechamiento integral de las especies invasoras en el cinturón costero de la provincia de Huelva

**Memoria para optar al grado de doctor
presentada por:**

Manuel Jesús Angulo Delgado

Fecha de lectura: 14 de septiembre de 2017

Bajo la dirección de los doctores

Manuel Blasco Ruiz

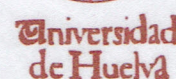
Eduardo Moreno Cuesta

Huelva, 2017



CINTURÓN COSTERO DE LA PROVINCIA DE HUELVA.

Manuel Jesús Angulo Delgado



HUELVA 2017

Universidad de Huelva

Facultad de Ciencias Experimentales

Departamento de Física Aplicada



**Universidad
de Huelva**

**Impacto ecológico y aprovechamiento integral de
las especies invasoras en el cinturón costero de la
provincia de Huelva**

Programa de Doctorado:

Tecnología Ambiental

Memoria para optar al grado de Doctor presentada por:

Manuel Jesús Angulo Delgado

Vº Bº Directores

Manuel Blasco Ruiz

Eduardo Moreno Cuesta

Huelva, abril de 2017

AGRADECIMIENTOS

He tenido la gran suerte de conocer a muchas personas, las cuales, me han ayudado y apoyado en este estudio, tan desinteresada como necesariamente. En primer lugar, mi más profundo reconocimiento a mis directores por aceptarme como alumno de doctorado. Muy especialmente a los doctores D. Manuel Blasco Ruiz, Catedrático de Zoología de la Universidad de Extremadura y al Dr. D. Eduardo Moreno Cuesta, Titular de Escuela Universitaria de la Universidad de Huelva. No puedo olvidar en este momento a Luisa Palomino Palma, finada esposa del Dr. Blasco, fallecida durante la realización de este trabajo y que tanto entusiasmo expresó en el transcurso de la investigación. Mis más sinceras gracias, al director de mi proyecto de fin de carrera de Ingeniería Técnica Forestal y compañero entrañable en la licenciatura de Ciencias Ambientales, Dr. D. José Antonio González Duque, del Departamento de Ciencias Agroforestales de la Universidad de Huelva. Sus consejos y sugerencias hicieron más agradables los trabajos de campo. El Dr. D. Luis Clemente Salas del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología del CSIC y D. José Ángel Redondo Noval, técnico de equilibrio biológico de Huelva, adscrito a la Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Junta de Andalucía, colaboraron muy eficientemente en las observaciones de campo. Por ello, amigos, muchas gracias. Gracias también a D^a. Ana Warleta González, jefa del servicio de gestión del medio natural de la delegación territorial de Huelva por la información facilitada. Igualmente mi reconocimiento a D. Enrique Sánchez Gullón, botánico, y D. José Manuel Sayago Robles, ornitólogo de la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía (Huelva), así como a mi amigo Leonelo Rodríguez Martín, farmacéutico, por su ayuda en observaciones de campo sobre todo en los campos de golf; también a mi amigo Juan Mirabent Serrano, capitán de pesca, por la ayuda recibida en la recolección de especies. No puedo dejar de olvidar a mis compañeros del Ilmo. Ayuntamiento de Isla Cristina por tantas horas como los he entretenido y ocupado en sus horas libres en aras a mejorar la forma y el fondo del estudio, sobre todo a mi amigo Estanis Zabala, informático. Mi especial gratitud a la Ilma. Sra. Alcaldesa de Isla Cristina por el entusiasmo que siempre demostró para que este trabajo se hiciera realidad. Resaltar el gran interés que desde el principio hasta el final, me manifestaron la Dra. D^a. Rosario Samper Rodríguez, Catedrática de Escuela Universitaria de la Universidad de Sevilla y su marido, D. Juan Manuel Martín Rivero, casi toda su vida dedicada al mundo de la enseñanza. Queridos Suegros, nunca podré agradecer tanta ayuda recibida por vosotros. No puedo terminar esta corta pero sentida lista de mi gratitud sin recordar que en lo más profundo de mi corazón estáis vosotros, Papá y Mamá, que desde el Cielo, celebráis con un poquito más de felicidad, la culminación de este trabajo. Si siempre os recuerdo, ahora mucho más.

Y finalmente, pero en primer lugar, querida Belén, qué te puedo decir por todos estos años que tanto te has sacrificado no sólo por este trabajo, sino por toda una vida en la que has participado de mis estudios. Si no hubiera sido por ti, ni tan siquiera hubiera podido imaginar que este trabajo se terminaría. Amada esposa, sólo una palabra lo dice todo, gracias.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN.....	1.
I.1. Preámbulo. Objetivos.....	2.
I.2. Panorama histórico.....	4.
I.2.1. Huelva.....	10.
I.3. Situación actual del problema.....	14.
I. 3.1. Normativas y definiciones de las especies alóctonas como invasoras desde el punto de vista político-administrativo.....	14.
I.3.1.1. Organizaciones y Convenios Internacionales.....	14.
I.3.1.1.1. Convenio sobre Diversidad Biológica.....	15.
I.3.1.1.1.1. Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y su diversidad biológica (Specially Protected Areas and Biodiversity Protocol).....	15.
I.3.1.1.1.3. Convención relativa a la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres, (Convención de Bonn, 1979).....	16.
I.3.1.1.1.4. Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF). 	16.
I.3.1.1.1.5. Organización Marítima Internacional.....	16.
I.3.1.1.1.6. Convenio internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques, hecho en Londres el 13 de febrero de 2004.....	17.
I.3.1.1.1.7. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, (CITES), firmado en Washington el 3 de marzo de 1973 y enmendado en Bonn, el 22 de junio de 1979.....	17.
I.3.1.1.1.8. Acuerdo de la Organización Mundial del Comercio (OMC) sobre la aplicación sanitaria y fitosanitaria.....	18.
I.3.1.1.1.9. Resolución de la Organización Internacional de Aviación Civil de 1998.....	18.
I.3.1.1.1.10. Convención de los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como hábitat de aves acuática (Convención RAMSAR, Irán 1971).....	19.
I.3.1.1.1.11. Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA 2005).....	20.
I.3.1.1.1.12. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.....	20.

I.3.1.1.13. Programa Mundial sobre Especies Invasoras.....	20.
I.3.1.2. Organizaciones y Administraciones de la Unión Europea...	23.
I.3.1.2.1. Convenio de Berna (2003).....	23.
I.3.1.2.2. Convenio relativo a la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nororiental (Convenio OSPAR).....	23.
I.3.1.2.3. Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES).	24
I.3.1.2.4. Directiva 2009/147/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009.....	24.
I.3.1.3. La Administración del Estado Español con respecto a las normativas existentes sobre las especies invasoras.....	24.
I.3.1.4. Especies invasoras en la Administración Autonómica de Andalucía.....	27.
I.3.1.4.1. Estatuto de Autonomía para Andalucía, del 20 de diciembre de 2006.....	27.
I.3.1.4.2. Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres de Andalucía.....	27.
I.3.2. Las especies alóctonas como invasoras desde el punto de vista científico.....	28.
I.3.2.1. Las especies alóctonas como invasoras desde el punto de vista cualitativo.....	30.
I.3.2.2. Las especies invasoras desde el punto de vista semicuantitativo..	33.
I.3.2.3. Las especies invasoras desde el punto de vista cuantitativo.....	34.
I.3.3. Bases de datos del Estado Español sobre especies invasoras.....	37.
1.4. Justificación del estudio.....	38.
 II. MATERIALES Y MÉTODOS.....	 40.
II.1. Descripción del área de estudio.....	42.
II.2. Delimitación del estudio. Criterios.....	44.
II.3. Muestreo.....	47.
II.4. Tratamiento de datos. Elaboración de los resultados.....	48.
II.5. Materiales empleados.....	48.
 III. RESULTADOS.....	 50.
III.1. Especies exóticas invasoras del Catalogo Español del Real Decreto 630/2013.....	51.

Flora.....	53.
1. <i>Agave americana</i>	53.
2. <i>Ailanthus altissima</i>	58.
3. <i>Carpobrotus edulis</i>	63.
4. <i>Cortaderia selloana</i>	68.
5. <i>Nicotiana glauca</i>	72.
5. <i>Opuntia dillenii</i>	77.
7. <i>Opuntia maxima</i>	83.
8. <i>Opuntia imbricata</i>	93.
9. <i>Oxalis pes-caprae</i>	97.
10. <i>Spartina densiflora</i>	102.
Fauna.....	107.
11. <i>Ficopomatus enigmaticus</i>	107.
12. <i>Rynchophorus ferrugineus</i>	111.
13. <i>Fundulus heteroclitus</i>	115.
14. <i>Gambusia holbrooki</i>	119.
15. <i>Lepomis gibbosus</i>	123.
16. <i>Micropterus salmoides</i>	127.
17. <i>Trachemys scripta</i>	131.
18. <i>Amandava amandava</i>	135.
19. <i>Estrilda astrild</i>	139.

III.2. Especies que se han considerado exóticas invasoras en el Listado y Catalogo Español del R.D. 1628/2011

Flora.....	144.
1. <i>Acacia saligna</i>	144.
2. <i>Arctotheca calendula</i>	149.
3. <i>Arundo donax</i>	154.
4. <i>Cotula coronopifolia</i>	159.
5. <i>Crocosmia x crocosmiiflora</i>	163.
6. <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	167.
7. <i>Lantana camara</i>	175.

8. <i>Ricinus communis</i>	179.
Fauna.....	183.
9. <i>Haliphanella lineata</i>	183.
10. <i>Crassostrea gigas</i>	187.
11. <i>Venerupis philippinarum</i>	191.
12. <i>Artemia franciscana</i>	196.
13. <i>Lernaea cyprinacea</i>	200.

III.3.Especies consideradas exóticas invasoras en catálogos no oficiales y presente en litoral costero de Huelva

Flora.....	205.
1. <i>Xanthium strumarium</i>	205.
Fauna.....	209.
2. <i>Periplaneta americana</i>	209.
3. <i>Phoracantha semipunctata</i>	213.
4. <i>Penaeus japonicus</i>	217.
5. <i>Cyprinus carpio</i>	221.

III.4. Posibles especies exóticas invasoras del litoral de Huelva no citadas en catálogos y citadas en el presente estudio

Flora.....	226.
1. <i>Solanum linnaeanum</i>	226.
2. <i>Yucca gloriosa</i>	230.
Fauna.....	235.
3. <i>Glycaspis brimblecombei</i>	235.
4. <i>Cyanopica cyanus</i>	239.
5. <i>Streptopelia decaocto</i>	243.

IV. DISCUSIÓN..... 247.

IV.1. Introducción.....	248.

IV.2. Especies Exóticas Invasoras según el Catálogo Español (R.D. 630/2013).....	253.
IV.2.1. Pita (<i>Agave americana</i> L. 1758).....	253.
IV.2.2. Ailanto (<i>Ailanthus altissima</i> Mill. Swingle, 1788).....	254.
IV.2.3. Diente de León (<i>Carpobrotus edulis</i> L., 1753).....	255.
IV.2.4. Plumero (<i>Cortaderia selloana</i> Schult. & Schult., 1900).....	256.
IV.2.5. Tabaco moruno (<i>Nicotiana glauca</i> , Graham, 1828).....	256.
IV.2.6. Chumbera brava (<i>Opuntia dillenii</i> , Ker. Gawl. - Haw, 1819).....	257.
IV.2.7. Chumbera (<i>Opuntia ficus indica</i> L. Mill., 1768).....	258.
IV.2.8. Cardón (<i>Cylindropuntia imbricata</i> Haw.,1812).....	260.
IV.2.9. Vinagrillo (<i>Oxalis pes-caprae</i> L., 1753).....	260.
IV.2.10. Espartina (<i>Spartina densiflora</i> Brongn, 1829).....	261.
IV.2.11. Mercierella (<i>Ficopomatus enigmaticus</i> Fauvel, 1923).....	262.
IV.2.12. Picudo rojo (<i>Rynchophorus ferrugineus</i> Olivier, 1790).....	262.
IV.2.13. Fúndulo (<i>Fundulus heteroclitus</i> L., 1766).....	263.
IV.2.14. Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i> Agassiz, 1895).....	264.
IV.2.15. Pez sol (<i>Lepomis gibbosus</i> L., 1758).....	264.
IV.2.16. Perca americana (<i>Micropterus salmoides</i> Lacépède, 1802).....	265.
IV.2.17. Galápagos de Florida (<i>Trachemys scripta</i>).....	265.
IV.2.18. Bengali rojo (<i>Amandava amandava</i>)	266.
IV.2.19. Pico de coral común (<i>Estrilda astrild</i> L., 1758).....	266.
 IV.3. Especies Exóticas Invasoras según el Catálogo y el Listado Español (R.D. 1628/2011).....	267.
IV.3.1. Acacia de hoja azul (<i>Acacia saligna</i> Labill., 1820).....	267.
IV.3.2. Margarita africana (<i>Arctotheca calendula</i> L., 1753).....	268.
IV.3.3. Caña común (<i>Arundo donax</i> , L., 1753).....	269.
IV.3.4. Cotula (<i>Cotula coronopifolia</i> L., 1753).....	270.
IV.3.5. Crocosmia (<i>Crocosmia x crocosmiiflora</i> Lemoine, 1898).....	270.

IV.3.6. Eucalipto (<i>Eucalyptus</i> sp., L'Hér., 1789).....	271.
IV.3.7. Lantana (<i>Lantana camara</i> L., 1753).....	272.
IV.3.8. Ricino (<i>Ricinus communis</i> L., 1753).....	272.
IV.3.9. Anémona del Pacífico (<i>Haliplanella lineata</i> Hand, 1789).....	273.
IV.3.10. Ostra japonesa (<i>Crassostrea gigas</i> Thunberg, 1793).....	273.
IV.3.11. Almeja japonesa (<i>Venerupis philippinarum</i> Adams & Reeve, 1850).....	274.
IV.3.12. Artemia de cultivo (<i>Artemia franciscana</i> Kellog, 1906).....	274.
IV.3.13. Gusano ancla (<i>Lernaea cyprinacea</i> , L., 1758).....	275.
 IV.4. Especies consideradas Invasoras en Catálogos no Oficiales y presentes en el Litoral Costero de Huelva.....	275.
IV.4.1. Bardana (<i>Xanthium strumarium</i> L., 1753).....	275.
IV.4.2. Cucaracha americana (<i>Periplaneta americana</i> L., 1758).....	275.
IV.4.3. Foracanta (<i>Phoracantha semipunctata</i> Fabr., 1775).....	276.
IV.4.4. Langostino japonés (<i>Penaeus japonicus</i> Bate, 1888).....	276.
IV.4.5. Carpa común (<i>Cyprinus carpio</i> L., 1758).....	277.
 IV.5. Posibles Especies Invasoras del Litoral de Huelva no Citadas en Catálogos y Descritas en el Presente Estudio.....	278.
IV.5.1. Tomatillo del diablo (<i>Solanum linnaeanum</i> Heeper & Jaeger, 1986).....	279.
IV.5.2. Yuca (<i>Yucca gloriosa</i> L., 1753).....	279.
IV.5.3. Cochinilla del eucalipto (<i>Glycaspis brimblecombei</i> Moore, 1964)..	280.
IV.5.4. Rabilargo (<i>Cyanopica Cyanus</i> Pallas, 1776).....	281.
IV.5.5. Tórtola turca (<i>Streptopelia decaocto</i> Frivaldszky, 1838).....	282.
IV.6. Posible aprovechamiento de las especies invasoras.....	283.
IV.7. Reflexiones Finales.....	287.
 V. CONCLUSIONES.....	295.
 VI. REFERENCIAS.....	299.

I. INTRODUCCION

I.1. Preámbulo. Objetivos

El presente trabajo está dedicado a la descriptiva, estimación, valorización y posible erradicación de las especies invasoras que se desarrollan en el litoral costero de la provincia de Huelva.

Las invasiones ecosistemáticas por especies alóctonas son una de las grandes amenazas para la conservación de las especies nativas según la UICN, y la segunda amenaza de la biodiversidad mundial tras la destrucción de los hábitats, (Drake *et al.*, 1989; Gaston, 1994; Lonsdale, 1997; Devine, 1998; Mack *et al.*, 2000; UICN, 2000).

Afectan estas especies negativamente a actividades económicas como la agricultura, la pesca, la ganadería, la silvicultura o el turismo (Arévalo *et al.*, 2005). Las islas oceánicas son especialmente sensibles a las invasiones biológicas (Lonsdale, 1997), lo que hace necesario el análisis y la evaluación de la situación de los ecosistemas bajo amenaza.

La altitud condiciona la distribución de las especies introducidas, debido posiblemente al estrés hídrico y térmico experimentado respectivamente en el extremo inferior y superior del gradiente altitudinal, así como a la mayor perturbación de los ecosistemas costeros y de medianías (Arévalo *et al.*, 2005). La presión antrópica derivada de las urbanizaciones, explotaciones agropecuarias e infraestructuras viarias, se presenta igualmente como un rasgo importante para la determinación de la vulnerabilidad de los ecosistemas a las invasiones (Alston & Richardson, 2006).

Los ambientes costeros se caracterizan por unas condiciones ambientales restrictivas para la supervivencia de las especies, en los que se establece un tipo de

vegetación específica y adaptada a dichas condiciones (Ranwell, 1972; Carter, 1988; Brown & McLachlan, 1990). La flora de estos ambientes es valiosa por su singularidad, así como por su escasez, dada la limitada superficie de sus hábitats que van reduciéndose a nivel mundial (Chapman, 1977; Heslenfeld *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2004).

Este extremo ha sido puesto de manifiesto en áreas muy concretas. Tal es el caso de la zona costera de la provincia de Tarragona, donde se ha demostrado la correlación significativa que existe entre el número de especies alóctonas de un territorio y la presión humana que soporta (Sobrino *et al.*, 2002).

Los ecosistemas costeros en nuestras latitudes están situados principalmente en el piso termotemplado, cuyas características facilitan el establecimiento de especies de origen tropical y subtropical que poseen un elevado potencial invasor. Se trata de ecosistemas muy dinámicos, especialmente la playa alta y duna activa, con una amplia superficie carente de vegetación y sometidos a unas condiciones ambientales muy restrictivas.

Por ello, la introducción de estas especies invasoras, en estos ecosistemas, puede ocasionar graves perjuicios a la biomasa autóctona, la economía, (especialmente agrícola, ganadera, forestal y pesquera), así como a las vías de comunicaciones terrestres, los espacios urbanos y la salud humana.

Estos factores no necesariamente pueden predecirse por medio de afirmaciones generales, basadas tan sólo en la biología de los organismos. Aunque se disponga de amplia información sobre un organismo exótico, muchos investigadores y la realidad misma, consideran que las dinámicas ecológicas son tan turbulentas y caóticas que no es posible predecir con precisión los sucesos ecológicos futuros para los estudios de riesgo de las especies, como hemos visto en los debates llevados a cabo en la Comisión para la Cooperación Ambiental de Canadá (2009).

La Estrategia Europea de las Especies Exóticas Invasoras (Genovesi & Shine, 2004), tiene como objetivo mitigar los impactos sobre la diversidad biológica europea, la economía y el bienestar de los europeos mediante la prevención de nuevas invasiones, la rápida erradicación de las ya establecidas y la mitigación de los impactos causados por las especies que no se pueden ya, erradicar.

El Reglamento (UE) 1143/2014 de 24 de octubre de 2014, trata precisamente sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras y remarca la urgente necesidad de disponer de listas de especies alóctonas como herramientas para la prevención de las invasiones y su regulación legal y política.

De acuerdo con estas premisas, el principal objetivo del presente trabajo ha sido el estudio de las especies invasoras en el cinturón del litoral de Huelva, con el fin de catalogarlas, definir las, valorarlas y si ha lugar aprovecharlas.

Los objetivos concretos que se pretenden alcanzar son los siguientes:

1. Análisis cualitativo y cuantitativo de las especies invasoras del cinturón costero de Huelva.
2. Análisis cualitativo y cuantitativo de las especies potencialmente invasoras del cinturón costero de Huelva.

3. Análisis cualitativo y cuantitativo de las especies introducidas no invasoras del cinturón costero de Huelva.
4. Impacto ambiental de las invasiones biológicas del cinturón costero de Huelva.
5. Coste social de las invasiones en relación a la biodiversidad autóctona del cinturón costero de Huelva.
6. Posible aprovechamiento integral de las especies invasoras del cinturón costero de Huelva.

I.2. Panorama histórico

Las introducciones naturales y fortuitas de las especies no es un proceso nuevo y desde tiempo inmemorial se conoce este fenómeno.

La descripción y el análisis de la distribución natural de las especies en el planeta, tanto en los océanos como en tierra firme, constituyen una arraigada disciplina de la biología, la biogeografía. La comprensión de los procesos de poblamiento en los continentes y de su discurrir histórico, ilustra de manera a veces muy elocuente la gran capacidad de adaptación y evolución que tiene la vida. Cada región del mundo está habitada por un conjunto de especies que le son propias y características. A escala temporal de una o incluso varias generaciones, esas distribuciones parecen bastante estables.

Investigaciones científicas recientes indican que especies con un comportamiento oportunista, pionero desde el punto de vista sucesional y ruderal, que prosperaban hace 140 millones de años en ambientes inestables o perturbados, fueron precisamente las progenitoras de todas las plantas con flores que hoy pueblan la tierra (Balaguer, 2004).

Ya dentro de la historia, la navegación en la antigüedad clásica, permitió la colonización y el transporte de materiales en todo el mar Mediterráneo y los archipiélagos próximos. Otros archipiélagos fueron poblados en tiempos prehistóricos, incluso desde el paleolítico, como sería el caso de Australia hace unos 60.000 años (Hurles *et al.*, 2003) y las migraciones polinésicas ocurrieron hace unos 6000 y 8000 años, manteniéndose la comunicación entre varios archipiélagos (Matisoo-Smith, 2002; Hurles *et al.*, 2003; Matisoo-Smith & Robins, 2004).

Más recientemente las expediciones transoceánicas se iniciaron en el siglo XV, por las exploraciones europeas, y alcanzaron Madeira y las Azores durante la primera mitad del siglo. En 1488 Bartolomeu Dias doblaba el cabo de Buena Esperanza, en 1492, Colón llega a América y en 1498, Vasco de Gama abre la ruta marítima por la India a través del cabo de Buena Esperanza. Los primeros asentamientos alóctonos en América se produjeron poco después de la llegada de los europeos. En 1496, Colón establece el primer asentamiento permanente en Santo Domingo y en 1510, se asienta la primera colonia en Centroamérica. Sin embargo, en el contexto de Oceanía, las fechas se retrasan considerablemente. Pese a que la primera vuelta al mundo se completó entre 1519 y 1522. La avalancha de descubrimientos no se produjo hasta la segunda mitad del siglo XVI. Las islas Salomón y Marquesas fueron descubiertas por Álvaro de

Mendaña en 1567, Pedro Fernández de Quirós llegó a Nuevas Hébridas en 1605, Willem Jansz arribó a Australia en 1606, y Abel Tasman recorrió parte de Australia, Tasmania y Nueva Zelanda entre 1642 y 1644 (Martínez & Alfonso, 1999).

Los primeros asentamientos de europeos en Australia datan de 1788, y los primeros colonos llegaron a Nueva Zelanda en 1839. Sin embargo, cada vez aparecen más evidencias, tanto arqueológicas y antropológicas como genéticas, de movimientos transoceánicos precolombinos. Estos desplazamientos afectaron tanto al Atlántico como al Pacífico y habrían sido protagonizados por diversos pueblos (Guthrie, 2002; Jett, 2003).

Aunque podría objetarse que el hecho de que se produjeran contactos no implica, necesariamente, que hubiera intercambio de especies de flora y fauna, existen pruebas de introducción de fauna en islas que parecen revelar conexiones a larga distancia durante el neolítico, no sólo en el Mediterráneo sino también en el Atlántico. Entre los movimientos prehistóricos de fauna se incluyen la introducción de *Microtus arvalis* en las Orcadas (Orkney), desde el suroeste de Europa (Haynes *et al.*, 2003; 2004), o la de *Sorex minutus* en Irlanda (Mascheretti *et al.*, 2003).

El transporte intencionado de vertebrados por el Mediterráneo está muy documentado. Así, *Crocidura suaveolens* y *Suncus etruscus*, habrían sido introducidas en Córcega (Pascal & Vigne, 2003 a y b; Vigne *et al.*, 2003 a y b). El muflón de Córcega provendría de las ovejas transportadas intencionadamente por el hombre (Pascal *et al.*, 2003; Pascal & Vigne, 2003 a, b; Vigne *et al.*, 2003 a, b.). Varias poblaciones de cabras en islas del Mediterráneo proceden también de introducciones similares.

La colonización de la Polinesia fue acompañada del transporte de ratas, perros, gallinas y cerdos (Allen *et al.*, 2001; Hurles *et al.*, 2003; Matisoo-Smith & Robins, 2004). En islas remotas, como la de Pascua, tan sólo se mantenían como especies domésticas ratas y gallinas y en Nueva Zelanda, perros y ratas (Hurles *et al.*, 2003). Las ratas fueron introducidas intencionadamente en las islas polinesias y empleadas como alimento, en algunos casos, antes del asentamiento definitivo de poblaciones humanas (Matisoo & Smith, 2002). La expansión del hombre por Oceanía acompañado de sus animales y cultivos ocasionó una extinción masiva de aves (Steadman & Martín, 2003) con lo que, aproximadamente la mitad de ellas fueron exterminadas en cada archipiélago (Pimm *et al.*, 1994).

Por otra parte, existen varios indicios de la llegada de patógenos humanos procedentes de Asia o África a la América precolombina, como son los casos de la leucemia asiática (Li *et al.*, 1999) y de diversos parásitos (Carvalho *et al.*, 2003). Los primeros intercambios de plantas y animales domésticos entre Europa y América comienzan poco después del inicio de la conquista. Los pavos, sin embargo, se difundieron con mucha rapidez y en el siglo XVI ya eran corrientes (Crawford, 1992). Recíprocamente las especies cultivables y ganaderas europeas se introducen a partir del segundo viaje de Colón (1493) y así, las plantas americanas llegan como curiosidades o plantas ornamentales, aunque hasta el siglo XVIII no comienza a generalizarse el cultivo de especies americanas en Europa.

Las potencias europeas impulsaron enormemente sus viajes de exploración en el siglo XVIII. Paralelamente, la “aclimatación” de especies exóticas se convirtió en una línea prioritaria para naturalistas e investigadores. De hecho, a mediados del siglo

XVIII, Linné dedicó grandes esfuerzos tanto a estudiar expediciones y a adaptar diversas especies de interés económico, muchas de ellas tropicales, al clima escandinavo, con muy poco éxito (Koerner, 1999). Algunas expediciones tuvieron como objetivo la recolección de plantas para transplantarlas a otro lugar, pero se generalizó el uso de todos los recursos y medios para la recogida, transporte y aclimatación de plantas útiles. Así, las expediciones de William Bligh entre 1787-89 con la “Bounty” y en 1792 con la “Providence”, tenían como misión la importación del árbol del pan (*Artocarpus altilis*) a las islas del Caribe para alimentar a los esclavos que, por otra parte, nunca lo aceptaron como alimento (Alexander-Caroline, 2003). De aquellas fechas datan los primeros jardines botánicos en las colonias americanas, como el de México, que comenzó a funcionar en 1791 (Zamudio, 2002), y también en los territorios africanos, asiáticos y del Pacífico. Entre los objetivos de estos establecimientos destacaba la aclimatación de especies potencialmente interesantes en el plano económico (Koerner, 1999).

Progresivamente, algunas especies pasaron a ser universalmente consideradas “útiles”, un producto que convenía desarrollar siempre que las condiciones ambientales lo permitieran, mientras que otras recibían la etiqueta de “perjudiciales”, con independencia de su realidad biológica. Ello culminó en el siglo XIX con planteamientos, como por ejemplo, en Francia, el de Isidore Geoffroy Saint-Hilaire en 1849 con la noción de aclimatación. El fenómeno, desde luego, no es nuevo, pero fue en esa época cuando empezó realmente a plantearse a gran escala.

En este siglo, las mejoras tecnológicas en el transporte de plantas vivas se hicieron más rápidas, estableciéndose redes de jardines de aclimatación en territorios coloniales, dependientes de un jardín botánico en la metrópoli. Por ejemplo, el jardín botánico de Kew era el centro de una red de más de 80 jardines en las colonias británicas, y el Jardín des Plantes lo era de una treintena en territorios franceses. Estos jardines también proliferaron en España (Puerto, 2002).

Las introducciones se vieron favorecidas por las sociedades de aclimatación creadas en el siglo XIX, como la francesa (1854) o la de Victoria en Australia (1861). Estas sociedades fueron muy dinámicas en el mundo anglosajón, siendo paradójicamente, más activas e influyentes en Australia y Nueva Zelanda que en Norteamérica (Dunlap, 1997).

Durante el siglo XX se produce un notable cambio en cuanto a los mecanismos de introducción de especies exóticas. Por una parte, los medios de transporte aumentan considerablemente su eficiencia y la capacidad de acarrear organismos vivos. Así, se acorta la duración de los viajes, permitiendo la transferencia de una mayor cantidad de especies menos longevas o resistentes. Se generaliza el uso del agua de lastre como sistema de estabilización de los barcos de mercancías, lo que posibilita a muchas especies acuáticas a salvar barreras considerables. Además, el aumento de nivel de vida en los países ricos viene unido a varios fenómenos: el turismo a larga distancia se ha hecho más frecuente, la tenencia de mascotas exóticas es cada vez más habitual, los jardines privados cuentan con numerosas plantas alóctonas y los establecimientos como los zoológicos, parques temáticos o acuarios con fauna y flora exóticas se multiplican.

Por ello la cuestión de las invasiones biológicas empezó a trascender el ámbito de interés de los ecólogos desde mediados del siglo XX. La investigación sobre invasiones biológicas tiene como antecedentes el estudio de las malas hierbas y las plagas tanto nativas (muchas veces cosmopolitas), como exóticas. Uno de los primeros ecólogos en alertar sobre la magnitud de la introducción de especies exóticas fuera de

su área de distribución natural y posterior invasión en espacios naturales, fue Elton (1958), quien denunció los importantes impactos que causan las especies introducidas en la conservación de la biodiversidad. Desde entonces, la investigación se ha dirigido, básicamente a resolver las siguientes preguntas:

Qué características poseen las especies invasoras?; qué ecosistemas son más vulnerables a las invasiones?; y, qué impactos determinan?

Ello se intensificó en 1982 mediante un programa internacional dedicado a este tema titulado SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment), que iba a durar unos diez años. Este programa expuso que las especies exóticas afectan a las autóctonas y a los ecosistemas múltiples, con resultados casi siempre irreversibles; también con frecuencia la misma especie que amenaza un determinado ecosistema causa graves daños a industrias que viven de determinados recursos naturales (Meffe & Carroll, 1997).

A veces los impactos son masivos y a veces sutiles (Wittenberg & Cock, 2001). Las barreras naturales como los océanos, cordilleras, ríos, desiertos, etc., que favorecían la intrincada coevolución de las especies y el desarrollo de ecosistemas únicos han sido progresivamente anuladas en los últimos tiempos, y muy especialmente durante el siglo XX. Dentro del proceso general de las invasiones biológicas, son las grandes embarcaciones (cargueros, petroleros, etc.) el principal vector de transporte de vida marina (y en menor medida dulceacuícola y estuarina), alrededor del mundo. Una de estas embarcaciones puede ser considerada como una auténtica "isla biológica flotante", con cientos de especies sobre ella y en su interior (Carlton, 1985, 1993, 1996; Carlton & Geller, 1993; Carlton & Hodder, 1995; Wonham *et al.*, 2000; Kaiser, 1999; Ruiz *et al.*, 2000). Estos organismos, que se transportan y sueltan en el puerto de destino, pueden constituir una nueva población en la zona, a veces, alejada miles de kilómetros de su lugar de origen. El problema es tan serio que se afirma que los ecosistemas estuáricos, bahías y zonas interiores con puertos, constituyen los ecosistemas más amenazados del planeta (Carlton & Geller, 1993).

Sin embargo, las invasiones de especies o sus poblaciones pueden también ocurrir de manera natural, por ejemplo cuando por algún motivo se llegan a romper las barreras biogeográficas (Velde *et al.*, 2006).

La probabilidad de que una especie introducida se establezca en una nueva región y cree problemas, depende de una serie de factores fundamentalmente relacionados con las características biológicas y ecológicas de la especie invasora y las características ambientales de la zona receptora. Otros factores adicionales son el tamaño de la población fundadora, frecuencia de las introducciones, competidores nativos y disponibilidad alimentaria. Las especies más proclives a establecerse son aquellas cuyos requerimientos ecológicos son similares a los de su lugar de origen. Por consiguiente, si el origen y el destino son ecológicamente comparables, el riesgo de introducción de especies es elevado (Carlton, 1985; Carlton & Geller, 1993; Hedgpeth, 1993; Gollasch & Mecke, 1996; Gollasch, 1997).

A raíz de esos estudios se publicaron varias obras monográficas, siguiendo el marco teórico propuesto por Williamson & Fitter (1996), puntualizando que casi todas las invasiones biológicas guardan relación con importaciones mediadas por el hombre. Ciertos autores, por otra parte, asocian siempre el fenómeno a desplazamientos humanos (Moutou & Pastoret, 2010). En el medio acuático los mecanismos de transporte asociados con las actividades humanas incluyen el transporte de especies

dentro o sobre los barcos, la acuicultura, las introducciones intencionales y el comercio (mascotas y acuarismo, así como, organismos vivos para alimento (Pappal, 2010).

El incremento de los niveles de consumo y transporte de mercancías entre regiones muy distantes, hace prever que se mantenga el trasvase de especies (Vilà *et al.*, 2008). Es previsible que el cambio climático reduzca el grado de ajuste de las especies nativas al ambiente y genere oportunidades para aquellas especies exóticas adaptadas a temperaturas más altas y a una mayor inestabilidad climática (Vilà *et al.*, 2008), proporcionando la capacidad de invadir el ámbito natural (Martín-Esquivel *et al.*, 2012).

En el sector forestal es habitual el empleo de especies de árboles exóticos, particularmente porque suelen presentar crecimientos más rápidos y mejores rendimientos, poseyendo Europa el 19 % de su área ocupada por plantaciones de especies alóctonas, según la Base de Datos de Plantas Madereras Invasoras, definiendo 34 especies altamente invasivas (Richardson, 1998), a las que se debería prestar especial atención a la hora de minimizar los riesgos de una introducción.

Las plantaciones por razones estéticas (paisajismo), de especies exóticas en ciudades y playas han sido una constante en países tropicales con un sentido puramente ornamental, lo que ha llevado a la globalización de un modelo de paisaje tropical exótico que resulte familiar al viajero (Bonneuil, 2002), con frecuencia afectando gravemente a los bosques nativos (Spencer, 2004). Este proceso se realiza con gran frecuencia por particulares que introducen especies familiares o exóticas no sólo en jardines más o menos cerrados, sino también en la naturaleza. Probablemente muchas poblaciones de especies como *Lantana camara* fueron introducidas con fines ornamentales; *Carpobrotus edulis* se utilizó para fijación de terrenos agrícolas, recomendándose en 1996 su uso en declaraciones de impacto ambiental (DIA), por la Agencia de Medio Ambiente de Andalucía, así como para fijaciones de taludes y restauraciones de canteras, lo cual también se hizo con las chumberas (*Opuntia dillenii*, *Opuntia maxima* y *Opuntia imbricata*), que procedan de ejemplares plantados por particulares en el medio rural para delimitar propiedades. De la misma manera, numerosos árboles alóctonos se plantaron para evitar procesos erosivos, pero su capacidad de expansión les ha convertido en especies invasoras, siendo utilizadas para estabilización de dunas, como *Arundo donax*, *Carpobrotus edulis* y *Acacia saligna* (Sanz-Elorza *et al.*, 2004).



Figura 1: Mancha de *Carpobrotus edulis* en los arenales de Isla Cristina.

El aporte de hojarasca y, en el caso de algunas especies, la fijación de nitrógeno a través de bacterias simbióticas, ha sido aducido con frecuencia como justificación para la introducción de especies exóticas. Por ejemplo, se han utilizado especies del género *Acacia* en la rehabilitación de minas de bauxita en Australia, ya que contribuye al rápido desarrollo de una capa de hojarasca sobre el suelo (Gardner, 2001). En la rehabilitación de suelos agotados por actividades agrícolas y/o ganaderas intensivas se han utilizado especies fijadoras de nitrógeno tales como, *Casuarina spp* y *Acacia saligna* (Ferrari & Wall, 2004).

En procesos industriales para la extracción de la sal, las salinas son mejoradas gracias a la actividad de algunos invertebrados. Para ello, con frecuencia, se han usado especies alóctonas como *Artemia franciscana* (Sorgeloos *et al.*, 1986; Amat *et al.*, 2004).

Las introducciones de otros animales, se efectúan de modo similar. Especies de cabras, cerdos y conejos han sido liberadas en islas de todo el mundo, con frecuencia para proporcionar alimento a naufragos o a barcos haciendo escala. Estas introducciones con finalidad alimentaria han implicado a numerosas especies: ovejas (Amori & Lapini, 1997; Pascal *et al.*, 2003), cabras (Seguí & Payeras, 2002; Vigne *et al.*, 2003a), cerdos (Vigne *et al.*, 2003b), conejos (Flux & Fullagar, 1992) e incluso perros, zorros y gatos (Vigne, 2004). Entre las numerosas especies de peces introducidas en el medio natural para la producción de alimento, destaca la perca del Nilo (Goldschmidt *et al.*, 1993; Ogutu-Ohwayo, 1993, 2001).

La caza y la pesca recreativa han sido las vías por la que más vertebrados fueron introducidos en España y en el mundo, siendo una de las más universales, la del black bass (*Micropterus salmoides*), y otros peces establecidos en España (Elvira & Almodóvar, 2001), así como sus parásitos, como *Lernaea cyprinacea* (Blanc, 2001). La especie *Gambusia holbrooki*, fue introducida para el control biológico de los mosquitos, aunque se considera un depredador generalista y existen dudas sobre la eficacia de este control (Farley, 1980; Pyke, 2008).

También las introducciones de especies se producen de forma ajena a la voluntad del ser humano, pero siempre con su participación. Son destacables los transportes de mercancías, los movimientos de tierras en las obras públicas, los flujos de turistas o a través de otros organismos introducidos que actúan como vectores. Y también por las negligencias (escapes de granjas, liberación de animales de compañía, vertido de restos de jardinería en el medio natural, etc.). En los últimos años vienen proliferando acciones por parte de grupos integristas de la defensa animal en las que se produce la liberación masiva de miles de animales en cautividad. Las especies implicadas son, con frecuencia, animales de laboratorio, pero de modo más llamativo, animales criados en granjas peleteras, a partir de las cuales se produce escapes masivos (Bravo & Bueno, 1999).

Si bien normalmente no se pretende el establecimiento de poblaciones asilvestradas, el hecho de que la liberación sea deliberada hace que esta vía se considere como “intencional” y no como “negligente”. Muchos ejemplares de varias especies de peces (Elvira & Almodóvar, 2001), de reptiles (Pleguezuelos, 2002), de mamíferos y de aves (Muñoz, 2003), son liberados cuando dejan de ser agradables como mascotas o cuando su número o tamaño resulta excesivo.

La introducción del fúndulo (*Fundulus heteroclitus*), probablemente de forma accidental entre 1970 y 1973 en las marismas del Guadalquivir es un ejemplo muy

conspicuo (Bernardi *et al.*, 1995; Fernández-Pedrosa *et al.*, 1996). Otros autores, sin embargo, consideran que la introducción fue intencionada para combatir a los mosquitos mediante lucha ecológica en las marismas del Guadalquivir durante los años setenta, aunque contribuyeron también las liberaciones ilegales del sector acuariófilo.



Figura 2: Opuntias y eucaliptos en la ribera del mar, marisma de Isla Cristina.

Algunas especies de aves exóticas que han llegado a colonizar partes de Europa a través de sus fronteras, se han expandido a partir de otros países, no sólo limítrofes sino también más distantes. Por ejemplo, el pico de coral común (*Estrilda astrild*), proveniente de Portugal, el ibis sagrado (*Threskiornis aethiopicus*), proveniente de Francia o la malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*), proveniente de Gran Bretaña, son buenos ejemplos de introducción.

I.2.1. Huelva

En este apartado se describen algunos trabajos que versan sobre flora y fauna exóticas invasoras en el área de estudio.

Desde el terremoto de Lisboa de 1755, conocemos las enormes pérdidas económicas y humanas producidas en la costa atlántica portuguesa y española. Este terremoto parece que tuvo una magnitud (Mw) estimada de 8,5 y un maremoto asociado que invadió las costas atlánticas ibero-magrebíes con altura de olas entre 4 y 15 m. A partir del tsunami de 1755 podemos establecer el inicio de las invasiones en la costa de Huelva.

Los primeros datos de cultivo de eucaliptos en Huelva se debe a la presencia inglesa en la mina de Riotinto en 1878 (Sánchez Gullón *et al.*, 2009). La madera de estos árboles se utilizó para fabricar vigas y traviesas en la cuenca minera del Andévalo. A partir de este año existen referencias en los términos municipales de Huelva, Cartaya, Gibraleón, Valverde, La Palma, Escacena y Almonte. En 1905 se cita el cultivo de eucaliptos en los municipios de Hinojos y Almonte (De Castro, 1912). Y en 1907, se cultiva en las orillas del río Odiel y Cartaya (Pajarón, 1911).

Uno de los primeros tratados de fitosociología en el sur de la provincia de Huelva sobre las arenas aluviales y diluviales fue publicado por Burguers (1948), completado muy posteriormente con el análisis y catálogo de la flora vascular de los sistemas de dunas y marismas por Rivas-Martínez *et al* (1980).

El desarrollo y evolución natural de las marismas del Odiel fueron estudiadas por Rubio (1985) entre los años 1956 a 1977, fecha en la que se construye la carretera de las islas, limitándose a un discreto crecimiento del spit de Punta Umbría, aunque determinados bajos de su prolongación ya están emergidos, a la consolidación de un cuarto gancho arenoso en la isla Saltés y el desarrollo de un quinto, a partir del pequeño spit situado sobre los bajos del manto en 1956. Más tarde, desde 1981 a 1985, se observa un gran cambio en la geomorfología de la zona. La actuación humana, con la construcción del dique (actual dique Juan Carlos I), de contención de arenas de más de 14 Km de longitud, con el objeto de preservar la entrada del Puerto de Huelva de los aportes arenosos costeros, ha originado una gran aceleración de los procesos naturales del estuario, creando nuevas zonas emergidas, consiguiéndose un avance de Saltés en este período muy superior al de los últimos 30 años. Asimismo en los contactos del dique se ha formado una extensa playa arenosa, de unos 5 Km de longitud y hasta 200 m de anchura. Todo este conjunto de actuaciones humanas en la bocana del estuario han modificado sensiblemente los flujos sedimentarios costeros, originando en los últimos siete años, una gran aceleración de los procesos naturales de evolución y desarrollo de las marismas del Odiel, al mismo tiempo que han provocado cambios y alteraciones de éstas, lo cual ha sido aprovechado por numerosas especies invasoras.

La gambusia (*Gambusia affinis*), fue introducida en las zonas húmedas del litoral de Huelva con el objeto de intentar erradicar la malaria vectorizada por mosquitos del género *Anopheles*, endémico de la zona hasta los años cincuenta (Ojeda, 1987). Para el mismo cometido fue introducido el eucalipto, por el Patrimonio Forestal del Estado, utilizándose su madera como un subproducto. La reforestación con eucaliptos también se realiza en las zonas higrófilas dulceacuícolas como turberas, lagunas, marismas y arroyos en la costa de Huelva (López, 1989).

En este momento, deben destacarse los trabajos de paleobotánica, de los que cabe mencionar los de Stevenson (1984, 1985a y 1985b), y los realizados a partir de catas de suelo del Parque Nacional y del Asperillo, que ponen de manifiesto datos sobre la vegetación existente en el área de estudio hace miles de años también realizados por Stevenson & Moore (1988).

Por su parte, Bejarano (1994), estudiando los paisajes de la costa de Huelva y su significación destaca que es un territorio de gran singularidad, dada la diversidad de medios litorales presentes (marismas, dunas, arenales, playas, lagunas), destacando también que estos medios costeros se caracterizan por su gran fragilidad y por un acusado dinamismo. Ello contribuye a realzar el valor naturalístico y cultural de aquellas masas de vegetación natural, o incluso de vegetación "artificial" (repoblaciones), que han pervivido hasta la actualidad, y que en la costa onubense ocupan importantes superficies.

Los cambios históricos de vegetación en el Abalario fueron estudiados por García-Murillo & Sousa (1997), mientras que el paisaje vegetal de la zona oeste del Parque Natural de Doñana es estudiado por García-Murillo & Sousa (1999).

La ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico y en especial, la evaluación del impacto generado por especies

exóticas tales como el black bass y la perca sol, sobre la comunidad de peces nativos son estudiados por Blanco-Garrido (2006).

Se puede constatar la publicación de trabajos florísticos centrados en la provincia de Huelva en base a la revisión de material herborizado principalmente en el litoral onubense y en el Paraje Natural Marismas del Odiel, (Sánchez Gullón & Rubio García, 1999 y 2002; Valdés *et al.*, 2007 y 2008; Verloove & Sánchez Gullón, 2008). En estos trabajos se citan varias especies invasoras como *Cortaderia selloana* y *Lantana camara*, y principalmente *Spartina densiflora* (Dana & Sanz-Elorza, 2008).

Por su parte, Muñoz (2009) lleva a cabo el estudio florístico de la Flecha Litoral de El Rompido, entre Lepe y Cartaya, desde su arranque junto al asentamiento urbano de La Antilla hasta el extremo este de la formación, sin incluir la Marisma del Catalán. Inventaría un total de 19 especies alóctonas o exóticas (un 8,7% de la flora total catalogada), con orígenes principalmente en el continente americano y el sur de África. La gran mayoría de estas especies (83,3%, 15 taxones) se distribuyen por las dunas activas e interiores, mientras que el 16,7% (3 taxones), se establecen en los hábitats de marisma. Algunos de estos taxones deben su presencia en el área a la plantación directa por el hombre, distribuyéndose principalmente en las inmediaciones de las casas de la Almadraba, en uso durante la primera mitad del siglo XX (Ruiz-Acevedo & López-González, 2006), y la urbanización de la Antilla (Gallego-Fernández *et al.*, 2006).

Sin embargo, la entrada y establecimiento de la gran mayoría de alóctonas, en el caso de la Flecha del Rompido, ha sido en gran medida accidental, relacionándose con la alteración y degradación del hábitat (Dana *et al.*, 2005). La abundancia de las especies alóctonas en el área de estudio es en general baja y la mayoría de ellas se definen como muy raras o raras, por haberse detectado uno o muy pocos individuos aislados.

Debe destacarse el estudio que sobre la vegetación del manto eólico de Doñana, ha llevado a cabo López-Albacete (2009), incluyendo parte del Parque Nacional, el Parque Natural y el Monumento Natural del Médano del Asperillo, situados en la zona este del litoral onubense, uno de cuyos objetivos es la incidencia de las especies alóctonas. A partir del catálogo florístico se puede cuantificar las abundancias de especies introducidas en esta área, pudiendo además enumerarse los medios en los que habitan, y realizar hipótesis sobre las causas de su introducción y su capacidad para alterar los ecosistemas. En el estudio se registra un total de 60 especies alóctonas, con diferentes categorías, 24 están naturalizadas, 6 se han considerado invasoras en el área de estudio y el resto se han considerado efemerófitos o de carácter adventicio.

Según Soriguer *et al.* (2001), se insiste en que la eutrofización de los suelos producida por una excesiva carga ganadera, ha contribuido a la estabilización y expansión de muchas de estas especies nitrófilas. Estos efectos no están debidamente estudiados, y sería interesante evaluar su efecto a la hora de tomar medidas preventivas.

Otros trabajos como los realizados por García-Murillo *et al.* (2004) tratan la importancia de especies como *Adiantum capillus-veneris*, ligado normalmente a paredes rocosas rezumantes, las cuales deben considerarse de carácter adventicio o efemerófitos en la zona, ya que si finalizara la perturbación que ha permitido su entrada desaparecerían del territorio, al no presentar capacidad para colonizar las zonas no alteradas.

Otra vía de entrada de flora alóctona ha sido la cercanía del área de estudio a dos núcleos urbanos, donde la presencia de jardines y flora ornamental representa un foco

de entrada a los territorios protegidos cercanos como ya pusieron de manifiesto García-Murillo *et al.* (2004).

Debe destacarse también que el tránsito de personas y vehículos representa tanto una vía de entrada de nuevas especies, como un agente dispersor de algunas de las que se han introducido por otras causas. Este tránsito se intensifica especialmente durante la romería del Rocío afectando sobre todo a las zonas cercanas a la vía pecuaria que atraviesa todo el Parque Nacional y la Reserva Biológica, lo que pusieron de manifiesto Sánchez Gullón *et al.* (2010).

Finalmente, la Diputación Provincial de Huelva publicó en 2013, un protocolo de actuaciones recomendadas para el control y erradicación de la plaga de picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*). Debido a los estragos causados por este insecto, se están probando otras alternativas, todavía en proceso experimental (corrientes microondas, patógenos selectivos, etc.), por lo que las actuaciones de hoy en día pueden verse afectadas por cambios en la estrategia de lucha.



Figura 3: Introducción de varios pies de tabaco moruno. (*Nicotiana glauca*) sobre la parte superior del tronco de una palmera canaria (*Phoenix canariensis*), después de un ataque de picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*), Ayamonte.

I.3. Situación actual del problema

La problemática actual, se basa en la confusa terminología que se sigue para definir una especie alóctona como invasora. Por ejemplo, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), tiene en cuenta que las especies invasoras constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en el mundo, lo cual es relativo, ya que hasta el presente, las llamadas especies invasoras no han logrado eliminar ninguna especie autóctona, si bien, en algunos casos, las propias han podido disminuir su área de distribución, lo cual, también debe ser evaluado e interpretado.

Ya que ello es relativo, mucho más lo es la pérdida económica que se asevera producen tales invasiones. De ahí, que los listados de especies invasoras que se están

continuamente publicando, queden en evidencia cuando trabajos más profundos, ponen en su verdadero valor, el nivel de las introducciones.

Por ejemplo, la tortuga de Florida (*Trachemys scripta*), es considerada como un agente competitivo que desplaza al galápago europeo (*Emys orbicularis*), de su hábitat. Sin embargo, cuando se estudia el área de distribución del galápago europeo, en aquellos lugares, la posible existencia del alóctono nunca ha supuesto un peligro para la disminución poblacional del galápago europeo, por lo que el de Florida poco pudo influir en su supuesta desaparición (Blasco, 1999).

Actualmente existen varios criterios y procedimientos de inclusión o exclusión de las especies exóticas invasoras en el arco costero de Huelva, siendo reguladas en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto (vigente), que ha sustituido al Catálogo y Listado de Especies Exóticas Invasoras que fue aprobado por el Real Decreto 1628/2011, y actualmente derogado. También existen otros catálogos no oficiales de especies presuntamente invasoras en el litoral costero de Huelva y por último, hay que señalar algunas especies exóticas que no están descritas en ningún catálogo y que se comportan como invasoras, según los resultados del presente estudio.

Para analizar esta problemática hemos considerado oportuno exponer ahora algunas de las normativas aplicables tanto en el entorno internacional, como nacional y aún regional, que explica bien la cronología del tratamiento de las especies exóticas como invasoras.

I. 3.1. Normativas y definiciones de las especies alóctonas como invasoras desde el punto de vista político-administrativo

Aunque la problemática de las especies invasoras comenzó a tomarse en serio hace unos cincuenta años, sólo en el último decenio se ha reconocido que el fenómeno es de carácter internacional, necesitándose de normativas y regulaciones sobre el trasvase de especies desde sus áreas naturales de distribución hasta las de introducción, lo que también supone la necesidad de definir términos y expresiones que sean reconocidas y aceptadas por todos.

En relación con ello, ya existen numerosas políticas globales y regionales que están haciendo frente al problema de las especies exóticas invasoras. Pero la coordinación de la implementación de dichas políticas y la cooperación entre los responsables de estos instrumentos no son ni mucho menos, suficientes. Las medidas prácticas de prevención, erradicación y control tampoco son las adecuadas. Las organizaciones, convenios y administraciones tienen diferencias en función de sus objetivos e intereses, siendo así que para unos países, unas especies son claramente invasoras, para otros son potencialmente invasoras y finalmente para los últimos, ni tan siquiera las consideran un peligro para el futuro de sus propias especies.

I.3.1.1. Organizaciones y Convenios Internacionales

En las fuentes del derecho internacional del medio ambiente se observa en primer lugar, una multitud de tratados de ámbito universal, regional y local que regulan las muy diversas cuestiones que se suscitan en este campo. Así, los tratados existentes del derecho internacional convencional, presentan un carácter sectorial y la mayoría de las veces, un objetivo específico muy concreto, no existiendo ningún convenio

multilateral general que se ocupe de los diversos aspectos de la protección del medio ambiente en su conjunto.

El Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB) y la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF), han tomado la iniciativa, pero los sectores del comercio, el transporte, los viajes y otros sectores económicos deben colaborar estrechamente con ellos. Otras instituciones, como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), la Organización Mundial del Comercio (OMC), la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y la Organización Marítima Internacional (OMI), son componentes clave en el ámbito internacional. Estas instituciones cuentan con el apoyo de organizaciones internacionales no gubernamentales (ONGs), como la Unión Internacional para la Naturaleza (UICN), el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), Wetlands International, Conservación Internacional (CI) o The Nature Conservancy (TNC).

I.3.1.1.1. Convenio sobre Diversidad Biológica

Este es el más completo sobre diversidad biológica (CDB) desde 1993, según el cual, cada parte contratante (178 gobiernos desde el año 2000), “impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies” (artículo 8h).

Así, se entiende por especie exótica invasora, según se define en el Convenio sobre Diversidad Biológica, como **“aquella especie exótica (no nativa), cuya introducción y propagación amenaza a los ecosistemas, hábitats o especies oriundas, produciendo daños ambientales”**.

La VI Conferencia de las Partes, celebrada en el año 2002, aprobó la Decisión VI/23 en la que se definen los Principios Orientadores para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras.

I.3.1.1.2. Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y diversidad biológica (Specially Protected Areas and Biodiversity Protocol)

En Ginebra el 3 de abril de 1982 se adoptó este protocolo entrando en vigor el 23 de marzo de 1983 (España lo ratificó el 22 de diciembre de 1987).

Tiene por objeto la protección de aquellas áreas marinas de importancia para la salvaguardia de los recursos y los lugares naturales del mar, así como para la salvaguardia del patrimonio cultural de la región. Fue modificado en junio de 1995, ampliando su objeto de protección, sólo a las zonas de valor especial (Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo o ZEPIM), sino también las especies de flora y fauna amenazadas o en peligro de extinción, y para cooperar en la conservación y utilización sostenible de la diversidad biológica (España lo aceptó el 23 de diciembre de 1998). El nuevo texto entró en vigor el 12 de diciembre de 1999.

España es el país de los firmantes del Convenio que cuenta con más ZEPIM (un total de nueve de las veintiuna que existen hoy en el marco del Convenio).

I.3.1.1.3. Convención relativa a la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres, (Convención de Bonn, 1979)

Fue convocada en Bonn el 23 de junio de 1979 y ratificada por España (publicada en el BOE nº 117, 17.05.1995).

Posteriormente, se han publicado las Resoluciones de 23 de febrero de 2000 y de 8 de julio de 2003, respectivamente, de la Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente, relativa a los Apéndices I y II de dicha Convención en su forma enmendada por la Conferencia de las Partes en 1985, 1988, 1991, 1994, 1997 y 1999 y 2000 (BOE de 10.03.2000 y de 23.07.2003, respectivamente).

En el marco de esta Convención se han aprobado, además, diversos acuerdos internacionales:

- Acuerdo sobre la Conservación de las Aves Acuáticas Migratorias Afroeuroasiáticas (La Haya, 1996; entrada en vigor, el 1 de noviembre de 1999; Instrumento de Ratificación por España en BOE 11.12.2001; aprobado en nombre de la Comunidad Europea mediante Decisión 2006/871/CE del Consejo, de 18 de julio de 2005; DOUE L 345/24, de 08.12.2006).
- Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Contigua, ACCOBA MS (Mónaco, 1996; entrada en vigor, el 1 junio 2001; Instrumento de Ratificación BOE de 23.06.2001).

I.3.1.1.4. Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF)

La CIPF es un tratado multilateral en vigor desde 1952. Con 111 gobiernos como partes contratantes, el propósito de la convención es “garantizar una acción común y eficaz para prevenir la introducción y diseminación de plagas de plantas y productos vegetales y promover medidas apropiadas para combatirlas”. La convención define plaga como “cualquier especie, raza o biotipo vegetal o animal o agente patógeno dañino para las plantas o productos vegetales”, se aplica a la mayoría de los cultivos, pero también incluye la protección de la flora natural.

Por tanto, la CIPF cubre cualquier especie exótica invasora que sea considerada como plaga de planta. La Secretaría de esta organización, que está ubicada en las oficinas de la FAO en Roma, facilita el desarrollo de normas acordadas internacionalmente, para la aplicación de medidas fitosanitarias en el comercio internacional, con el fin de prevenir y controlar la propagación de plagas de plantas (muchas de las cuales son especies exóticas invasoras). Las normas desarrolladas según la CIPF han sido reconocidas por la Organización Mundial del Comercio, en el Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias (Acuerdo MSF).

I.3.1.1.5. Organización Marítima Internacional

La Organización Marítima Internacional (OMI), ha estado buscando formas de prevenir la propagación de organismos exóticos marinos en las aguas de lastre y en las descargas de sedimentos de las embarcaciones, desde mediados de la década de los 70 del siglo pasado.

En 1997, la Asamblea de la OMI adoptó las Directrices para el control y la gestión del agua de lastre de los buques a fin de reducir al mínimo la transferencia de organismos acuáticos perjudiciales y patógenos.

El objetivo de las directrices es “ayudar a los gobiernos, autoridades competentes, capitanes de buques, empresas navieras, propietarios de buques, autoridades portuarias y demás partes interesadas, para minimizar el riesgo de introducción de organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos presentes en el agua de lastre y en sus sedimentos, sin poner en peligro la seguridad del buque”. En las directrices se reconoce que varios estados han adoptado unilateralmente reglamentos vinculantes para reducir todo lo posible dichos riesgos cuando las embarcaciones entren en sus puertos, pero se solicita que este problema de magnitud mundial sea tratado aplicando medidas basadas en reglamentos internacionales, además de directrices u orientaciones para su implementación eficaz y su interpretación uniforme.

Por la presente, los miembros de la OMI solicitan a través de su Comité de Protección del Medio Ambiente Marino, que se encargue de completar las disposiciones jurídicas vinculantes sobre gestión del agua de lastre, ya sea como anexo al Convenio Internacional sobre la Prevención de la Contaminación por los Buques, o como instrumento completamente nuevo.

I.3.1.1.6. Convenio internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques, hecho en Londres el 13 de febrero de 2004

El convenio tiene por objeto prevenir, reducir al mínimo y en último término eliminar la transferencia de organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos mediante el control y la gestión de aguas de lastre y los sedimentos de los buques.

Ratificado por España (BOE de 25 de marzo de 2008). su finalidad es evitar las invasiones de especies alóctonas o exóticas en los ecosistemas marinos y costeros españoles.

En este sentido, las especies invasoras no sólo se introducen a través del agua de lastre y los sedimentos asociados, sino también como organismos adheridos al casco de las embarcaciones (Carlton, 1985; 1993; 1996; Carlton & Geller, 1993; Carlton & Hodder, 1995; Wonham *et al.*, 2000). Sin embargo, la eficacia creciente de las pinturas antiadherentes y biocidas está reduciendo considerablemente los riesgos de introducciones a través de esta segunda vía (Champ, 2000). Por consiguiente, el gran problema en la transmisión de organismos acuáticos perniciosos reside en la continua transferencia del agua de lastre de los barcos, especialmente los de mayores dimensiones (Carlton, 2001).

I.3.1.1.7. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, (CITES), firmado en Washington el 3 de marzo de 1973 y enmendado en Bonn, el 22 de junio de 1979

Permite en sus Anexos la inclusión de especies cuya introducción en el medio ambiente natural, constituye una amenaza ecológica para las especies silvestres autóctonas. La aplicación de lo anterior se regula mediante normativas, que se actualizan periódicamente, en los que se establece la suspensión de la introducción de especies, sobre todo en la Unión Europea.

Se han producido modificaciones sobre sus Apéndices I, II y III, aprobadas en la décima reunión de la Conferencia de las Partes, celebrada en Harare (Zimbabwe), en junio de 1997 (BOE 13.04.1998); a las aprobadas en la XI reunión, celebrada en la sede del PNUMA en Gigiri, Nairobi (Kenia), el 20 de abril de 2000 (BOE 27.07.2001); a las que afectan a los apéndices I y II, aprobadas en la XII reunión de la Conferencia de las Partes celebrada en Santiago de Chile, el 15 de noviembre de 2002 (BOE 09.05.2003); y la XIII reunión, celebrada en Bangkok (Tailandia), el 14 de octubre de 2004, introdujo nuevas modificaciones de los Apéndices I y II (BOE nº 45, 21.02.2007).

I.3.1.1.8. Acuerdo de la Organización Mundial del Comercio (OMC) sobre la aplicación sanitaria y fitosanitaria

Esta organización tiene como finalidad principal asegurar que las restricciones a las importaciones no se apliquen de manera que constituyan una forma encubierta de proteccionismo comercial.

Pero las restricciones a las importaciones deben estar basadas en pruebas científicas y aplicarse sólo en tanto en cuanto sea necesario para proteger la salud y la vida de las personas, los animales o las plantas. El país receptor es el responsable de presentar dichas pruebas.

El Acuerdo tiene la finalidad de proteger a los países de una serie de plagas, al mismo tiempo que promueve principios de comercio libre, justo y seguro, fomentando o exigiendo:

- Normas internacionales sobre las que se basen las medidas sanitarias y fitosanitarias.
- Evaluaciones de riesgos basadas en principios científicos y en pruebas.
- Coherencia en la aplicación de niveles apropiados de protección.
- Alternativas que no entrañen un grado de restricción del comercio mayor del requerido.
- Aceptación de medidas equivalentes.
- Transparencia mediante la notificación de las medidas comerciales adoptadas.

I.3.1.1.9. Resolución de la Organización Internacional de Aviación Civil de 1998

Esta resolución, tiene como objetivo prevenir la introducción de especies alóctonas invasoras, e insta a los Estados Miembros a apoyarse mutuamente en los esfuerzos para reducir los riesgos de introducción, a través del transporte aéreo de especies alóctonas potencialmente invasoras, hacia áreas fuera de su rango de distribución natural.

I.3.1.1.10. Convención de los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas (Convención RAMSAR, Irán 1971)

La Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional (llamada Convención de Ramsar), es un tratado intergubernamental que sirve de marco para la acción nacional y la cooperación internacional, en pro de la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos.

En los años 1960, se llevó a cabo la negociación por los países y organizaciones no gubernamentales que se preocupaban por la creciente pérdida y degradación de los hábitats de humedales para las aves acuáticas migratorias; el tratado se adoptó en la ciudad iraní de Ramsar, en 1971 y entró en vigor en 1975. Es el único tratado global relativo al medio ambiente que se ocupa de un tipo de ecosistema en particular, y los países miembros de la Convención abarcan todas las regiones geográficas del planeta.

La misión de la Convención es “la conservación y el uso racional de los humedales mediante acciones locales y nacionales, gracias a la cooperación internacional, como contribución al logro de un desarrollo sostenible en todo el mundo”

La Convención emplea una definición amplia de los tipos de humedales abarcados por esta misión, incluidos pantanos y marismas, lagos y ríos, pastizales húmedos y turberas, oasis, estuarios, deltas y bajos de marea, zonas marinas próximas a las costas, manglares y arrecifes de coral, así como zonas artificiales (estanques piscícolas, arrozales, embalses y salinas).

La filosofía de Ramsar gira en torno al concepto de “uso racional”. El uso racional de los humedales se define como “el mantenimiento de sus características ecológicas, logrado mediante la implementación de enfoques por ecosistemas, dentro del contexto de desarrollo sostenible”. Por consiguiente, la conservación de los humedales, así como su uso sostenible y el de sus recursos, se hallan en el centro del “uso racional” en beneficio de la humanidad

Dentro del Plan existen varias estrategias y concretamente la estrategia 1.9 está relacionada con especies invasoras exóticas. Destinadas a las Partes Contratantes (PC) para que elaboren un inventario nacional sobre especies invasoras exóticas, que afectan o podrían afectar a las características ecológicas de los humedales, en particular las zonas Ramsar; a velar por la complementariedad entre el inventario nacional y el Registro Mundial sobre Especies Invasoras (GRIS) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN); elaborar orientaciones y promover la adopción de protocolos y medidas para evitar, controlar o erradicar las especies invasoras exóticas de los sistemas de humedales. Existe el comité permanente de la convención (CP), un grupo científico y técnico, su red de coordinadores nacionales (GECT), y las organizaciones internacionales asociadas (OIA). Y así, para el año 2015, todas las Partes debían tener elaborado un inventario nacional de especies invasoras exóticas que afectan o “*podrían afectar*” a las características ecológicas de los humedales, en particular las zonas Ramsar. Para ello, se aplicarían políticas o lineamientos nacionales de lucha contra las especies invasoras o manejo de ellas en todos los humedales.

Para conseguir la meta 9 del Plan Estratégico para 2020, se habrán identificado y priorizado las especies exóticas invasoras y vías de introducción, se habrán controlado o erradicado las especies prioritarias, y se habrán establecido medidas para gestionar las vías de introducción a fin de evitar su introducción y establecimiento.

Esta fue ratificada por España, en 1982 (BOE nº 199, 20.08.1982), conteniendo un protocolo de enmienda, en vigor para España desde 1987.

I.3.1.1.11. Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA 2005)

El análisis de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM), muestra cómo las tendencias en lo referente a especies invasoras tendrán un incremento rápido en islas y ecosistemas costeros, acuáticos continentales y bosques tropicales.

Estas consideraciones están basadas en la opinión de expertos sobre los motores de pérdida de biodiversidad, y la evaluación de condiciones y tendencias globales.

I.3.1.1.12. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación

El Departamento Forestal de la FAO está abordando el problema mundial urgente de las especies invasoras realizando una continua revisión de estas, tanto en bosques de regeneración natural como en los bosques plantados, lo que se llevó a cabo en 25 países que representan a África, Asia, Pacífico, Europa, América Latina, el Caribe y el Cercano Oriente. Los perfiles fueron preparados en un número de especies de plagas importantes que afectan a los bosques y al sector forestal de todo el mundo. Así, se crea una publicación sobre la salud mundial de los bosques, incluyendo las plagas de insectos, enfermedades y especies invasoras, titulado “Examen Global de las Plagas y Enfermedades Forestales”. El Departamento Forestal de la FAO puso en marcha una serie de estudios de investigación para evaluar el alcance y la intensidad de la invasión de árboles forestales. De esta manera, los datos recogidos en el informe mundial sobre la situación de la invasión de especies arbóreas forestales fuera de su hábitat natural se encuentran disponibles en la base de datos del formato.

En este sentido, también la FAO está documentando las ventajas e inconvenientes de especies prosopis que se han introducido en muchos países, especialmente en las zonas áridas y semiáridas, debido a su capacidad para sobrevivir en ambientes hostiles y su potencial en la restauración de las tierras degradadas. Ofrece asistencia a los países, no sólo en respuesta a los brotes de plagas y situaciones de emergencia, sino también en el establecimiento de estrategias de prevención y protección de los bosques a largo plazo. No obstante, FAO actúa como un foro neutral, unir a los países para discutir las cuestiones técnicas y las políticas relacionadas con las especies invasoras y el sector forestal. Asimismo, FAO ha ayudado a establecer redes regionales dedicadas al tema de las especies invasoras y el sector forestal, como la Red de Especies Forestales Invasivas para África y la Red de Especies Invasoras Asia-Pacific Forest.

I.3.1.1.13. Programa Mundial sobre Especies Invasoras

Este Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP por sus siglas en inglés), fue desarrollado inicialmente en enero de 1996 y quedó establecido en 1997. Su finalidad es hacer frente a las amenazas mundiales que representan las especies exóticas invasoras y apoyar la implementación del artículo 8(h) del Convenio sobre Diversidad Biológica.

El GISP es coordinado por un consorcio de organismos integrado por el Comité Científico sobre los Problemas del Medio Ambiente (SCOPE), Centro para la Agricultura y las Ciencias Biológicas Internacional (CABI) y la Unión Internacional

para la Conservación de la Naturaleza (UICN), en asociación con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). También forma parte de DIVERSITAS, un programa internacional sobre las ciencias de la biodiversidad.

El GISP procura mejorar la base científica sobre la que se toman decisiones relativas a las especies invasoras, desarrollar las capacidades para emplear sistemas de alerta temprana y sistemas de evaluación y respuestas rápidas, mejorar la habilidad para gestionar especies invasoras, reducir los impactos económicos de dichas especies y de los métodos que se emplean para controlarlas, desarrollar mejores métodos de evaluación de riesgos y reforzar los acuerdos internacionales. El programa mundial se esfuerza en informar al público sobre el problema de las especies invasoras, en mejorar los conocimientos disponibles sobre la ecología de dichas especies, en estudiar marcos jurídicos e institucionales con los que controlarlas, en desarrollar nuevos códigos de conducta en lo que se refiere al movimiento de especies y en diseñar nuevas herramientas para cuantificar su impacto. El GISP depende de las contribuciones voluntarias de un grupo numeroso de científicos, abogados y directores de programas o campañas ecológicas de todos los rincones del mundo.

El objetivo principal del programa es ayudar a los gobiernos y otras organizaciones a utilizar las mejores prácticas disponibles para controlar a las especies exóticas invasoras (EEI), y promover el desarrollo de herramientas y estrategias adicionales, necesarias para mejorar la gestión mundial de estas especies.

Este Programa Mundial sobre EEI ha contribuido enormemente a ampliar los conocimientos y la concienciación sobre las mismas; entre otras cosas, ha publicado una guía titulada Especies Exóticas Invasoras, sobre las mejores prácticas de prevención y gestión para hacer frente al problema. No obstante, muchos de los desafíos no han sido superados todavía, por lo que se ha recomendado que el programa continúe.

Tanto el personal que mantiene las especies en cuarentena, como las empresas exportadoras, los comerciantes y los granjeros, necesitan saber a qué atenerse respecto de las EEI. El uso coherente de términos también ayuda a mejorar la concienciación de todos sobre los problemas de las especies invasoras. Las definiciones, por tanto, son muy importantes desde el punto de vista jurídico. Un listado completo es el que se expone a continuación:

Bioseguridad: se relaciona con la gestión de los riesgos que los organismos representan para la economía, el medio ambiente y la salud de las personas mediante medidas de exclusión, mitigación, adaptación, control y erradicación.

Contención: se trata de mantener a las EEI dentro de límites regionales.

Erradicación: se define como la extirpación de toda la población de una especie exótica de un área gestionada, eliminando completamente a la EEI.

Especie exótica (sinónimos: no autóctona, no indígena, foránea, no nativa): es una especie, subespecie o taxón inferior extraído de su ámbito pasado o presente normal e introducido en otro ámbito; incluye cualquier parte, gametos, semillas, huevos o propágulos de dichas especies que puedan sobrevivir y posteriormente reproducirse.

Especie exótica casual: es especie exótica que puede prosperar e incluso reproducirse ocasionalmente en un área, pero que no llega a formar nuevas poblaciones que reemplacen a las precedentes, y que depende de nuevas introducciones para su supervivencia (Richardson *et al.*, 2000a).

Especie exótica invasora: es una especie exótica cuyo establecimiento y propagación amenaza a ecosistemas, hábitats u otras especies y tiene efectos económicos y medioambientales negativos (El artículo 8 (h) del CDB, y otros tratados y convenios hablan de estos organismos.).

Especie nativa (sinónimo: especie autóctona, especie indígena): es una especie, subespecie o taxón inferior que vive dentro de su ámbito natural (pasado o presente), incluida el área que puede alcanzar y ocupar utilizando sus propias extremidades, alas, el viento, el agua o cualquier otro sistema de dispersión, incluso si rara vez llega hasta allí.

Especie naturalizada: es aquella especie exótica que se reproduce constantemente (ver especie exótica casual) y mantiene poblaciones de más de un ciclo de vida sin la intervención directa del ser humano (o a pesar de la intervención del ser humano); suelen reproducirse libremente y no tienen por qué invadir ecosistemas naturales, seminaturales o creados por el ser humano.

Establecimiento: es el proceso por el que una especie empieza a reproducirse en un hábitat nuevo lo suficiente como para asegurar su supervivencia sin necesidad de un nuevo material genético procedente del exterior del sistema.

Introducción: es el movimiento, por parte del ser humano, de una especie, subespecie o taxón inferior (incluida cualquier parte, gametos, semillas, huevos o propágulo que pueda sobrevivir y posteriormente reproducirse) fuera de su ámbito natural (pasado o presente) (este movimiento puede ser dentro de un país o de un país a otro. UICN, 2000).

Introducción accidental: es la introducción involuntaria de una especie en un lugar fuera de su ámbito natural por parte del ser humano o de sistemas creados por el ser humano.

Introducción intencional: es el movimiento deliberado por parte de seres humanos de una especie para llevarla fuera del ámbito natural por el que es capaz de dispersarse por sí misma (estas introducciones pueden estar autorizadas o no.) (UICN, 2000) (ver introducción accidental).

Malezas (sinónimos: plagas de plantas, especies dañinas, plantas problemáticas): se incluyen las plantas (no necesariamente exóticas), que crecen en sitios donde no se desea que crezcan y que tienen efectos económicos y medioambientales negativos detestables; las malezas exóticas son especies exóticas invasoras.

Medidas sanitarias y fitosanitarias: cualquier medida aplicada: a) para proteger la vida o la salud del ser humano, los animales o las plantas (dentro del territorio de un país), frente a la entrada, el establecimiento o la propagación de plagas, enfermedades u organismos portadores de enfermedades; b) para impedir o limitar otros daños (dentro del territorio de un país), causados por la entrada, establecimiento o propagación de plagas.

OMG u OVM: es un organismo modificado genéticamente, u organismo viviente modificado, cuya composición genética ha sido alterada deliberadamente mediante la aplicación de tecnología desarrollada por el ser humano (El artículo 8 (h) del CDB habla de estos organismos).

Plaga: cualquier especie, variedad o biotipo de planta, animal o agente patógeno perjudicial para las plantas, los animales y sus productos (CIPF).

Supresión: reducción de la población de una EEI hasta un límite aceptable.

I.3.1.2. Organizaciones y Administraciones de la Unión Europea

A nivel exclusivamente europeo, el Consejo de Europa, en el marco del Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural de Europa (Convenio de Berna, 1979), elaboró en el año 2004 la Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras, que incluía recomendaciones de prevención, para la aplicación de medidas de control de las especies exóticas invasoras, y desde el año 2007 dispone de una lista de estas especies.

En el contexto de este convenio se elaboró la comunicación “Hacia una Estrategia de la Unión Europea sobre Especies Invasoras”, adoptada por la Comisión Europea en 2008, que recoge diversas recomendaciones de las instituciones europeas (Parlamento Europeo y Consejo Europeo). En este documento se indica la magnitud del problema para varios sectores económicos y que el problema aumentaría exponencialmente a menos que se tomaran urgentemente las medidas oportunas. Resaltaba además que era indispensable un enfoque coordinado a nivel europeo, dada la naturaleza transfronteriza de los impactos.

Por su parte, el Reglamento (UE) 1143/2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de las especies exóticas invasoras, afirma que unas 12.000 especies presentes en el medio ambiente de la Unión y de otros países europeos, son exóticas, de las que se calcula, aproximadamente entre el 10 y el 15 % son invasoras.

I.3.1.2.1. Convenio de Berna (2003)

Este documento emerge como base para que los países europeos elaboren y apliquen estrategias o planes de acción basados en ella.

El Convenio, relativo a la conservación de la vida silvestre y el medio natural en Europa, elaboró en el año 2004 la Estrategia Europea sobre especies exóticas invasoras.

La Estrategia utiliza las definiciones adoptadas por la Conferencia de las Partes del CDB (Decisión VI/23), y da las pautas para que los países miembros elaboren estrategias nacionales, cooperen entre ellos (a nivel regional y subregional) y se esfuercen en realizar labores de divulgación, intercambio de información, prevención, detección temprana y respuesta rápida, controlando estrictamente la introducción de especies alóctonas y mitigando los impactos derivados de la presencia de EEI, a la vez que deben restaurar la biodiversidad nativa.

I.3.1.2.2. Convenio relativo a la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nororiental (Convenio OSPAR)

Se suscribió este documento en París, el 22 de septiembre de 1992 y fue ratificado por España mediante instrumento de 25 de enero de 1994 (publicado en BOE nº 150, de 24.06.1998). El convenio ha refundido los anteriores de Oslo, para la prevención de la contaminación marina provocada por vertidos desde buques y aeronaves (firmado el 15.02.1972), y de París, para la prevención de la contaminación marina de origen terrestre (04.06.1974).

En la versión final del Quality Status Report 2010 (OSPAR, 2009), las especies invasoras son identificadas explícitamente como una presión antrópica relevante en el área marítima bajo supervisión.

El área marítima OSPAR, está formada por quince estados de la cuenca del atlántico nordeste: Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania, Islandia, Irlanda, Luxemburgo, Países Bajos, Noruega, Portugal, España, Suecia, Suiza, Reino Unido, y resto de la Comunidad Europea, además de la Implicación de ONGs y organizaciones intergubernamentales. En el informe sobre el estado del medio marino QSR 2010, sobre el estado de salud del mar, se incluyen otras observaciones como el análisis de la hidrodinámica, características químicas, hábitats y biota; el impacto de los humanos en el espacio y el tiempo en este marco de variabilidad natural; el impacto acumulado y relativo de todas las presiones humanas en el medio marino; evaluación de la efectividad de las medidas adoptadas; la identificación de prioridades para la acción, y la base para la aplicación del enfoque ecosistémico.

I.3.1.2.3. Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES)

Dentro del Consejo se ha creado un grupo de trabajo sobre introducciones y transferencias de organismos marinos (WGITMO), que elaboró precisamente un documento sobre la cuestión para contribuir al OSPAR, incluyendo información sobre 160 especies, el 20% de ellas de carácter invasor.

I.3.1.2.4. Directiva 2009/147/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009

Esta normativa se refiere a la conservación de las aves silvestres y establece en su artículo 11, que los Estados Miembros velarán por evitar que la eventual introducción de especies de aves, que no vivan normalmente en estado salvaje en el territorio europeo, perjudicando a la fauna y flora locales.

I.3.1.3. La Administración del Estado Español con respecto a las normativas existentes sobre las especies invasoras

El Estado Español desde el año 1989, ha estado ya sometido a autorización administrativa para la introducción de especies alóctonas por Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre; por el Real Decreto 1118/1989 de 15 de septiembre, por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables y se han dictado normas al respecto y desde 1995, se dictamina sobre la introducción o liberación no autorizada de especies alóctonas perjudiciales para el equilibrio biológico, figurando como delito contra el medio ambiente en la Ley orgánica 10/1995, de 23 de noviembre, del Código Penal.

La Ley 43/2002, de 20 de noviembre de Sanidad Vegetal contempla restricciones y prohibiciones a la introducción en nuestro país de vegetales alóctonos y organismos nocivos que puedan afectar negativamente a las actividades económicas relacionadas y el medio ambiente.

Por su parte, la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental ha identificado, a través del Real Decreto 2090 /2008, de 22 de diciembre, de desarrollo parcial de dicha Ley, como agente causante de daño biológico, entre otros, las especies exóticas invasoras. De esta manera, la prevención, evitación y reparación de los daños medioambientales que se pudieran generar, se realizarán conforme a lo dispuesto en la citada normativa.

El avance normativo más notable en la lucha contra las especies exóticas invasoras lo supuso la promulgación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, donde en su artículo 52.2, establece que las administraciones públicas competentes prohibirán la introducción de especies,

subespecies o razas geográficas alóctonas, cuando éstas sean susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos. Además el artículo 61.1 crea el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, en el que se han de incluir todas aquellas especies y subespecies exóticas invasoras que constituyan, de hecho, o puedan llegar a constituir una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agronomía, o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural.

Dicho Catálogo tendrá carácter administrativo y ámbito estatal, y será dependiente del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (en adelante MARM), quien especificará su estructura y funcionamiento, y se regulará reglamentariamente. Para complementar, el artículo 61.4, prescribe la necesidad de seguimiento de las especies exóticas con potencial invasor.

En este contexto, la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, desarrolla las disposiciones sobre especies exóticas, establece la estructura, el funcionamiento y el contenido del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, y especifica los procedimientos administrativos para la inclusión o exclusión de especies exóticas invasoras, los contenidos y procedimientos de elaboración y aprobación de las estrategias, así como aquellas medidas necesarias para prevenir la introducción y evitar la propagación de las mismas.

Como paso previo a la catalogación, se ha considerado conveniente establecer un listado de especies exóticas con potencial invasor, en el que podrán incluirse todas aquellas especies, que cumplan o puedan cumplir las condiciones establecidas en el artículo 61.4 de la citada Ley.

El Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, acuerda aprobar y aplicar el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Y el Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, regula el Listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Los términos expresados en estas leyes en relación con las especies invasoras se relacionan a continuación:

Especie autóctona: es una especie existente dentro de su área de distribución natural.

Especie autóctona extinguida: es aquella especie autóctona desaparecida en el pasado de su área de distribución natural.

Especie exótica invasora: es la 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.

Plantas alóctonas o exóticas: son aquellas plantas que se hallan fuera de su área natural de distribución y cuya presencia en un área determinada es debida a la introducción humana, bien de manera intencionada o accidental.

Análisis de riesgos: es el procedimiento por el cual se evalúan las consecuencias de la introducción y la probabilidad de establecimiento en el medio natural de una especie exótica.

Invasión: es la acción de una especie invasora debida al crecimiento de su población y a su expansión, que comienza a producir efectos negativos en los ecosistemas donde se ha introducido.

Control: es la acción de la autoridad competente o la autorizada o supervisada por ésta, destinada a reducir el área de distribución, limitar la abundancia y densidad o impedir la dispersión de una especie exótica invasora.

Especie nativa o autóctona: es la existente dentro de su área de distribución y de dispersión natural.

Especie exótica o alóctona: se refiere a especies, subespecies o taxones, incluyendo sus partes, gametos, semillas, huevos o propágulos que pudieran sobrevivir o reproducirse, introducidos fuera de su área de distribución natural y de su área potencial de dispersión, que no hubiera podido ocupar sin la introducción directa o indirecta, o sin el cuidado del hombre.

Especie exótica con potencial invasor: es aquella especie exótica que podría convertirse en invasora en España, y en especial aquella que ha demostrado ese carácter en otros países o regiones de condiciones ecológicas semejantes.

Erradicación: es el proceso tendente a la eliminación de toda la población de una especie.

Fomento: es el conjunto de medidas adoptadas en el medio natural con el fin de incrementar la distribución de una especie, y en el caso de islas, su población, y que van dirigidas al mantenimiento, conservación o recuperación o de sus poblaciones o hábitats, incluido los reforzamientos.

Híbrido: es el ejemplar procedente del cruce reproductivo de ejemplares de especies diferentes.

Introducción: es el desplazamiento o movimiento de una especie fuera de su área de distribución natural, generado por acción humana directa o indirecta.

Planta asilvestrada: aquel espécimen de vegetal que crece en estado silvestre pero procede de semilla u otro tipo de propágulo de planta cultivada de estirpe doméstica.

A los efectos de este real decreto la referencia a especie comprende cualquier especie, subespecie, variedad y raza geográfica.

Casi dos años después del anterior Real Decreto 1628/2011 se aprobó una nueva normativa, el R.D. 630/2013, de 2 de agosto, catalogo español de especies exóticas invasoras, que actualmente estar en vigor dejando fuera muchas especies, y creando excepciones para permitir el comercio de otras consideradas anteriormente como invasoras o potencialmente invasoras.

1.3.1.4. Especies invasoras en la Administración Autonómica de Andalucía

Para la protección y conservación de los recursos naturales de Andalucía y concretamente lo relacionado con los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres, existen normativas y planes que son de aplicación al área de ubicación del cinturón costero de Huelva, donde se ha realizado este estudio.

1.3.1.4.1. Estatuto de Autonomía para Andalucía, del 20 de diciembre de 2006

En el título VII, se relaciona con el medio ambiente en su artículo 195, sobre la conservación de la biodiversidad; artículo 196, del uso sostenible de los recursos naturales y artículo 197, de la producción y desarrollo sostenible.

Establecen también, que los poderes públicos orientarán sus políticas a la protección del medio ambiente, la conservación de la biodiversidad, protección del litoral y la red de espacios naturales protegidos, protegerán el ciclo integral del agua, y promoverán su uso sostenible, eficiente y responsable de acuerdo con el interés general.

1.3.1.4.2. Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres de Andalucía

En esta ley, la protección y conservación de los recursos naturales de Andalucía debe entenderse como un auténtico compromiso colectivo, capaz de movilizar, en un esfuerzo conjunto, a los sectores públicos y privados, así como a la sociedad andaluza en su conjunto. Para avanzar en el cumplimiento de ese objetivo, la Comunidad Autónoma de Andalucía ha asumido la tarea de diseñar, a través de un amplio proceso participativo, un marco legal que defina un conjunto de instrumentos jurídicos como medios de acción pública, capaces de fomentar una cultura de la conservación y el uso compatible de los recursos naturales.

De igual forma, se adapta el Decreto Nacional de 2011 a las características de Andalucía, reflejado en el Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats, dedicándole varios capítulos (51 a 54) a las especies exóticas e invasoras.

En lo que interesa al presente trabajo, debe citarse el Plan de Protección del Corredor Litoral de Andalucía (en adelante PPCLA), que es una figura de planificación de Ordenación del Territorio que se crea mediante el Decreto-ley 5/2012, de 27 de noviembre, de medidas urgentes en materia urbanística y para la protección del litoral andaluz. También aquí se citan a las especies invasoras, como un elemento de preocupación para la Administración de la Comunidad Autónoma. Con respecto a la provincia que interesa al presente estudio, se incluyen los términos municipales de: Almonte, Ayamonte, Cartaya, Huelva, Isla-Cristina, Lepe, Moguer, Palos de la Frontera y Punta Umbría. Y en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de Andalucía, identifica seis impulsores como los más relevantes en el litoral, entre los cuales está la introducción de especies exóticas invasoras.

El litoral andaluz se ha configurado desde hace unas décadas, como el espacio regional más importante de la Región, debido tanto a la concentración de la población, como al desarrollo de las actividades económicas más dinámicas de la economía regional. Así lo muestra el dato del tejido económico que se asienta en el litoral, que genera un valor añadido bruto de 51.000 millones de euros en el año 2008, el 37,6% del total andaluz, cifra que respecto a la superficie de este territorio supone en torno a 6,3 M€ / km², 5 veces superior al que se produce en el interior de la región.

En el año 1956 únicamente estaba artificializado el 5,2% de la franja de 500 metros del borde costero andaluz. En 1985 el porcentaje de ocupación había alcanzado 19,1%, en tanto que en 2009 ya se había situado en el 29,6% de la superficie costera, lo que supone que entre 1956 y 2009 la artificialización se ha multiplicado por 5,73.

Los cambios en los usos de suelo registrados en la franja costera de 5 km reflejan un extraordinario incremento de la superficie total sellada desde las 8.454 has de 1956 a las 77.514 has de 2007. En cincuenta años se ha pasado de un grado de ocupación del litoral de aproximadamente el 1,5%, al 15,5% actual. Por ello, se trata del espacio donde se están produciendo las transformaciones más rápidas e importantes, tanto en lo que se refiere al incremento demográfico (un 35,5% en el periodo 1991-2010), como en sus sistemas productivos tradicionales.

El desarrollo de los objetivos en la zona litoral, se lleva a cabo a través de tres líneas instrumentales:

Urbanística

- Evitar la consolidación de un continuo edificado que podría llegar a cubrir una parte sustancial de la línea de costa.
- Armonizar la regulación de suelo no urbanizable del litoral estableciendo criterios directrices para la consecución de los objetivos.

Patrimonial

- Preservar los espacios costeros por sus valores paisajísticos, naturales y culturales.

Ambiental

- Posibilitar la preservación del medio costero, particularmente frágil, y asegurar la continuidad entre los ecosistemas terrestres y marítimos.

I.3.2. Las especies alóctonas como invasoras desde el punto de vista científico

Las invasiones biológicas hacen referencia al proceso de introducción, establecimiento y expansión de especies exóticas procedentes de otras áreas geográficas. La mayoría de estas invasiones han sido ocasionadas por introducciones accidentales, pero en otros casos han sido intencionadas. Este trasvase de especies de unas regiones a otras se ha llevado a cabo desde tiempo inmemorial, pero sin duda alguna, los movimientos humanos, la intensificación del comercio, la alteración de los ecosistemas y el mayor desarrollo han acelerado el proceso. (Vilá, & Garcia-Bertho, 2008).

El interés por las especies exóticas invasoras ha experimentado un notable incremento en los últimos años, tanto a nivel internacional como nacional (Cursach, 2003; Pérez-Bedmar & Sanz, 2003). No obstante, existe una gran confusión en la terminología. Por ejemplo, la diferencia entre los términos **“naturalizado”** e **“invasor”**. En castellano, la literatura botánica ha usado normalmente el término **“naturalizado”** en la acepción que recoge Font Quer (1970): “Aplicase a la planta que no siendo oriunda de un país, medra en él y se propaga como si fuese autóctona”. También, refiriéndose a las plantas **“invasoras”**, (Richardson *et al.*, 2000a), las define como “plantas naturalizadas que se expanden en las zonas introducidas”. Consideran, además, como plantas naturalizadas no invasoras aquellas cuyas poblaciones perduran, pero sin que haya asociado un proceso de incremento del área ocupada.

Así pues y siguiendo a estos últimos autores, el término **“invasor”** debe restringirse a aquellos casos en los que la invasión supone una alteración del

ecosistema. Y es frecuente encontrar este significado en los escritos de otros autores (Castro-Díez *et al.*, 2004; Cursach, 2003; Ceballos, 2005). Tal uso parece derivar del sentido en que se ha utilizado en convenciones y organizaciones internacionales. Así, la definición de la UICN (2000) establece que: “Especies invasoras son aquellas exóticas que se establecen en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales, que son un agente de cambio y que amenazan la diversidad biológica nativa”. En este contexto, (Richardson *et al.*, 2000a), van más allá y reconocen la existencia de un subtipo dentro de las plantas invasoras, las “**transformadoras**”, que se corresponden con este significado.

Por ello, es difícil establecer las fronteras del significado de las especies propias de un país (autóctonas, nativas o indígenas), de aquellas que no son oriundas del mismo y que han sido introducidas por el hombre (alóctonas, exóticas o no nativas). Además, hay que incluir en este maremágnum de expresiones a las especies adventicias, es decir, aquellas exóticas que pueden florecer e incluso reproducirse ocasionalmente en un área, pero sin llegar a constituir poblaciones permanentes.

¿Pero cuáles son las características que hacen que una especie tenga carácter invasor?

La respuesta no es fácil y es posible que no exista una única razón que permita justificar el carácter invasor. No obstante, existe un patrón de atributos que suelen presentar las plantas invasoras, y que pueden explicar en cierta medida su carácter invasor (Gonzalez *et al.*, 2007). Estas características son:

- Altas tasas de crecimiento y reproducción, tanto sexual como vegetativa, lo que les permite llevar a cabo un aprovechamiento eficaz de los recursos y el desplazamiento a las especies autóctonas por exclusión competitiva.
- Elevada flexibilidad y plasticidad fenotípica, lo que posibilita que presenten una mayor adaptabilidad que las especies autóctonas frente a condiciones ambientales nuevas o cambiantes.
- Alta capacidad de hibridación que, además de incrementar la variabilidad genética, permite establecer poblaciones estables a partir de un número reducido de ejemplares naturalizados.
- Genoma pequeño, resultado de procesos de selección natural, que posibilita un periodo de generación corto y una elevada capacidad colonizadora de espacios vacíos.
- Mecanismos de dispersión efectivos.
- Producción de semillas con una considerable longevidad, lo que permite que se formen bancos de semillas en el suelo que poseen una elevada perdurabilidad.
- Escasez de enemigos naturales.
- Producción de sustancias alelopáticas que inhiben el crecimiento de otras especies.

Pero al mismo tiempo que existe toda una serie de atributos que parece determinar el carácter invasor de las especies, también existen características del medio receptor que favorecen la invasión o les hacen susceptibles de ser invadidos. Así, la existencia de unas condiciones climáticas benignas, favorece la naturalización y proliferación de plantas termófilas y de origen tropical. En este sentido, las áreas

costeras, debido al efecto atemperador del mar, resultan más propensas a las invasiones que las áreas continentales.

1.3.2.1. Las especies alóctonas como invasoras desde el punto de vista cualitativo

La investigación sobre invasiones biológicas tiene como antecedentes el estudio de las malas hierbas o plagas tanto nativas (muchas veces cosmopolitas) como exóticas. Elton (1958) fue uno de los primeros ecólogos en alertar sobre la magnitud de la introducción de especies exóticas fuera de su área de distribución natural y posterior invasión en espacios naturales causando impactos importantes en la conservación de la biodiversidad. Desde entonces, la investigación se ha encaminado básicamente a resolver, las características que poseen las especies invasoras, los ecosistemas que son más vulnerables a las invasiones y que determinan el tipo de impacto de una invasión.

Resolver esta cuestión en un ecosistema es complejo, puesto que depende tanto de la abundancia de esta especie como de su potencial invasor así como de las características de la comunidad receptora. Y de acuerdo con ello, las definiciones desde el punto de vista cualitativo, son difíciles de establecer. No obstante, para Europa se emplea la siguiente terminología en estudios fitogeográficos:

- Xenophyta: especies introducidas en general.
- Archaeophyta: especies introducidas antes del año 1500.
- Neophyta: especies introducidas después del año 1500.
- Ephemerophyta: especies que se dan espontáneamente, pero que no llegan a establecerse.

Entre los problemas que tiene este sistema cabe destacar, que la división entre arqueófitos y neófitos se estableció, aproximadamente, con el inicio de las grandes exploraciones que tuvieron como origen Europa y que se generalizaron durante los siglos siguientes. Sin embargo, esta fecha varía mucho según las regiones del mundo, en función de la llegada de los europeos, por lo que la diferenciación entre Archaeophyta y Neophyta tiende a realizarse según el contexto histórico del descubrimiento de cada territorio.

Holub & Jirásek (1967), proponen una nueva pormenorizada terminología. Además se puede encontrar, una variante de la anterior en la clasificación propuesta por Kornas (1990) y perfeccionada por Campos & Herrera (1997), observándose que salvo algunas coincidencias, existe todo un nuevo juego de términos.

Las plantas ligadas a la acción voluntaria o involuntaria del hombre que, generalmente modifica su distribución natural por extensión, a estas plantas se han denominado sinantropas (Quézel *et al.*, 1990).

Siguiendo estos análisis de carácter definitorio, Chapin *et al.* (1995), consideran que en la mayoría de los casos, las especies con mayor impacto son aquellas que más difieren de las especies nativas en la comunidad receptora, en lo que respecta a la capacidad de obtener los recursos. También, Baldacchino & Pizzuto (1996), creen que los sistemas sin una rica diversidad (por ejemplo, algunos ecosistemas áridos), son más susceptibles de ser invadidos, que sistemas en los que hay una gran abundancia de especies con interacciones arraigadas.

Por su parte, Kowarik (1999), observa que las áreas urbanas e industriales sufren perturbaciones periódicas. Los puertos, los lagos, los estuarios y los alrededores

de los recursos hídricos (donde los efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas suelen ir de la mano), también son especialmente vulnerables a las invasiones.

Lonsdale (1999), introduce el término de invasibilidad, es decir, la susceptibilidad de los ecosistemas a la invasión, independientemente de las tasas de introducción, determinando el grado en que una especie introducida es capaz de sobrevivir a las nuevas condiciones ambientales y bióticas de la región receptora.

No obstante, a escala regional, no podemos afirmar que ecosistemas con una mayor diversidad en especies, sean menos susceptibles a las invasiones, sino al revés, debido a los factores que determinan la diversidad de especies nativas (heterogeneidad ambiental, clima, régimen de perturbaciones, etc.), que también afectan a las especies exóticas. En contraposición, Levine & D'Antonio (1999), defienden que los sistemas con abundancia de especies, pueden ser vulnerables a una gama más amplia de invasores, ya que suelen incluir una mayor diversidad de hábitats.

Rejmánek *et al.* (2000), hacen una revisión exhaustiva de problema hasta el momento y creen que las invasiones dependen de los atributos de las especies invasoras y de la vulnerabilidad de los sistemas invadidos, lo que demuestra la gran complejidad de dichos sistemas.

Estas generalizaciones, algunas de las cuales son explicaciones más que predicciones, están basadas en el gran volumen de datos analizados y llegan a la conclusión de que los principales factores biológicos para predecir si una planta va a convertirse en invasora depende de lo siguiente (Rejmánek *et al.*, 2000a):

1. Dentro de un género de planta, un genoma pequeño equivale a capacidad invasora en entornos perturbados.
2. La capacidad invasora de los taxones leñosos en entornos perturbados está asociada a semillas de pequeño tamaño, a periodos juveniles cortos y a intervalos breves entre periodos de semillas grandes.
3. Las formas vegetativas de reproducción son un factor importante, y su importancia aumenta con la latitud.
4. Los taxones que pertenecen a géneros no representados en la flora nativa, tienen más probabilidades de convertirse en invasores que taxones exóticos con parientes cercanos en la flora nativa.
5. Las especies de plantas que dependen de polinizadores y dispersores de semillas generalistas en lugar de específicos, tienen más probabilidades de convertirse en invasoras.
6. Las especies que almacenan gran cantidad de semillas, relativamente pequeñas, en el suelo están preadaptadas para ser dispersadas por el ser humano, y por lo tanto, para ser invasoras.

Levine *et al.* (2003), hicieron comparaciones entre áreas invadidas y no invadidas, indicando que las especies que invaden espacios naturales tienen el potencial de alterar significativamente la dinámica de las poblaciones, la estructura de las comunidades y los procesos a nivel de ecosistema, pudiendo modificar el ciclo de los nutrientes, las tasas de erosión o cambiar el régimen hídrico local, lo cual no ha sido demostrado por otros autores.

Por su parte, Pino *et al.* (2004), creen, que el que un ecosistema sea más invadido que otro, no depende únicamente de la invasibilidad, sino también de la

presión de propágulos y de la historia de la invasión. Y Castro-Díez *et al.* (2004), consideran que son dos principalmente, las hipótesis que se manejan para explicar el patrón de susceptibilidad del medio frente a las invasiones. Por un lado la hipótesis del nicho vacío, la cual se basa en que algunos nichos en los ecosistemas pueden encontrarse vacíos debido a circunstancias biogeográficas o filogenéticas (Lloret *et al.*, 2005). Estos nichos podrían ser potencialmente ocupados por especies exóticas que cumplen unas funciones en la comunidad totalmente distintas a la de las especies nativas. De otro, la hipótesis de la ausencia de enemigos, la cual postula que el éxito invasor de algunas especies se basa en la ausencia de competidores, depredadores, parásitos y enfermedades que frenen la proliferación y expansión de las especies invasoras.

Probablemente ninguna de estas dos hipótesis se cumpla al cien por cien, y el fenómeno resultante sea más bien una combinación de éstas y algunas otras, lo que explique en la práctica la susceptibilidad del medio a ser invadido, entre la que se cuenta la alteración del medio ambiente por su exagerado uso, siendo ello propicio para la invasión (Castro-Díez *et al.*, 2004; Vilá *et al.*, 2001; Dana *et al.*, 2003).

De esta manera, se incluye ahora la importancia del estado del medio ambiente en el momento de la introducción o invasión. Y así, Scalera & Zaghi (2004), definen como organismo invasor a una especie, subespecie o población, que se extiende, con o sin ayuda del hombre en hábitats naturales o seminaturales, produciendo un cambio significativo en la composición, estructura, o procesos de los ecosistemas, causando pérdidas económicas en las actividades humanas. En este sentido, Copp *et al.* (2005), defienden la capacidad que tienen los organismos para cruzar barreras geográficas, ambientales o reproductivas ya sea por desaparición de las mismas o por la capacidad de cruzarlas con ayuda o no del hombre.

Por tanto, se puede definir cualitativamente un organismo exótico, como un alóctono o no nativo (especie, subespecie o población, incluyendo gametos, propágulos o parte de un organismo que puede sobrevivir y reproducirse), que no está presente en un área geográfica determinada por dispersión natural. Su presencia en el área es debida directa o indirectamente al hombre. Las definiciones relativas a las especies exóticas e invasoras pueden llegar a ser muy diferentes dependiendo del grupo taxonómico, pero también existen distintos criterios según los autores (Capdevila *et al.*, 2006).

Como se ve, la terminología relacionada con el fenómeno de las introducciones es compleja, en el sentido de la profusión de términos existentes que, en muchos casos, puede llegar a generar confusión, especialmente cuando se traduce términos del inglés, que no se corresponde en castellano. Por ejemplo, el termino translocación es frecuente en la literatura anglosajona, pero no tiene traducción en castellano, ya que es un término médico que nada tiene que ver con las especies exóticas. Igualmente ocurre con alien, muy frecuentemente utilizado en la literatura anglosajona y con un significado particular para los hispanoparlantes (Pérez-Bote *et al.*, 2010).

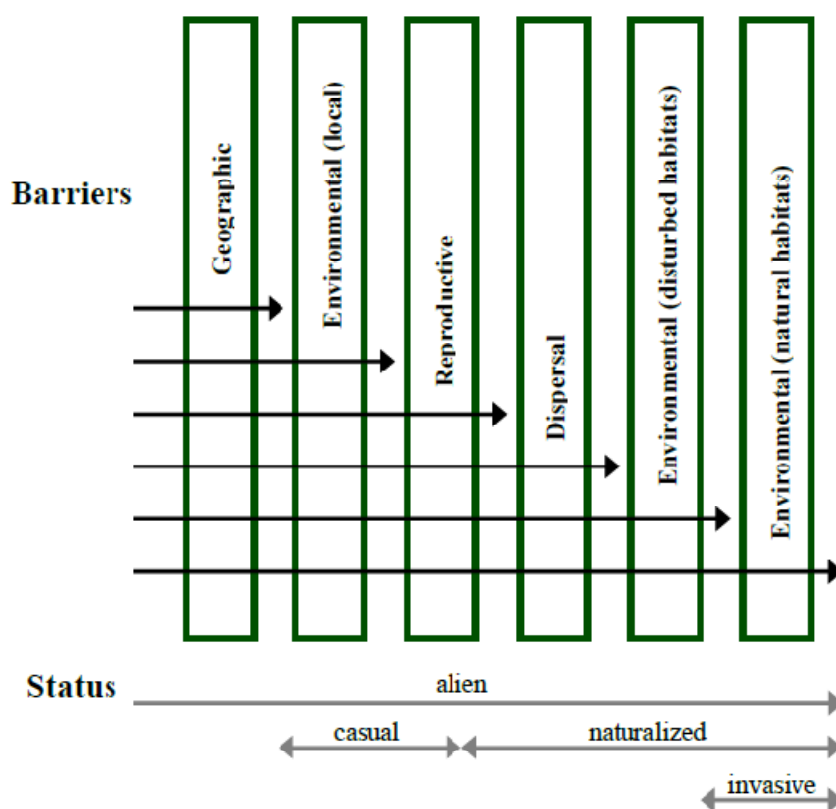


Figura 4: Representación esquemática de las principales barreras que una especie vegetal tiene que pasar para ser considerada invasora, primero; las distintas barreras geográficas, segundo; la adaptación a las condiciones ambientales locales, tercero; las diversas formas reproductivas que tiene la planta, cuarto; los sistemas de propagación, quinto; la formas de distribución en el hábitat para naturalizarse, sexto; después de la naturalización se convierte en invasora (Richardson *et al.*, 2000b).

I.3.2.2. Las especies invasoras desde el punto de vista semicuantitativo

Las especies exóticas como invasoras desde el punto de vista semicuantitativo se basa en evaluar los impactos que cada especie provoca teniendo en cuenta no sólo la abundancia sino también su impacto en los distintos ecosistemas.

El estudio del impacto de las especies en los ecosistemas fue llevado a cabo por Campos (2000) para el País Vasco y por (Silván & Campos, 2001) para la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, aunque esta metodología ha sido revisada y mejorada posteriormente (Herrera & Campos, 2003).

El sistema se basa en la metodología propuesta por Hiebert (1997), en la que se evalúan semicuantitativamente para cada especie de planta una serie de características y parámetros demográficos y ecológicos, quedando relegado a un segundo plano el impacto que produce o pueda producir en los ecosistemas nativos, obteniéndose dos índices numéricos (1A y 1B).

1A. Nivel actual de Impacto, que oscila entre 0 y 50 puntos y trata de evaluar el nivel de impacto actual que representa una especie alóctona en un territorio dado.

1B. Capacidad Innata de ser una Plaga, que oscila también entre 0 y 50 puntos y trata de evaluar la capacidad que tiene una especie de convertirse en una plaga

o especie invasora, en función de sus características biológicas, básicamente reproductivas y de dispersión.

Este sistema presenta ciertas dificultades de aplicación y está limitado por la cantidad de información disponible, resultando ser bastante útil para diferenciar aquellos grupos de especies que muestran un impacto más alto y los que potencialmente pueden llegar a producirlo.

La suma de ambos índices (1A+1B) nos da un valor de “Importancia del Impacto” que podría permitirnos establecer un ranking u orden entre todas las especies en función de dicho impacto. No obstante, la diferente cualidad y cantidad de información existente para unas y otras especies, hace que este valor no pueda tomarse como absoluto, por lo que es mejor establecer grupos (igual que se hace con las especies amenazadas), en función de valores umbrales del índice, los cuales se corresponden bastante bien con las categorías propuestas, aunque algunas especies de las categorías A y B deberían ser reevaluadas, sobre todo debido a que actualmente se conoce con mayor precisión su distribución y abundancia, parámetros que tiene en cuenta el factor de abundancia.

I.3.2.3. Las especies invasoras desde el punto de vista cuantitativo

De acuerdo con las referencias analizadas, puede considerarse que la velocidad de invasión es una relación entre el espacio invadido y el tiempo de invasión, pudiendo expresarse en metros por años de invasión.

Ello naturalmente es demasiado mecanicista y encorsetado, dependiendo de las condiciones ambientales y la estructura de la población. Desde el punto de vista estructural, Rejmanek & Richardson (2004), estudiando las coníferas, atribuyen un mayor potencial invasor a las especies que poseen semillas pequeñas (<50 mg), una etapa juvenil corta (<10 años) e intervalos de vecería cortos (1-4 años).

Los que más se fijan en cuantificar las invasiones son Richardson *et al.*, (2000b), aseverando que una especie vegetal se considera invasora si en menos de 50 años se ha establecido a 100 m, del foco de entrada (si su reproducción es por semillas), o más de 6 metros en 3 años si su reproducción es vegetativa a través de rizomas, tallos o estolones.

Evidentemente, estos autores se limitan a especies vegetales y con una intención u objetivo globalizador, pero con un sentido puramente ecológico, proponiendo que el término invasivo sea utilizado sin carácter negativo, esto es, independientemente de su impacto ambiental o económico.

Estos autores definen los tres grados en el proceso invasor desde el punto de vista cuantitativo:

Introducción. Un organismo es transportado por actividad humana, salvando una barrera geográfica.

Naturalización. La especie introducida se adapta a las nuevas condiciones superando las barreras bióticas y abióticas que impiden su supervivencia y comienza a reproducirse regularmente.

Invasión. La especie, ya naturalizada, se extiende por las nuevas áreas donde se ha introducido.

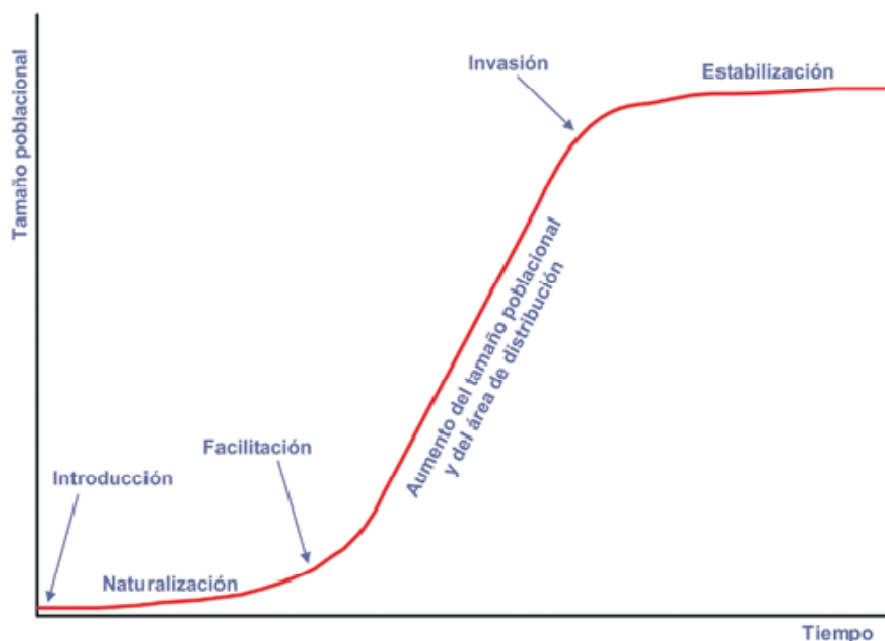


Figura 5: Representación esquemática del proceso de invasión, donde se aprecian las distintas fases que tienen lugar a lo largo del tiempo. La duración de las fases pueden variar mucho dependiendo de la pendiente de la curva en cada una de ellas, (Richardson *et al.*, 2000b).

Tal y como se ha comentado, el proceso de invasión de una especie muchas veces sigue un patrón sigmoideo, en el que se diferencia una fase de latencia, que con frecuencia puede durar muchos años (figura 2).

Durante dicha fase, muchas plantas pasan casi desapercibidas, hasta que alcanzan un tamaño poblacional crítico y comienza la fase de crecimiento exponencial, que es cuando generalmente percibimos el problema. Parece lógico pensar que lo mejor es actuar antes de que empiece la fase, ya que una vez que una especie se estabiliza, el coste económico y ambiental puede ser inabarcable.

Está claro que para alcanzar esta capacidad invasora se necesita de un cúmulo de factores o condiciones que se dan de forma aleatoria, explicándose así que la mayoría de las especies introducidas no tengan carácter invasivo, ni tan siquiera las naturalizadas, siendo, posiblemente, el número aseverado mucho mayor del que en realidad debe ser, aunque no por ello, el problema es menos grave.

Según estos autores, los términos relacionados con la introducción gradual de especies, si bien, limitados al reino vegetal. Se definen como sigue:

Plantas autóctonas (“Native plants”): taxones que se han originado en un área determinada sin intervención humana o que han llegado allí sin la intervención intencionada o no del hombre, desde un área en el que son nativas (sinónimos: plantas nativas, plantas indígenas).

Plantas alóctonas (“Alien plants”): plantas cuya presencia en un área determinada es debida a la introducción accidental o intencionada derivada de la actividad humana o que han llegado allí sin la ayuda del hombre desde otro área en el que son autóctonas (sinónimos: plantas exóticas, plantas no nativas, plantas introducidas, plantas no indígenas).

Plantas alóctonas casuales (“Casual alien plants”): plantas exóticas que pueden florecer e incluso reproducirse ocasionalmente fuera de cultivo en un área, pero que no

forman poblaciones perdurables y necesitan de repetidas introducciones para su persistencia (sinónimos: adventicias, según De Candolle, (1855), subespontáneas, según Thellung, (1918).

Plantas naturalizadas (“Naturalizedplants”): plantas alóctonas que mantienen poblaciones durante varias generaciones (o por un mínimo de 10 años), sin la intervención directa del hombre, reproduciéndose por semillas o vegetativamente (rizomas, tubérculos, bulbos, tallos, etc.). Como sinónimo, se usa “plantas establecidas”.

Plantas invasoras (“Invasiveplants”): plantas naturalizadas que producen nuevos individuos reproductores, a menudo en gran número, a cierta distancia de los parentales (>100 m en < 50 años para taxones que se dispersan por semillas y otros propágulos; >6 m cada tres años para especies que se reproducen por raíces, rizomas, estolones o tallos rastreros) y tienen el potencial para propagarse en un gran área. Muchas plantas alóctonas que en la actualidad no son clasificadas como “invasoras”, según este criterio porque no los cumple, pueden serlo en el futuro. Evidentemente, aquellas que lleven ya un largo tiempo en el nuevo hábitat y no han demostrado capacidad invasora, no lo serán nunca.

Transformadoras (“Transformers”): plantas invasoras que producen cambios en el carácter, condición, forma o naturaleza de los ecosistemas, en un área significativa, en relación con la extensión de ese ecosistema; se trata por tanto de plantas que tienen claros impactos en los ecosistemas, posiblemente las únicas invasoras que deben ser tenidas en cuenta a muy corto plazo. No obstante, este es un término ecológico que sólo se aplica a ecosistemas naturales y seminaturales.

Malas hierbas (“Weeds”): plantas (no necesariamente alóctonas), que crecen en zonas donde no son deseadas y que usualmente tienen efectos económicos y/o medioambientales perceptibles. Se trata de un término antropocéntrico; una planta es considerada una mala hierba si interfiere en los intereses humanos (sinónimos: plagas vegetales, especies dañinas, plantas nocivas). Esta secuencia se resume globalmente en la figura 3.

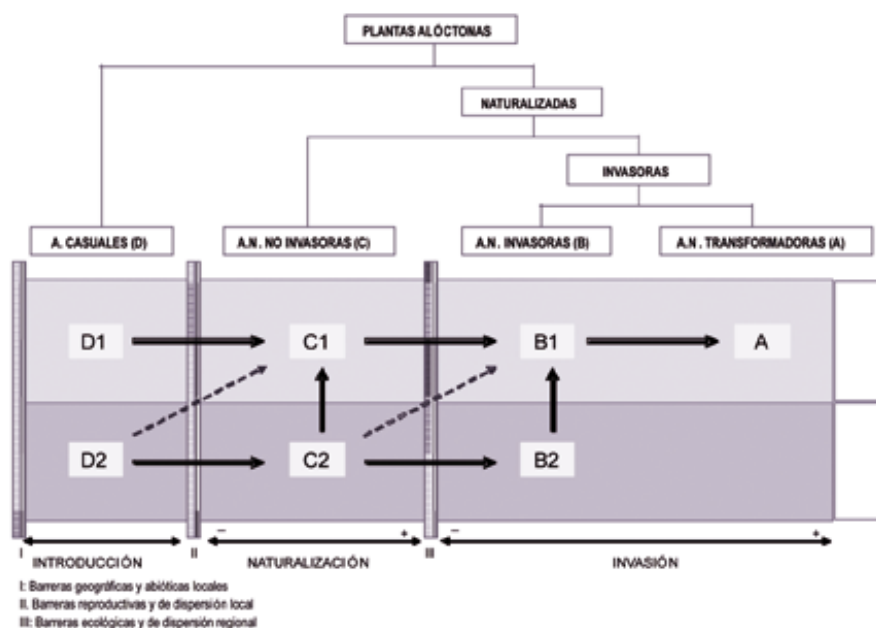


Figura 6: Distribución de las diferentes categorías y subcategorías de especies alóctonas propuestas, a lo largo de las tres fases del proceso de invasión. (Richardson *et al.*, 2000b).

1.3.3. Bases de datos del Estado Español sobre especies invasoras

Por su parte, en España existen varias listas y catálogos de especies invasoras, sin existir un consenso completo, sólo en el apartado de incluir la mayor cantidad de especies, sin que dichas listas estén suficientemente respaldadas por estudios científicos. Así, Vilá *et al.* (2001), recopilan 637 plantas naturalizadas, con un significado, que se deduce se corresponde con las “invasoras” de (Richardson *et al.*, 2000b), para la España peninsular, sin proporcionar un listado de las mismas. Dana *et al.* (2003) presentan una relación de 75 especies catalogadas como de “comportamiento invasor probado o probable”, y siguen la terminología de Richardson *et al.* (2000b). El listado de especies que se presenta corresponde tan sólo a las especies invasoras presentes en hábitats seminaturales o naturales. Del Monte & Aguado, (2003), estiman que entre 1975 y 2002 se habían introducido en España peninsular 170 especies, a un ritmo de casi seis especies por año, cifra que hay que incrementar, al menos, en otras 10 especies citadas como naturalizadas en dicha área entre 2002 y 2005. De esta cifra casi la mitad corresponde a Compuestas (22%) y Gramíneas (20%), seguidas de Solanáceas (6%), Poligonáceas (4%), Euforbiáceas y Crucíferas (3% cada una), Pontederiáceas y Leguminosas (2% cada una), y de 42 familias más, con menos de un 2% de especies introducidas. En cuanto a su origen, casi la mitad (46%) proceden de América, seguidas de las europeas, africanas y asiáticas (de un 15% a un 13%). También observan las regiones más contaminadas: Andalucía (23,7%), Valencia (21,5%) y Cataluña (15%).

Por fin, Sanz-Elorza *et al.* (2004), publican el atlas de las plantas alóctonas invasoras en España y cifran en 937, el número de especies y subespecies invasoras, de las que 13 son pteridófitos, 25 gimnospermas, 694 dicotiledóneas (en 98 familias), y 205 monocotiledóneas (en 19 familias). Según estos autores, la mayor parte de las plantas introducidas en España proceden de América (360 o el 38'5% del total); de ellas, cerca de 160 son norteamericanas, algo más de 90 sudamericanas y unas 110 son de la zona tropical. Asia es también el continente de origen de muchas otras plantas introducidas en España (más de 170 o superior al 18%). Otras áreas importantes de origen son el Mediterráneo (algo más de 70 o 7,5%) y la región Capense sudafricana (también cerca de 70). La flora de origen tropical supondría más del 30% del total. En cuanto al modo de introducción, los datos de Sanz-Elorza *et al.* (2004), para el conjunto de la flora alóctona, reflejan tres causas principales: el 48% habrían sido introducidas por razones ornamentales (jardinería), el 31% de forma no intencionada (malas hierbas e involuntarias) y el 21% para su cultivo y aprovechamiento (agricultura y silvicultura).

En un nivel diferente, debe disponerse la invasión de especies acuáticas, a menudo muy difícil de denunciar (González del Tánago, 2007). Según la autora, a escala global y como pérdida de diversidad tiene una gran importancia ya que la fauna de peces de agua dulce autóctona de la Península Ibérica es una de las más endémicas del mundo, 27 especies exóticas de peces viven en los ríos de la Península Ibérica, de las cuales 25 pueden considerarse aclimatadas. Así, la ictiofauna exótica constituye el 45% del total, por lo que la autóctona representa el 55%. De las 27 especies introducidas artificialmente en España 10 proceden de América y 17 de otros lugares de Europa y Asia. De ellas, 7 fueron introducidas como ornamentales o por acuaristas, 3 por escapes de piscifactorías dedicadas a su cultivo, 1 para combatir la malaria mediante el control de vectores, 4 para mejorar los ecosistemas españoles aumentando su diversidad y 12 para su pesca deportiva o asociada a esta. En la actualidad, los escapes de las granjas de peces, el cultivo de peces ornamentales y especialmente la pesca deportiva son los principales agentes que causan la introducción de especies exóticas en nuestro país.

1.4. Justificación del estudio

Los resultados obtenidos en el presente están en consonancia con los objetivos que justifican plenamente el proyecto. En la actualidad no existen estudios sobre las características de las invasiones biológicas en el litoral de Huelva, lo que supone un hándicap para el manejo y control de los ecosistemas litorales, posiblemente los que más pueden verse afectados, dado el uso de dichas zonas y la fragilidad de las mismas.

Como se sabe, muchas introducciones de especies, se han realizado por sus características oficiales, el uso que en origen se dan a las plantas y animales, y los beneficios que reportan. Más tarde, estas especies han caído en desuso, siendo sustituidas por otras más rentables, o simplemente, se han abandonado.

Algunas manchas poblacionales de estas especies abandonadas a su suerte han podido sobrevivir a su antojo, adaptándose a su nuevo hábitat, constatándose el peligro de invasión cuando, a menudo, ya era tarde.

Esto ha pasado sobre todo con especies acuáticas, cuyo control es más difícil dada la conexión entre cuencas, y el uso agrícola y urbano del agua. Desde algas unicelulares hasta peces, anfibios o reptiles, han invadido nuevos hábitats sin ser percibidas, siendo actualmente una potencial o real amenaza (camalote, perca sol, galápago de Florida, etc).

Esta impresión de la potencialidad invasora, hace por otro lado que se dictaminen normativas de carácter generalista, cuando en realidad, en muchos puntos, estas especies no definen una invasión peligrosa, siendo controladas las poblaciones de manera fácil cuando se les busca una aplicación económica, como ocurre con el cangrejo rojo o el black bass. En otros casos, no existe tal problema, simplemente porque la especie en cuestión no es invasora y su inclusión en el listado se debe a falta de datos e información objetiva. A ello se debe unir que las posibles soluciones de erradicación, pueden ser más perjudiciales que la simple vigilancia.

En cualquier caso, el estudio de las repercusiones de las especies invasoras supone una necesidad, dado el estado actual de los conocimientos y la cada vez mayor presencia de especies foráneas utilizadas en agricultura, acuicultura, ganadería, ornamentación y espacios urbanos.

Desde la vertiente de la promoción general del conocimiento, el proyecto ha intentado interpretar la importancia de las especies invasoras en el litoral de la provincia de Huelva, aplicando en un principio las definiciones que existen en la actualidad, para después reflexionar sobre la adecuación científica de estos términos, pasando de lo particular a lo general, en una síntesis universal, basada en una descriptiva profunda de las especies teóricamente invasoras de la línea costera de Huelva. En efecto, las llamadas especies invasoras han sido definidas como una amenaza para las especies autóctonas, pero hasta el momento nadie ha podido cuantificar estas amenazas en relación al uso del suelo y competencia con otras especies.

De ahí que se discuta sobre si todas las especies introducidas son invasoras, o por el contrario, unas son invasoras y otras son naturalizadas. Las mismas especies cultivadas de carácter alóctono, pueden pasar en un momento dado a invasoras si se abandona el cultivo y con este, el control que se realiza de las mismas.

Por ello, el presente proyecto se plantea la situación al contrario. Si una especie se ha introducido por su importancia para la economía de un sector o su utilidad, y posteriormente, el abandono del uso supone un descontrol de la misma, la búsqueda de

una aplicación y un aprovechamiento de las llamadas especies invasoras, puede servir para controlar la expansión de aquella y al mismo tiempo ahorrar costes en la erradicación, que ahora corre a cargo del erario público y con el aprovechamiento económico pasaría a ser soportado por el sector privado, creando empleo, valor añadido y nuevos desafíos científicos, económicos y sociales.

El apartado de evaluación ambiental es tan importante como el ecosistemático y el económico. Las invasiones suponen un impacto sobre el ecosistema original que en principio no tiene siempre que ser perjudicial. La evidencia científica demuestra que el medio ambiente se adapta a nuevas circunstancias, y las especies vegetales y animales suponen nichos ecológicos que utilizan los recursos de una manera equilibrada, tanto si son especies autóctonas como introducidas por comportamientos humanos.

Pero en algunos casos, las características igualmente adaptativas de las especies hacen que estas encuentren, en el nuevo hábitat, unas condiciones tales que les permiten explotar al máximo los recursos, lo que supone un factor dominante sobre el resto de las poblaciones (ya sean autóctonas o alóctonas). En este caso, la presencia de tal o tales especies definen un peligro sobre el conjunto ecosistemático que obliga a realizar manejos en ocasiones muy costosos, y lo que es peor aún, sin garantías de éxito para el futuro.

Esta situación, de carácter cuantitativo, es la que debe ser correctamente interpretada con el objeto de situar en su justo lugar a las especies invasoras, ya que actualmente, muchas de las llamadas especies invasoras no suponen riesgo alguno para las especies propias, incluso en algunos casos, se han observado sinergias.

De ahí, la importancia del presente estudio para el medio ambiente, centrado en la valoración de la capacidad invasiva de especies alóctonas en el cinturón costero de la provincia de Huelva y separar una aloctonía sin importancia, de una invasión que se escapa al control de la dinámica natural del medio ambiente, siendo entonces necesaria la intervención de la mano humana para reequilibrar el sistema.

Por ello, los resultados pueden ser de importancia para valorar el impacto ambiental de los manejos que se realizan en un intento de erradicar las especies invasoras, así como la influencia que ejercen tales especies alóctonas en relación a la fragilidad poblacional de las formas propias, incluyendo aquellas que no pueden ser aprovechadas ni tan siquiera como ornamentales o urbanas. Si conseguimos culminar estos objetivos, nos sentiremos plenamente satisfechos.



Figura 7: Masa de *Eucalyptus camaldulensis* en Isla Cristina.

II. MATERIALES Y METODOS

Para llevar a cabo el presente trabajo, se realizó en primer lugar una hipótesis teórica sobre la realidad del fenómeno invasor en la provincia de Huelva. Esta hipótesis previa fue seguida de un estudio preliminar de campo por toda la provincia, con el objeto de delimitar, tanto el área de trabajo, como las posibles especies definidas como supuestas invasoras. Ello suponía por un lado, reconocer que por razones de tiempo, presupuesto y capacidad, el área de trabajo no podía abarcar toda la provincia, sino aquellas zonas donde las especies invasoras fueran más representativas por su importancia tanto cualitativa (número de especies) como cuantitativa (áreas invadidas).

Con estas premisas, se llegó a la conclusión de que la zona más idónea era el litoral, donde la presión humana ha sido más importante y por tanto, la influencia de la misma en tanto que provocadora de introducciones invasivas. Igualmente se evidenció que la zona no forma un todo continuo ni homogéneo, sino que dentro del litoral, la diversidad ambiental es notable, por lo que se optó por dividir el conjunto en unidades ambientales diferentes, las cuales aparecen a lo largo de todo el litoral, siendo lógico tener en cuenta no sólo dichas unidades, sino también los términos municipales donde se incluyen.

A la vez que se llevó a cabo el estudio evolutivo de la hipótesis inicial, se realizó el barrido bibliográfico previo, que se efectúa en todo trabajo científico. Tras los dos años previos de recogida de referencias y estudio exhaustivo de las mismas, se llegó a la conclusión de que existe una gran confusión sobre lo que se entiende por especies invasoras, lo que da lugar a una variopinta interpretación, a menudo muy subjetiva de qué son especies invasoras del conjunto de formas introducidas. Incluso existe una significativa discusión sobre qué especies deben ser consideradas introducidas o no, lo que depende del tiempo y de posibles barreras geográficas. Todo ello ha sido necesario aclarar para delimitar las fronteras del estudio.

II.1. Descripción del área de estudio

Para llevar a cabo el estudio de las especies invasoras del litoral de Huelva, se ha acotado una zona que abarca desde el oeste del término municipal de Ayamonte (río Guadiana) y el este de Matalascañas (término municipal de Almonte). Por el sur limita la zona de estudio, las playas y por el norte, las explotaciones agrícolas extensivas y las áreas industriales.

Las coordenadas son las siguientes:

El punto más al Oeste de la playa de Canela, Datum: WGS84 (Latitud: 37° 10' 58,41'' N y Longitud: 07° 23' 42,43 ''W), y Huso UTM: 29 (Y: 4.116. 367,53 m y X: 642.458,20 m).

El punto más al Este en la playa de Matalascañas, Datum: WGS84 (Latitud: 37° 00' 17,66'' N y Longitud: 06° 33' 59,83 '' W), y Huso UTM: 29 (Y : 4.098. 185,00 m y X : 716.516,91 m).

La superficie del estudio incluye 7.240 ha, y se ubica en el sur de la provincia de Huelva, situada en el litoral suratlántico de la Península Ibérica, a caballo entre la región del Algarve de Portugal y la provincia de Cádiz, (exceptuándose el P.N. Doñana).

Se diferencia en el área una zona de agua salada formada por el Océano Atlántico y las Marismas, y otra por agua dulce donde se encuentran los humedales y las lagunas.

Los datos de la población del año 2015 cuentan con 304.705 habitantes, de acuerdo con la fuente de Instituto Estadístico de Andalucía. Se incluyen en la zona de estudio nueve municipios: Ayamonte, Isla Cristina, Lepe, Cartaya, Punta Umbría, Huelva, Palos de la Frontera, Moguer y Almonte.



Figura 8: Mapa de la zona de estudio, fuente de Google Earth.

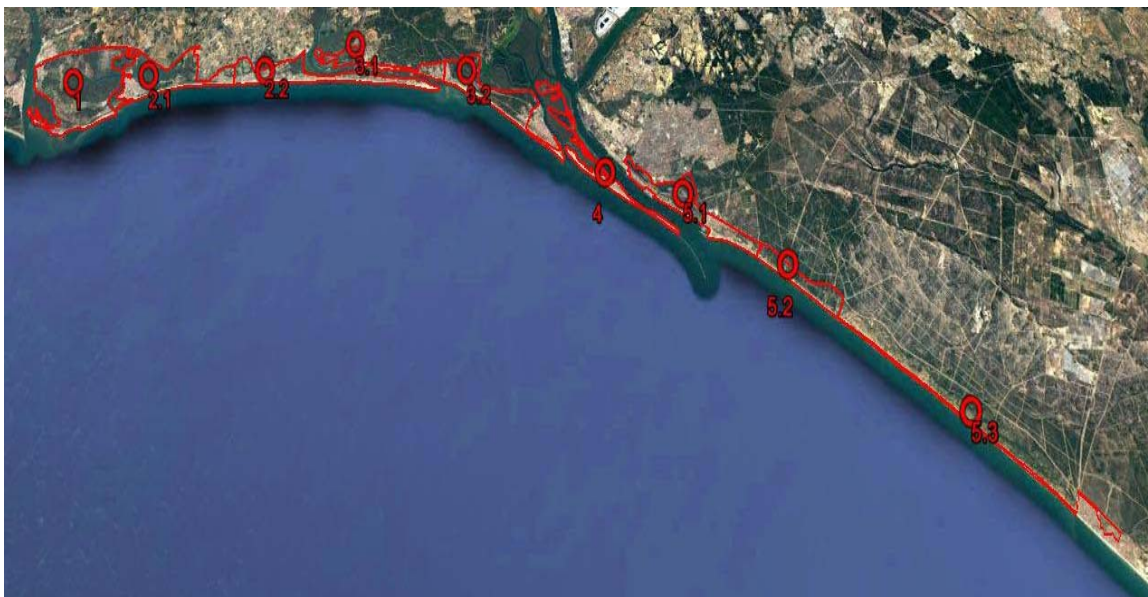


Figura 9: Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina- 2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte), fuente de Google Earth.

También hemos definido en la zona litoral como la franja comprendida entre pleamar y bajamar, cuya extensión depende de la amplitud de la marea (o de su ausencia), y de la conformación y topografía del terreno en dicha franja. Según Barragán (2003), se describe la zona costera, como el área dinámica de transición donde el mar y la tierra interaccionan y que incluye el margen terrestre y marino.

La zona de estudio está muy antropizada por el uso que se ha realizado en ella, tanto forestal, como agrícola, pesquero y últimamente, también como uso turístico. Por ello, las actividades humanas han incidido sobre el medio y el territorio con una presión desmesurada y descontrolada, derivando en problemas graves que alteran, en muchas ocasiones, de una manera irreversible, el medio siendo a menudo, vectores de entrada de especies invasoras.

Desde el punto de vista físico, la zona de estudio se sitúa cercana a espacios de alto valor natural, incluyendo el Parque Nacional de Doñana, Parque Natural del Litoral, Parajes Naturales de las Dunas, Reservas Naturales de las Marismas, Montes Públicos, lagunas, humedales, Lugares de Interés Comunitarios (LICs), y Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA). Desde el oeste al este se citan las siguientes figuras de protección: Paraje Natural Marisma de Isla Cristina, Monte Público de las Dunas de Isla Cristina, Paraje Natural del Río Piedras y Flecha del Rompido, Reserva Natural de la Laguna El Portil, Paraje Natural Enebrales de Punta Umbría, Paraje Natural Marismas del Odiel, Reserva Natural Isla de en Medio, Reserva Natural Marisma del Burro, Paraje Natural Estero de Domingo Rubio, Paraje Natural Laguna de Palos y las Madres, Parque Natural de Doñana y Parque Nacional de Doñana.

La zona se ve sometida a la influencia de los procesos de origen oceánico, cuyas corrientes atlánticas tienen su paralelismo continental en los diversos ríos que desembocan en el cinturón costero: Guadiana, Piedras, Odiel, Tinto y otras corrientes de menor entidad, a menudo estacionales o torrenciales.

El clima viene ligado a su proximidad al Océano Atlántico, que incide en la suavización de las temperaturas, a la humedad y las precipitaciones, y a su latitud (Font

Tullot, 1983). Estos aspectos representan un conflicto entre los sistemas subtropicales de alta presión y los subtropicales de baja presión, bajo la influencia del chorro polar y las perturbaciones que le acompañan (Ojeda-Zújar, 1988).

Los datos climáticos (tomados de la Red de Información Ambiental de la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de Andalucía para la serie 1961-2011 y obtenidos en el año 2012), definen a la zona estudiada como mediterráneo seco, con una temperatura media anual de 17,8 °C, mínima media de 10,5 °C y máxima media de 26,2 °C. La precipitación es de 552 mm, con una humedad del 44,1 % y un déficit hídrico anual de 653 mm. Según el esquema de Köppen-Geiger, este conjunto se corresponde con un clima húmedo de veranos cálidos (Csa).

Desde el punto de vista geomorfológico, toda la costa comprendida entre el cabo de San Vicente y la Punta de Maladar, se convierte en una unidad fisiográfica “cerrada”, con deriva y tránsito sedimentario dominante hacia levante (Ojeda-Zújar, 1988). El sector Ayamonte-Punta Umbría, con orientación Sur, se caracteriza por el volumen de materiales sedimentarios aportados por el Guadiana (Clemente *et al.*, 1998). Se encuentra relativamente protegido del oleaje, que incide oblicuamente, y se caracteriza por la formación de flechas litorales. Por otra parte el sector comprendido entre la desembocadura del Odiel y el Tinto hasta Torre de la Higuera, presenta un alto grado de erosión de la línea costera y el consiguiente retroceso de ésta, consecuencia de su orientación SW, con ataque perpendicular del oleaje dominante y con el ángulo de mayor eficacia de la deriva litoral. Esta descriptiva se ha realizado siguiendo a Zazo *et al.* (1994), Rodríguez-Ramírez *et al.* (1996), Rodríguez-Ramírez (1998), Rodríguez-Ramírez & Clemente (2002), De las Heras (2007) y López-Albacete (2009).

Desde el punto de vista hídrico, el cinturón costero se sitúa a caballo entre las cuencas hidrográficas del Guadiana y del Guadalquivir, así como por los tramos bajos de los ríos Tinto y Odiel. La red de drenaje se caracteriza por un perfil tendido de escaso encajamiento con tramos bajos dominados por espacios marismes, con un importante desarrollo superficial, que extienden su influencia a kilómetros de la costa. En nuestro entorno, se han localizado dos unidades hidrogeológicas; el acuífero “Ayamonte-Huelva”, encuadrado en la cuenca del Guadiana, que se sitúa en la zona más occidental del ámbito, y el acuífero “Almonte- Marismas”, situados en la oriental.

Finalmente, desde el punto de vista socioeconómico, la zona de estudio se encuentra en un importante proceso de crecimiento económico como consecuencia de los espacios productivos y un patrimonio histórico y cultural, además de los usos recreativos que se concentran en las playas. Otras actividades se basan en la nueva agricultura, y en un desarrollo turístico pujante, que han venido a unirse a las actividades agrarias, silvícolas y pesqueras que tradicionalmente fueron las fuentes esenciales de su economía.

II.2. Delimitación del estudio. Criterios

Como ya se ha citado, la zona de estudio se ha dividido en unidades ambientales, siguiendo a Rubio (1987): playas, sistemas de dunas (matorrales, y bosques de pinos y enebrales), lagunas y marismas mareales. A ello, sumamos las unidades antropogénicas: campos de golf y urbanizaciones.

El ecosistema litoral, se constituye por las playas, con una longitud cercana a los 95 km y una anchura media de 65 m, de manera que uno y otro sistema (playa y litoral),

están asociados de manera inmediata: playas de Isla Canela, playas desde Isla Cristina a Flecha del Rompido, playas desde el Lancón hasta Punta Umbría, playas del Espigón de Huelva y playas desde Palos de la Frontera a Matalascañas.

Los sistemas de dunas se han formado con arenas transportadas por los vientos predominantes, desde la playa hacia el interior y se alinean en un cordón dunar paralelo a la costa; en estos sistemas dunares se diferencia la vegetación típica, como los matorrales, los enebrales y los pinares de repoblación forestal, entre los cuales se observan eucaliptos.

En cuanto al matorral, se identifican manchas divididas por los cauces, siendo dignos de mencionar los matorrales de isla de San Bruno, los de Isla Canela, los que van desde Isla Cristina hasta la Flecha del Rompido, los del Lancón hasta Punta Umbría, los del Espigón de Huelva y los que van desde Palos de la Frontera hasta Matalascañas.

Definimos los distintos tipos de bosques según la especie dominante y sus acompañantes. Debido a las barreras geográficas fluviales que lo delimitan, se puede citar los retamales de la Isla de San Bruno, los de Isla Canela; los pinares y enebrales desde Isla Cristina a Flecha del Rompido: los pinares y enebrales desde el Lancón hasta Punta Umbría; los retamales del Espigón de Huelva y los pinares desde Palos de la Frontera a Matalascañas.

La vegetación se ha estudiado siguiendo a Castroviejo (1986-1997).

Las lagunas del cinturón de Huelva son figuras protegidas, conforme a la Ley 2/89 de inventario de los Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. La laguna del Portil (Reserva Natural de 15,5 Ha), y la laguna de Las Madres, que se ubica en dos términos municipales, Moguer y Palos de la Frontera, también catalogada como Paraje Natural.

En cuanto a las marismas mareales, existen diferentes títulos de protección de las marismas, conforme a la Ley 2/89 de inventario de los Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. La Marisma de Isla Cristina, se ubica entre los términos municipales de Ayamonte y de Isla Cristina (Paraje Natural). La Marisma del Río Piedras y la Flecha del Rompido se ubica a caballo entre los términos municipales de Lepe y Cartaya, también catalogada como Paraje Natural.

Y ya finalmente dos unidades humanizadas, los campos de golf y las urbanizaciones, importantes desde el presente trabajo, ya que se observan en las mismas, numerosas especies vegetales de ornamentación y animales acompañantes, catalogadas en principio como invasoras y que se han desarrollado al amparo del cuidado humano.

Una vez enunciadas las diferentes unidades a estudiar, se diseñó la hipótesis definitiva, basada en las siguientes preguntas hipotéticas:

- 1º. Qué se entiende por especie invasora?.
- 2ª. Según los criterios acordados, cuáles se consideran invasoras?.
- 3ª. Qué superficie ocupan?.
- 4ª. Cuál debe ser la estrategia de actuación?.
- 5ª. Puede aplicarse algún sistema de aprovechamiento?.

Para la primera pregunta de la hipótesis general, se observa en la bibliografía una gran confusión de tal manera que para unos autores, una especie es invasora si se ha

demostrado que lo es, no importa que zona del planeta, aunque en la propia no se haya manifestado como tal. Para otros, en cambio, una especie sólo puede catalogarse de invasora cuando ya se ha demostrado que lo es para un sistema en particular, siendo como máximo susceptible de definirse como potencialmente invasora. Entre ambas posturas cabe toda una parafernalia de denominaciones la mayoría, vagas y que no hacen más que confundir al lector.

Para nuestro propósito, hemos preferido tomar la definición general expresada por la Unión Europea y plasmada en el Real Decreto 630/2013 que dice que es invasora “*aquella especie que siendo introducida por causas humanas, se establecen en ecosistemas naturales, siendo un agente de cambio y que amenaza la biodiversidad nativa o a sus ecosistemas*”. De acuerdo con esta definición, está claro que sólo puede considerarse especie invasora aquella forma exótica que ha demostrado claramente su perniciosidad, sin ambages ni discusiones relativas.

Siguiendo esta definición y el Real Decreto que la rubrica, hemos llevado a cabo un exhaustivo muestreo de campo anotando todas las especies que se desarrollan en nuestras unidades ambientales, susceptibles de ser catalogadas como invasoras. No obstante y por ser listados más amplios, también hemos anotados aquellas especies sospechosamente invasoras y que vienen citados por otros catálogos, como el extinto Real Decreto 1628/2011, así como tenidos en cuenta, los catálogos publicados por organizaciones privadas y finalmente, hemos creído oportuno citar algunas especies no nativas que, no citadas en catálogo alguno, sí nos ha parecido que pueden tener un comportamiento invasor. Así, satisfacemos la segunda pregunta hipotética.

En cuanto a la tercera pregunta, está claro que la superficie que ocupan estas especies en el área de estudio, es proporcional al tiempo de invasión y por tanto, superficie ocupada y tiempo, son variables cuantitativas. La única referencia que hemos encontrado que hace alusión a la superficie ocupada en relación al tiempo de ubicación es el trabajo de Richardson *et al.* (2000b) que define a una especie invasora como aquella introducida que en menos de 50 años, se ha establecido en más de 100 metros si su reproducción es por semillas. Y más de 6 metros en menos de 3 años si hay una multiplicación por rizomas, tallos o estolones. Estos autores además, enfatizan que una especie invasora debe ser además transformadora, es decir, el ecosistema se tiene que haber resentido por la presencia de la nueva especie.

Por otra parte, para catalogar a una especie animal como posible invasora, hemos tenido que utilizar otros criterios. Así, hemos creído oportuno considerar aun animal como invasor, cuando siendo introducido, no ha estado citado históricamente y con anterioridad en la zona y además su presencia se hace más conspicua que la de las especies nativas.

Entre la concepción cualitativa y cuantitativa, hemos realizado una estimación semicuantitativa, con el objeto de evaluar la importancia del impacto de las especies en los ecosistemas. Esta metodología fue propuesta por Hiebert (1997) y llevada cabo por Campos (2000), en la Comunidad Autónoma del País Vasco y por Silván & Campos (2001), para la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, siendo revisada y mejorada posteriormente (Herrera & Campos, 2003). El sistema se basa en unos parámetros demográficos y ecológicos, quedando relegado a un segundo plano el impacto que produce o pueda producir en los ecosistemas nativos.

La cuarta pregunta hipotética se ha planteado una vez reconocida la característica invasora de la especie en cuestión. Así, se ha pensado que las actuaciones

a realizar tienen que ver con la importancia de la invasión, desde la erradicación urgente a la simple vigilancia.

Y finalmente, el posible aprovechamiento de las especies invasoras en la zona. De todos es conocido que la eliminación o cuando menos la vigilancia de unas especies que ponen en peligro el ecosistema natural, conlleva un coste económico a veces muy alto. La solución pasa por aplicar técnicas socioeconómicas a la erradicación, por lo que hemos creído oportuno estimar qué actuaciones extractivas de interés económico se pueden llevar a cabo, de tal manera que la erradicación de las especies invasoras suponga un beneficio en forma de empleo, impuestos e innovación, en vez de un coste al erario público.

II.3. Muestreo

Para los trabajos de campo, se eligieron varios puntos de muestreo, partiendo de un foco central, que por razones de comodidad y proximidad ha sido Isla Cristina. Y de aquí, se ha recorrido toda la línea costera, anotando la presencia de especies en principio consideradas invasoras y en su caso, recogiendo ejemplares para su clasificación y datación. Como ya sea citado, la delimitación norte está definida por la línea esteparia y de cultivos extensivos, en donde se pierde la noción de cinturón costero y la posibilidad de encontrar especies invasoras espontáneas es remota. En todas las zonas de muestreo hemos tomado, fotografías y datos que han sido contrastados con los facilitados por las referencias.

En cada unidad ambiental y de cada término municipal, se han elegido un par de puntos de estudio y en cada punto se han realizado diez observaciones, utilizándose dos metodologías para cada observación, la hectarificación y el transecto. Cada muestreo completo se ha realizado en un mes, con el objeto de contrastar resultados simultáneos. Las observaciones de campo fueron realizadas durante dos años (2014 y 2015), seis meses de observaciones previas, un año de experimentación y seis meses finales de contraste. En total se han realizado 3072 muestreos puntuales, 384 muestreos en cada término municipal y 48 muestreos en cada unidad ambiental, dos puntos por unidad en 24 meses)

En cada punto, se ha llevado a cabo un rastreo de las posibles especies vegetales y animales susceptibles de ser consideradas introducidas invasoras en primer lugar, potencialmente invasora o netamente invasora posteriormente.

Los transectos se han llevado a cabo mediante recorridos lineales de 100 metros. Y la hectarificación se ha realizado en superficies de 100 x 100 metros, es decir una hectárea.

Por su parte, las especies animales han sido estudiadas exclusivamente mediante transectos y siguiendo un método semicuantitativo. Los acuáticos han sido estimados mediante captura con nasas y trasmallos. La importancia de la invasión animal se ha catalogado de 0 a 4: ausente (0), presente (1), escaso (2), abundante (3), muy abundante o dominante (4).

Igualmente, se ha apuntado la repercusión de todas y cada una de las especies, incluyéndolas en cuatro bloques: según su presencia relativa (menos del 25%, entre 25 y 50%, entre 50 y 75% y más de 75%).

II.4. Tratamiento de datos. Elaboración de los resultados

Tras los trabajos previos, diseñando ya la hipótesis definitiva y rechazando la hipótesis teórica, se han preparado 42 fichas, una para cada una de las supuestas especies invasoras que según los catálogos y listados de diferentes procedencias, hemos denunciado en el litoral de Huelva.

Los resultados han sido plasmados siguiendo la misma pauta para todas las especies. En primer lugar, se ha efectuado una descriptiva general de cada especie con el objeto de situarla adecuadamente e iniciada con su denominación científica y varios nombres vernáculos. A continuación se ha realizado la valoración de la especie como posible invasora y la superficie que ocupa, según estimaciones de acuerdo con los muestreos de campo. Finalmente, los datos cuantitativos (o semicuantitativos en su caso), se han plasmado en tablas histogramas con el objeto de visualizar en conjunto la importancia relativa de las especies por unidades ambientales y por términos municipales. Con el objeto de evitar las diferencias por razones del tamaño de la ocupación, los datos han sido transformados mediante logaritmo, eligiéndose el neperiano, por ser más acorde con las poblaciones naturales (Sokal & Rohlf, 1979).

Como se ve, no se han realizado estudios estadísticos, ya que el estudio ha sido diseñado por un lado para esclarecer el concepto de invasor y su aplicación al litoral de Huelva. Y por otro, se ha querido llevar a cabo un estudio descriptivo de las especies invasoras en cada unidad ambiental y en cada término municipal del litoral onubense, discriminando entre verdaderas especies invasoras y las consideradas como tales, pero que al menos para el litoral costero delimitado, tras los estudios realizados, se llega a la conclusión de que no lo son. En un trabajo posterior, cuya hipótesis ya ha sido diseñada, se llevará a cabo un estudio poblacional de las especies verdaderamente invasoras del litoral, teniendo en cuenta masa poblacional y especies acompañantes. Ello servirá para hacer un análisis estadístico multivariante, de carácter discriminatorio, pudiendo así estimar si existen asociaciones o por el contrario, exclusiones.

II.5. Materiales empleados

Aparte de la bibliografía que ha sido recogida, estudiada y revisada, para los trabajos de campo, se ha utilizado como transporte, un vehículo todo terreno, marca Hyundai, modelo Terracán.

Como material óptico se ha utilizado una máquina fotográfica digital Nikon Coolpix S2 y prismáticos Asahi-Pentax 10 x 50.

Para los muestreos de campo, se han utilizado plintos de señalización de 2 metros de altura, señalizado de blanco y rojo cada 20 cm, y cinta métrica de 40 metros.

Para la captura de peces en marismas y lagunas, se han utilizado nasas y trasmallos, llevando consigo los correspondientes permisos solicitados a la Autoridad Competente.

Los peces y crustáceos han sido conservados en frascos duquesa, sumergidos en formaldehído al 8%. Los insectos y moluscos han sido conservados en frascos duquesa, sumergidos en alcohol de 70°.

Los microcrustáceos e insectos han sido observados a estereomicroscopio marca Optika, mod. SMZ-2, triocular con cámara Motican 352.

Las medidas se han realizado con calibrador digital Mitutoyo mod. 348.

El estudio ha sido ayudado con ordenador marca MSI, modelo CX726QD, soportado con los programas Autocad, ArcGIS, Goole Earth.

NOTA:

Parte de los trabajos ya han sido publicados. Se refieren a las especies del género *Opuntia*:

Blasco, M., Lloret, A., Lloret, P., Moreno, E. & Angulo, M. (2013). Difference in the invasive potential of *Opuntia* Genus inhabiting the South of Iberian Peninsula. *Act. Horticult.*, 1067: 67-73.

Lloret-Salamanca, A., Lloret-Ivorra, P.G., Blasco, M. & Angulo, M. (2013). Comparative morphological analysis of areole and glochidia of two *Opuntia* species. *Act. Horticult.*, 1067: 59-65.

Otros tres papers están en vías de finalizar para su remisión a las revistas especializadas y teniendo que ver con la presunta importancia invasora del eucalipto, el picudo y la vinagrera.



Figura 10: Equipos utilizados en los trabajos de campo (plintos de señalización, semilleros, cajas, botes, nasa y artes de pesca, prismáticos, estereomicroscopio), también para el transporte, un vehículo todo terreno.

III. RESULTADOS.

Hemos considerado varios criterios y procedimientos de inclusión o exclusión para realizar las fichas de las especies exóticas invasoras en el arco costero de Huelva, primeramente estando vigentes, las que se regula en el catálogo español de especies exóticas invasoras del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, y el segundo criterio, actualmente derogado, el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras que fue aprobado por el Real Decreto 1628/2011, tercer criterio por el que se consideran en catálogos no oficiales y presentes en el litoral costero de Huelva y por último las posibles especies exóticas invasoras en el litoral de Huelva no citadas en catálogos y citadas en el presente estudio.

III.1. Especies exóticas invasoras del catalogo español del Real Decreto 630/2013

Flora

1. *Agave americana* (L.,1753), (pitiera comun, Pita, agave).
2. *Ailanthus altissima* (Mill- 1916),(ailanto, árbol del cielo, zumaque falso, gandul de carretera).
3. *Carpobrotus edulis* (L.,1926), (uña de gato, uña de león, diente de león, hierba de cuchillo).
4. *Cortaderia selloana* (Schultes & Schultes, 1900), (hierba de la Pampa, carrizo de la Pampa).
5. *Nicotiana glauca* (Graham, 1828), (gandul, tabaco moruno, calenturero, bobo, aciculito, venenero).

6. *Opuntia dillenii* ((Ker-Gawler) Haw., 1819), (tunera india, chumbera brava, higo tuna).

7. *Opuntia maxima* (L., Mill., 1768), (chumbera, higuera chumba, tuna, nopal).

8. *Opuntia imbricata* (Haw. DC., 1828), (chumbera retorcida, figuera de moro, tuna, cholla, cacto imbricado, palera chumba).

9. *Oxalis pes-caprae* (L., 1753), (vinagrera, vinagrillo, vinagreta, trébol, canario, matacañas, matapán, agrios).

10. *Spartina densiflora* (Brong, 1932), (espartina, espartillo).

Fauna

11. *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923), (gusano, poliqueto. mercierella enigmatica).

12. *Rynchophorus ferrugineus* (Oliver, 1790), (picudo rojo, gorgojo de las palmeras).

13. *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus, 1766), (fúndulo, pez momia, burcio, pez linterna, lobito, sapito).

14. *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859), (gambusia).

15. *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), (pez sol, perca sol).

16. *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802), (perca americana, black-Bass).

17. *Trachemys scripta*. (Wied, 1839), (galápago de Florida, tortuga de orejas rojas).

18. *Amandava amandava* (Linnaeus, 1758), (bengalí rojo).

19. *Estrilda astrild* (Swainson, 1827), (pico de coral común).

FICHA N° 1



Un pie de pita en la parte norte de la marisma de Isla Cristina.

Especie: *Agave americana* (L., 1753). Fam. Agavaceae.

Pita, magüey, pitera, pitaco.

Descripción. Según (Gentry, 1982).

La planta tiene una talla media de 2 metros (sin escapo), y de 9 ó 10 metros con él. Las hojas son lanceoladas y rectas, recurvadas en la mitad superior; desde la roseta basal, tiene una longitud de 90-170 cm, estrechadas, cerca de la base, planas o acanaladas, glaucas y a veces variegadas con una anchura de 15-20 cm. Las espinas marginales de las hojas son de 8-12 mm, separadas entre sí de 2 a 6 cm, ganchudas y negruzcas; la espina terminal de 3-5 cm, cónica y acanalada en la mitad inferior. Las flores son de color amarillo verdoso (se denominan pítanos), en grupos umbeliformes, tubulares y pediceladas, con pétalos de 20-30 mm, linear-lanceolados, cumulosos y los filamentos (40-80 mm), insertos hacia la mitad del tubo del perianto; anteras de color amarillo de 25-50 mm. El ovario de 30 mm, se estrecha hacia la base. Los frutos están formados por cápsulas de 4-6 cm teniendo forma alargada, con corto estípote y trígonas, con semillas lunuladas de color negro brillantes de unos 4×6 mm. La planta muere después de la fructificación (Badano & Pugnaire, 2004), la cual tiene lugar al cabo de unos 10 años, entre los meses de junio y agosto. Los murciélagos, aves e insectos son importantes polinizadores de sus flores. Las semillas tienen una alta tasa de germinación, aunque la mayoría de las plántulas mueren 8-9 días después de aquella. También pueden reproducirse vegetativamente a partir de fragmentos de plantas y estolones, pudiendo dar lugar a plantas hijas (Nobel, 1988; Arizaga & Ezcurra, 2002).

Ecología

De origen caribeño y de la costa oriental mexicana, se ha extendido por el sur de Estados Unidos, islas del Pacífico, Australia, Sudáfrica y la cuenca mediterránea (desde Portugal hasta Asia Menor, incluidas las principales islas). En Europa fue introducida en el siglo XVI, a través de España por los conquistadores como planta ornamental y después como planta textil para la obtención de fibras bastas. En la Península Ibérica se observa en todas las provincias costeras. Igualmente presente en las Islas Canarias, Islas

Baleares y en el Algarve portugués. En Andalucía está presente en casi todo el litoral costero como ornamental en zonas urbanas y residenciales, incluyendo la costa onubense. Es resistente a la salinidad, pudiendo desarrollarse en suelos pobres de las zonas costeras y arenosas, prefiriendo lugares soleados. Puede crecer en aguas poco profundas, con suelos de baja fertilidad, pudiendo colonizar la arena desnuda (Bezóna *et al.*, 2009).

Resultados obtenidos

Está poco representado en la zona de estudio. En el término municipal de Ayamonte es donde se ha apreciado mayor cantidad, apareciendo ejemplares aislados en las islas de San Bruno e Isla de Canela, y bordeando los antiguos caminos salineros, viéndose grandes densidades en un tramo reducido de dicha zona de Isla Canela. Se encuentra también cerca de lugares urbanizados y campos de golf. Se ha observado igualmente en caminos de acceso hacia la marisma que sale de la carretera de Ayamonte y como valla ecológica en algunas fincas delimitando los caminos. Su presencia va decreciendo hacia Isla Cristina y se puede avistar esporádicamente en algunos bordes en la zona de marisma de Pozo del Camino, tanto hacia Isla Cristina como hacia La Redondela; también se ha observado puntualmente, en el monte público, compitiendo con chumbera brava y pino piñonero en los bordes de los caminos dunares. En el cinturón costero de Isla Cristina y hasta Islantilla, se han visto algunos ejemplares entre las retamas. También algunos individuos desde el Rompido, principalmente en el Portil, pero no hasta Punta Umbría, aunque llegando a esta población vuelven a verse. Finalmente, desde el litoral costero de Palos de la Frontera hacia Matalascañas, la pitera es casi inexistente, si bien algunos plantones se han podido apreciar a pie de playa en Mazagón.

Características de la invasión

La introducción de esta especie fue intencionada, en un principio con fines ornamentales y después como productora de fibra, aunque la especie ha sido utilizada tradicionalmente para señalar caminos, delimitar fincas, producir forraje y como material de construcción en la arquitectura rural tradicional. Todo ello ha sido la razón por la que se ha generalizado su uso. Esta pita se ha instalado principalmente en las cunetas de fincas y carreteras costeras del poniente de Huelva. Se ha considerado localmente como un neto peligro para la vegetación autóctona, no aportando ventajas ambientales de ningún tipo. En el arco costero de Huelva es poco abundante tanto en los ecosistemas litorales, como en los sistemas dunares, enebrales, sabinares y matorrales costeros. Nosotros la hemos localizado entre *Pinus pinea*, *Retama monosperma*, *Pistacia lentiscus* y *Pistacia terebinthus*. También se ha visto en hábitats con manchas densas y apretadas de especies alóctonas, como *Opuntia dillenii* y *Opuntia maxima*. En ambientes con altos niveles de salinidad, como son los Parajes Naturales de las Marismas de Isla Cristina, se ha avistado entre especies autóctonas como *Suaeda marítima*, *Limonium sp.*, *Aster tripolium*, *Puccinellia sp.*; y especie alóctonas como *Spartina densiflora*. En la Laguna del Portil, entre *Pinus pinea* y *Retama monosperma*, se ha observado su presencia en manchas pequeñas distanciadas unas de otras y se ha convertido en habitual entre las unidades ambientales, como las playas, matorrales, marismas, lagunas y campos de golf.

Especie similar: *Agave americana ssp. marginata* (L., 1753). Fam. Agavaceae. Pita, agave amarillo, magüey, pitera, pitaco.

Esta forma ha sido también importada desde México. Las hojas tienen los bordes anchos de color amarillo. Asilvestrada en España y en otros países mediterráneos desde

el siglo XVI. Constituye a menudo un rasgo típico del paisaje mediterráneo. Por lo demás sólo se han observado varios individuos aislados por la zona de estudio.



Agave americana ssp. marginata entre *Opuntia dillenii* en Isla Cristina



Agave americana entre *Opuntia maxima* al norte de la marisma Ayamonte.

Aprovechamiento

La pita se ha aprovechado desde antiguo para fabricar fibras, papel, artesanías a partir de las hojas (Negrete *et al.*, 2010); y licores como el tequila y el mezcal, a partir de la piña (Espinosa *et al.*, 2003). Igualmente se ha utilizado para construcción (García-Mendoza, 1998), si bien, es de todos conocido su uso como planta ornamental de zonas áridas. La obtención de bienes en áreas introducidas ha sido la mejor solución para controlar y en su caso erradicar a esta especie presumiblemente invasora.

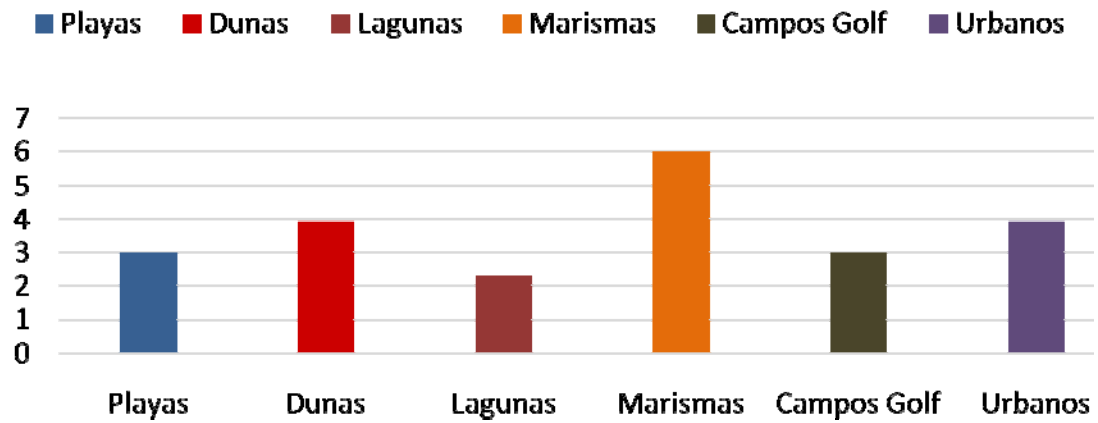
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Agave americana*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa		10							10	20	
	2.Dunas	1.Matorrales	40	10							50	
		2.Pinares y enebrales										
	2. Lagunas					10					10	
	3. Marismas		400								400	
	4. Campo de Golf		20								20	
	6.Urbanos		10	10	10				10		10	50
	Total de cada subzona		480	20	10		10		10		20	550 (m²)
	Total de cada zona		480	30		10			30			

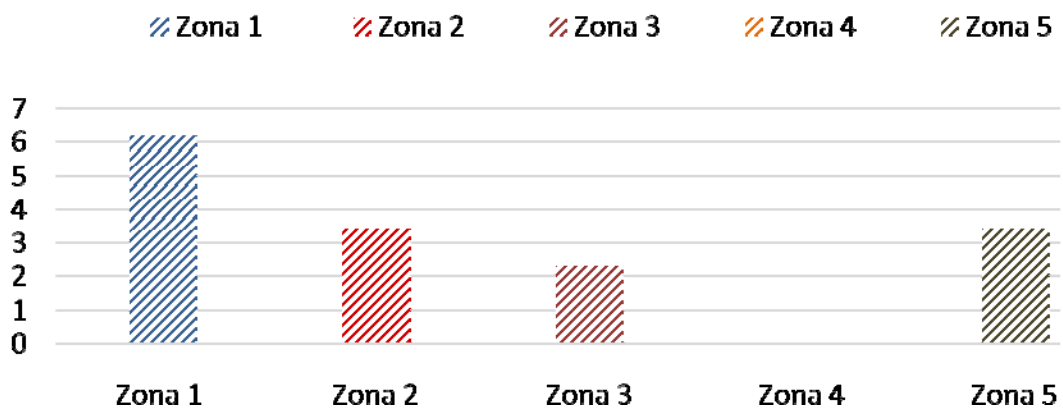
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina- 2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera- 5.2 Moguer-5.3 Almonte)

Agave americana

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA Nº 2



Gandul entre los pinares y los eucaliptos monte de Isla Cristina.

Especie: *Ailanthus altissima* (mill, 1916). Fam. Simaroubaceae.

Ailanto, árbol del cielo, zumaque falso, gandul de carretera.

Descripción. Según Navarro & Muñoz (2008)

Árbol caducifolio, con una talla de unos 20 metros pudiendo alcanzar los 25. Las hojas son caducas, imparipinnadas teniendo una longitud de 40-60 cm, entre 13 y 25 foliolos lanceolado-ovados, de unos 10 cm de longitud. Las flores son unisexuales que aparecen a principios de verano siendo de color verde, con unos 7 mm de diámetro, dispuestas en panículas de unos 20 cm de longitud y separadas en árboles distintos, las masculinas poseen un olor desagradable. Los frutos son samaras, con alas retorcidas de unos 3-4 cm de color pardo-rojizo en principio y se oscurecen en otoño teniendo una semilla en el centro. La reproducción sexual se realiza por semillas aladas con dispersión anemócora, pudiendo producir un ejemplar adulto hasta 1 millón de semillas en un año (Weber, 2003). La reproducción vegetativa se realiza por brotes de cepas y raíces que pueden aparecer a varios metros de la planta madre, y produciendo una floración temprana, que no es un fenómeno raro (Zheng, 1978). El sistema radicular del ailanto es muy abundante y fuertemente extendido tanto en superficie como en profundidad (Climent *et al.*, 2006).

Ecología

Originario de China central, Taiwán y Norte de Corea. Se ha introducido en Europa, Macaronesia, África, Estados Unidos, Sudamérica, Asia y Australia. A mediados del siglo XVIII el ailanto fue introducido en Europa, y en España, está naturalizado desde comienzos del siglo XIX. Se observa en todas las provincias costeras por el Atlántico y el Cantábrico, siendo una de las especies alóctonas más extendidas por toda la cuenca mediterránea (Crespo *et al.*, 2008; Andreu & Vilá, 2009). Igualmente presente en las Islas Canarias y Baleares. También lo está en Portugal (Algarve). En Andalucía está presente en casi todo el litoral costero en zonas urbanas y residenciales como árbol ornamental. Esta especie es capaz de invadir climas que van de templado a frío tropical (Cronk & Fuller, 1996); resiste eficazmente la salinidad, pudiendo

desarrollarse en suelos pobres de las zonas costeras y arenosas, incluso puede tolerar estériles colinas rocosas, si la precipitación es de > 750 mm por año (Zheng, 1978), siendo un árbol muy tolerante a la contaminación (Gildemeister, 2006; Navarro & Muñoz, 2008). Además, el olor fétido de sus flores masculinas es muy atractivo para los insectos polinizadores, que las prefieren frente a las especies autóctonas, lo que funciona como mecanismo de desplazamiento a nivel de polinización, proporcionando en la miel un sabor desagradable cuando las abejas se nutren de estas flores. Las toxinas producidas en la corteza y las hojas se acumulan en el suelo e inhiben el crecimiento de otras plantas.

Resultados obtenidos

Esta especie está poco representada en la zona de estudio estando presente en puntos muy concretos. En el término de Ayamonte no se ha visto ejemplares de esta especie, ni en la zona de Isla Canela. Sí la hemos encontrado en Isla Cristina y se han visto en el monte público, al norte de la playa llamada Casita Azul extendiéndose aproximadamente una media hectárea a ambos lados de una carretera teniendo diferentes edades, siendo más joven la zona más al norte de la carretera, no llegando a superar los dos metros de altura. En la mancha al sur de la carretera existe algún ejemplar que supera los cinco metros de altura. Desde de esta playa y hasta Islantilla, no se han encontrado individuos, ni desde Urbasur hacia La Redondela, ni tampoco se ha detectado desde Islantilla hasta la flecha del Rompido. Finalmente en el litoral costero desde el término de Mazagón hasta Matalascañas, existen varios individuos en el campo de golf.

Características de la invasión

La introducción de esta planta en la costa de Huelva ha sido intencionado con fines ornamentales en parques y jardines. Cultivado como especie xerófila de rápido crecimiento, se ha naturalizado en casi todas las zonas cálidas de la Península Ibérica, habitando en áreas periurbanas y espacios naturales. También se ha empleado en la recuperación de tierras de vertederos (Lee *et al.*, 1999). Está presente en montes públicos entre pinares (*Pinus pinea*), retamar (*Retama monoesperma*) y azucena de mar (*Pancratium maritimum*). No se ha visto en ecosistemas dunares, enebrales o sabinars costeros, aunque está bien representado en lugares antrópicos, en las cunetas de las carreteras y alrededor de algunos campos de golf. No se ha apreciado su existencia en los Parajes Naturales de las Marismas de Isla Cristina, Marismas del Piedras y Flecha del Rompido.

El zumaque desplaza a la vegetación autóctona debido a que es capaz de sintetizar, principalmente la ailantona, un cuasinoide que actúa como herbicida natural (Lin *et al.*, 1995; Heisey, 1996; Castro-Díez *et al.*, 2008), con el fin de evitar la depredación por insectos fitófagos; y secundariamente la ailantinona, la chaparrina y el ailantinol B, todos ellos son liberados por la raíz (Heisey, 1990; Climent *et al.*, 2006), pudiendo actuar como sustancias alelopáticas favoreciendo la implantación de los retoños, mediante el desplazamiento de la flora autóctona (Dana *et al.*, 2004; Quesada *et al.*, 2009). Por estos impactos negativos, son consideradas localmente como un neto peligro para la vegetación autóctona, observándose también que su presencia es cada vez mayor en la zona de estudio.



Pies adultos gandul sobre el borde de la carretera, entre pinares y eucaliptos, en el monte público de Isla Cristina.



Pies jóvenes de zumaque falso, entre pinares y azucenas de mar en el monte público de Isla Cristina.

Aprovechamiento

Se aprovecha como planta ornamental desde el siglo XVIII por su rápido crecimiento, crear sombra y sujetar taludes. Su madera se tornea bien, aunque no es de buena calidad, pero sí adecuada para elaborar pasta de papel y producir biomasa. Precisamente, una manera de erradicar la especie y sustituirla por oriundas, es aprovechar estas circunstancias y retirar los ailantos para fabricar briquetas, lo más rápido y rentable (Vignote, 2013).

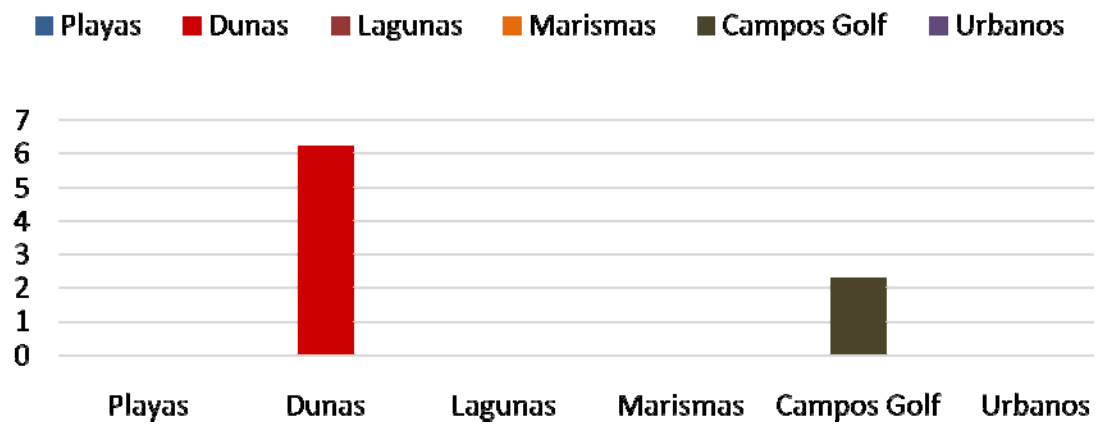
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Ailanthus altissima*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales										
		2.Pinares y enebrales		5.000								5.000
	3. Lagunas											
	4. Marismas											
	5. Campo de golf										10	10
	6. Urbanos											
	Total de cada subzona			5.000							10	5.010 (m²)
	Total de cada zona			5.000					10			

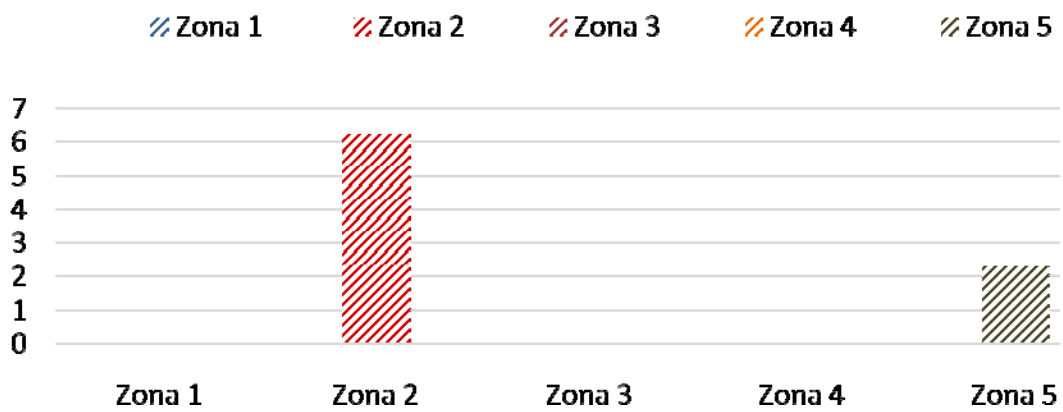
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Ailanthus altissima

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA Nº 3



Flor de uña de león en el campo de golf de Matalascañas-Almonte

Especie: *Carpobrotus edulis* (L., 1759). Fam. Aizoaceae

Uña de gato, uña de león, diente de león, hierba de cuchillo.

Descripción. Según Goncalves & Castroviejo (1978)

Es una planta reptante con los tallos de 2 metros de largos y radicales siendo las ramas cortas con numerosas hojas de color verde, con una longitud de 4-10 cm y 1-0,6 de ancho teniendo en la mitad de la hoja de su sección transversal forma de triángulo equilátero. Las flores son grandes de 8-10 cm de diámetro, estando solitarias, siendo de color púrpura, amarillo o anaranjado, con 5 tépalos, provistas de numerosos estaminodios petaloideos de color amarillo o rosado, dispuestos en 3-4 verticilos. El fruto es carnoso, drupáceo, indehisciente, de forma oval, con 8-16 lóculos. Las semillas son grandes, ligeramente comprimidas, rodeadas de mucílago. Florece de marzo a junio y la fecundación es alógama y entomófila, los frutos son succulentos ingeridos por pájaros y por pequeños mamíferos como conejos y ratas, los cuales contribuyen a su dispersión al ser expulsadas las semillas con las deyecciones. Se reproduce activamente de manera asexual mediante estolones que salen de los nudos caulinares y enraízan fácilmente. Una vez establecido en la zona, muestra una alta tasa de reproducción vegetativa, y su crecimiento no parece verse afectado por la herbivoría o competencia (D'Antonio, 1993; Campelo *et al.*, 1999). Hibrida con las especies próximas (Albert *et al.*, 1997; Vila & D'Antonio, 1998), lo que puede intensificar el proceso de invasión o el impacto sobre la integridad de las especies nativas (Suehs *et al.*, 2004).

Ecología

De origen sudafricano, la uña de gato a nivel mundial, está ampliamente introducida y naturalizada. En Europa se importó a principios del siglo XX y en España se utilizó para fijar dunas y acantilados costeros, encontrándose naturalizados de manera puntual y dispersa por algunos puntos del litoral ibérico, así como en las Islas Baleares. Casi siempre, limitada a zonas costeras y arenosas resistiendo eficazmente la salinidad pudiendo desarrollarse en suelos pobres. Debido a su poder de reproducción y multiplicación, esta especie se ha convertido con su presencia, como una más del

paisaje colonizando grandes extensiones, a menudo con manchas muy densas y apretadas. Necesita exposiciones a pleno sol. Acumula y concentra las sales producidas en el suelo, con lo cual altera el sustrato y reduce el pH del suelo e influye en la dinámica de nutrientes (D'Antonio & Mahall, 1991), disminuyendo así la disponibilidad de nutrientes en el terreno. En España, se observa en las provincias costeras del litoral, con alguna presencia esporádica hacia el interior y sobre todo en las Islas Canarias. Igualmente presente en el Algarve portugués.

Resultados obtenidos

La uña de león está bien representada en casi toda la zona de estudio, siendo posiblemente una de las consideradas en principio, como invasora. En el término de Ayamonte aparecen en la Isla de San Bruno y parte del Guadiana, también en la zona de Isla Canela bordeando las playas, en zonas urbanizadas y el campo de golf. Su presencia va aumentando hacia Isla Cristina, claramente frecuente en los bordes superiores de las playas, sistemas dunares, y entre pinares y retamales. Desde Isla Cristina hacia Urbasur, el diente de león es menos abundante hasta llegar al sur de las urbanizaciones, con una importante mancha alrededor de la Casita Azul. Desde la Antilla hasta el Terrón es muy abundante por los caminos, pero desde aquí hasta el extremo de la Flecha del Rompido la especie es casi inexistente, solamente se ha contemplado una pequeña mancha cerca de la casa de los almadraberos y otra en el campo de golf. Desde el Rompido hacia el Portil, se observan dos pequeñas manchas, una cerca de la zona urbanizada y la otra en el campo de golf. Desde el Portil hasta Punta Umbría el diente de león vuelve a aumentar su presencia en varias unidades ambientales como las playas, los enebrales y pinares. En el término de Mazagón, esta planta puede considerarse esporádica, aunque existen varias manchas pequeñas cerca de las urbanizaciones que bordean las playas. En el término de Moguer esta presente en los alrededores de la laguna de las Madres. Mucho más abundante en la zona costera de Almonte, desde el acceso a la playa frente a la Torre del Oro, en dirección al camping, con una espesa mancha en la entrada, bordeando el camino, siendo la zona donde el diente de león es más abundante. Por lo demás, algunos puntos en los acantilados de las playas, desde la playa Castilla hasta la de Torre la Higuera y ya disminuyendo claramente su abundancia en Matalascañas.

Características de la invasión

Actualmente se encuentra naturalizada como planta ornamental y de interés para cubrir taludes y dunas litorales, en casi toda la costa andaluza. A pesar de que la uña de león es catalogada como especie invasora, parece prestar un gran servicio de protección contra la erosión, soportando bien la sequía, la salinidad y los sustratos arenosos. La uña de león es muy frecuente debido a la proliferación de urbanizaciones y las nuevas obras de jardinerías que han aumentando en las zonas costeras del sur de Huelva. No obstante, el efecto puede ser negativo si existen grandes manchas con altas densidades, que hacen disminuir el transporte de arena y producen una alteración en la dinámica costera natural. Desde el punto de vista ambiental parece tener un cierto impacto negativo sobre algunas plantas autóctonas que habitan en las dunas costeras (como *Pancratium maritimum*, *Lotus creticus*, *Ammophila arenaria*, *Crucianella maritima* y *Malcolmia littorea*). En el cinturón costero de Huelva es relativamente abundante en ecosistemas litorales de dunas, enebrales, sabinares, bosques y matorrales, compitiendo con las especies autóctonas de los matorrales de *Retama monosperma* y también debajo de pinares de *Pinus pinea*, sabinares de *Juniperus phoenicea* y enebrales costeros de *Juniperus oxycedrus*. También hemos observado su presencia entre manchas de flora alóctona como *Eucalyptus camaldulensis*, *Oxalis pes-caprae* y *Opuntia dillenii*. En ambientes con un alto nivel de salinidad como es el Paraje Natural de las Marismas del

Piedra y Flecha del Rompido, se ha apreciado entre especies autóctonas como *Suaeda maritima*, *Limonium* sp., *Aster tripolium*, *Puccinellia* sp., y alóctonas como *Spartina densiflora*. Presentes también en lugares húmedos como la Laguna de Palos y Las Madres, entre *Retama monosperma* y *Pistacia lentiscus*.

Especie similar: *Carpobrotus acinaciformis* (L., 1927). Fam. Aizoaceae. Uña de gato, uña de león, diente de león, hierba de cuchillo.

Es una planta reptante con tallos largos y radicales, las ramas son cortas con numerosas hojas de color verde glauco y purpúrea en los extremos. La hoja en la mitad de su sección transversal tiene forma de triángulo isósceles, de 4-11 cm de longitud y 1-1,5 de ancho. Las flores son grandes de 7-10 cm de diámetro estando solitarias siendo de color púrpura de 4 a 5 tépalos, provistas de numerosos estaminodios petaloideos de color púrpura intenso, dispuestos en 3-4 verticilos. Por sus características ecológicas, así como su importancia como especie invasora son las mismas que para *C. edulis* (Goncalves & Castroviejo, 1978).



Mancha de *Carpobrotus acinaciformis* entre retamas y opuntias en la flecha del Rompido, Lepe.

Aprovechamiento

Toleran bien la sequía y los vientos salinos de procedencia marítima, aunque prefiere tanto una como otra especies los suelos sueltos y arenosos. Se utilizan para el control de la erosión en taludes de terrenos agrícolas, también como cubierta ornamental y como planta medicinal. Igualmente, se utiliza como alimento, en ensaladas, acompañamiento y en fritura. La pulpa se usa en las áreas originales de distribución para ñas quemaduras y lavado de heridas (Grobler & Condry, 2013).

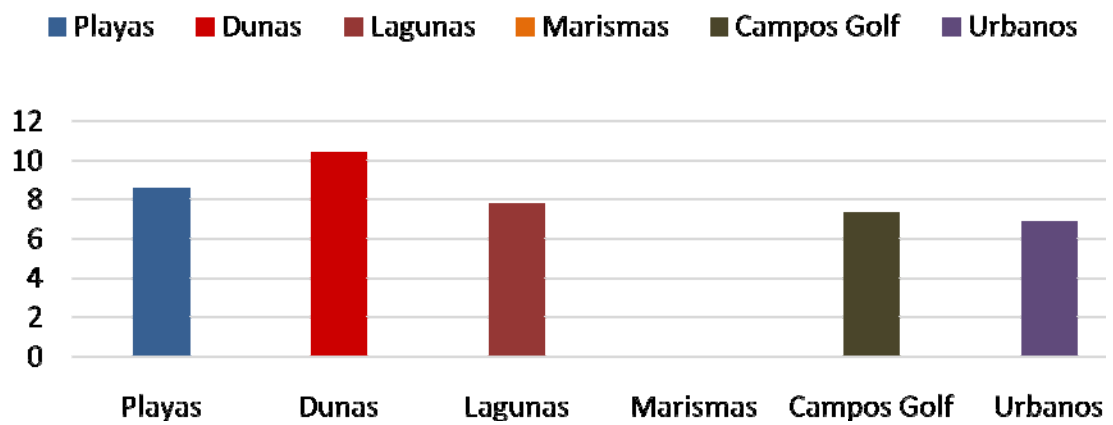
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Carpobrotus edulis*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa		275	1000		30	3100		360		770	5535
	2.Dunas	1.Matorrales		4000	4400		1000				22.000	31.400
		2.Pinares y enebrales		235			2000					2235
	3. Lagunas									2400		2400
	4. Marismas											
	5. Campo de golf		1000	30		30					510	1570
	6. Urbanos		200	200			300				300	1000
	Total de cada subzona		1475	5465	4400	60	6400		360	2400	23580	44.140 (m²)
	Total de cada zona		1475	9865		6460			26340			

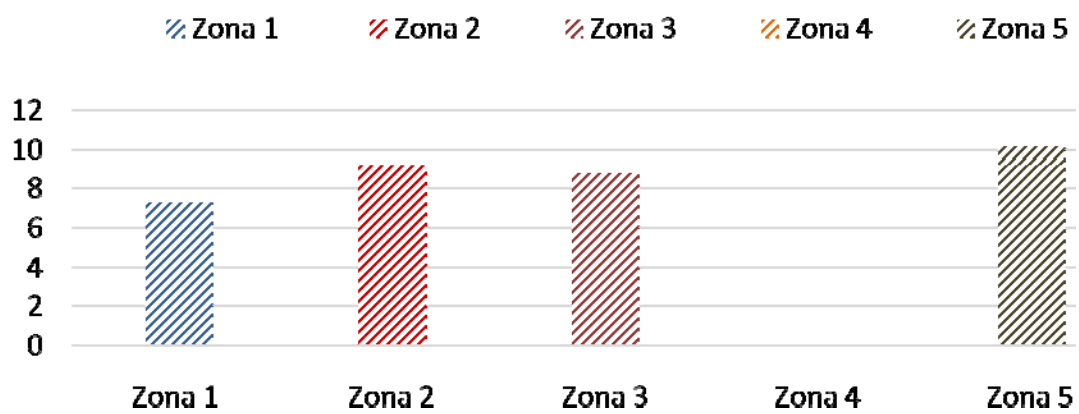
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Carpobrotus edulis

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 4



Carrizo de la Pampa borde de la carretera en la zona oeste del Portil (Punta Umbria).

Especie: *Cortaderia selloana* (Schultes & Schultes, 1900). Fam. *Gramineae*

Hierba de la Pampa, carrizo de la Pampa.

Descripción. Según Schultes & Schultes (1900)

Es una planta gramínea perenne de hasta 4 m de altura, provista de robustas macollas. Las hojas son planas, dispuestas en rosetas, que pueden tener tres metros de diámetro teniendo forma laminar, con los bordes aserrados y de tacto áspero y cortante, de donde proviene en nombre de cortadera; tiene una longitud de 1-3 m, de color glauco. Se trata de una especie ginodioica, siendo una planta con flores hermafroditas y femeninas, aunque funcionalmente es dioica, de manera que para la reproducción es preciso que ambos tipos de plantas se encuentren relativamente próximas. Las inflorescencias están en panículas de gran tamaño, de 80-100 cm, teniendo un característico color blanco plateado, soportadas por largos pedúnculos siendo las ramas erectopatentes en los individuos masculinos y patentes en los femeninos, floreciendo de agosto a octubre llevando en las espiguillas entre cuatro y ocho flores, comprimidas lateralmente teniendo las glumas lanceoladas, desiguales y membranosas. Se reproduce exclusivamente por semilla, si bien produce gran cantidad de diásporas fácilmente diseminadas por el viento, desarticulándose la raquilla por debajo de cada flor. Las plantas femeninas son capaces de producir hasta 100.000 semillas por inflorescencia (Ecroyd *et al.*, 1984).

Ecología

Procedente de América del Sur (Argentina, Uruguay, Brasil y Chile). Fue introducida en zonas templadas de Sudáfrica y Nueva Zelanda, África del Sur (Starr *et al.*, 2003) y Europa como planta ornamental por las vistosas macollas formando inflorescencias con forma de penacho o plumero más o menos plateado. A partir de los jardines donde se han cultivado, se han ido naturalizando en diversas partes del mundo. En España su presencia data del año 1969. Aunque aparece por primera vez en puntos

de Cataluña, es en el borde cantábrico (País Vasco, Cantabria y Asturias), donde se encuentra más extendida, con carácter netamente invasor. También se encuentra naturalizada en las Islas Canarias y costa del Algarve en Portugal. En la costa andaluza y en diversos puntos del litoral onubense, se encuentra ligeramente naturalizada a partir de plantaciones ornamentales, resistiendo eficazmente la salinidad, pudiendo desarrollarse en suelos pobres. Las hojas afiladas serradas pueden cortar la piel sin protección (Starr *et al.*, 2003).

Resultados obtenidos

Esta planta está relativamente poco representada en la zona de estudio siendo considerada desde un principio como invasora. En el término de Ayamonte aparece en la Isla de San Bruno y en Isla Canela dispersa en los bordes de la marisma; también en la playa cerca de urbanizaciones y en el campo de golf. Se observa igualmente en parcelas agrícolas por la carretera que sale de Ayamonte hacia la marisma. Su presencia es común desde Isla Cristina hasta la flecha del Rompido presenciándose en el campo de golf y alrededores de las urbanizaciones de Islantilla y la Antilla como planta ornamental. Desde el Rompido hasta el Portil se observa entre urbanizaciones siendo más abundante en los campos de golf. En el término de Punta Umbría es patente alrededor de la laguna del Portil. Finalmente desde Mazagón hasta Matalascañas la cortadería puede considerarse esporádica, también en algunos puntos dentro de campo de golf de Matalascañas entre enebros y sabinas, y las urbanizaciones aledañas.

Características de la invasión

En el cinturón costero de Huelva es escasa tanto en los ecosistemas litorales como en los sistemas dunares y matorrales costeros, aunque se ha visto compitiendo con las especies autóctonas en los arenales ocupados por *Retama monosperma*. Es una planta muy rústica, bien adaptada a las temperaturas extremas y a la sequía, aunque en el litoral onubense prefiere los terrenos frescos y eutróficos, sobre todo en los campos de golf, compitiendo con *Pinus pinea*, *Pinus pinaster*, *Juniperus phoenicea* y *Juniperus oxycedrus*.

Este carrizo tiene al parecer un impacto negativo al aumentar el riesgo de incendios. Una vez instalada, muestra una firme tendencia a sobrevivir debido a que forma grandes macollas no apetecibles para los herbívoros por la presencia de agujas de sílice en sus hojas. La hemos visto en ambientes con un alto nivel de salinidad, principalmente los Parajes Naturales de las Marismas de Isla Cristina y Marismas de San Bruno, entre especies autóctonas como *Suaeda marítima*, *Limonium sp.*, *Aster tripolium*, *Puccinellia sp.*, y especies alóctonas como *Spartina densiflora*, *Arundo donax* y *Oxalis pes-caprae*. En la zona estudiada, por el momento, no presenta un gran peligro aunque está representada en casi toda la zona de estudio siendo considerada como invasora en las normativas vigentes.

Aprovechamiento

No es un buen pasto para el ganado, que lo rechaza. Sin embargo, este carrizo se utiliza además de en jardinería, como adorno en floreros y ramos de flores, siendo los plumeros convenientemente desecados y teñidos de rojo, verde, azul y amarillo. Dada su resistencia a la contaminación, se utiliza también en fitodepuración y para obtener celulosa. En sus áreas nativas, los oriundos lo utilizaban en la antigüedad como febrífugo (Saritizo-Samayoa, 2012).

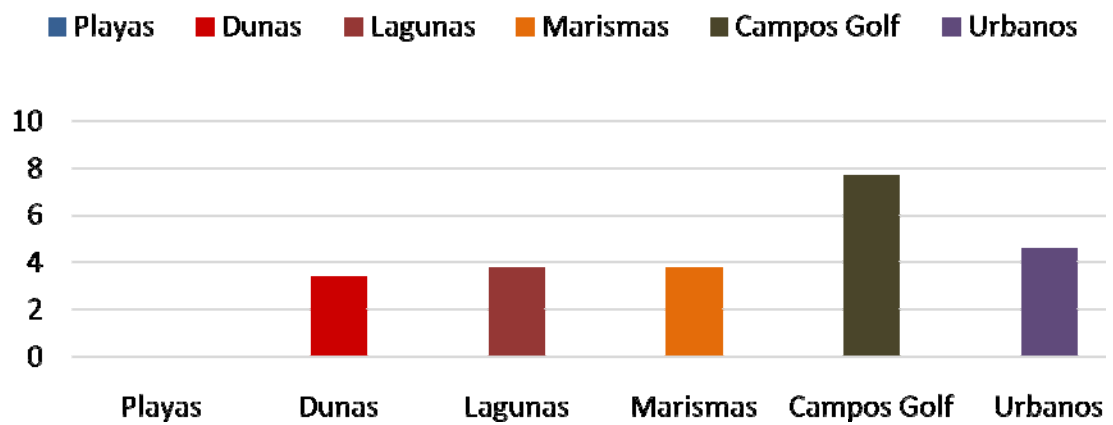
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Cortaderia selloana*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (Cada planta ocupa 3 m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa										
	2.Dunas	1.Matorrales	125			30	30				185
		2.Pinares y enebrales									
	3. Lagunas					30					30
	4. Marismas		30	15							45
	5. Campo de golf		450	550		1110				75	2190
	6. Urbanos		20	20		40	10			10	100
	Total de cada subzona		625	590		1180	70			85	2550 (m²)
	Total de cada zona		625	590		1250			85		

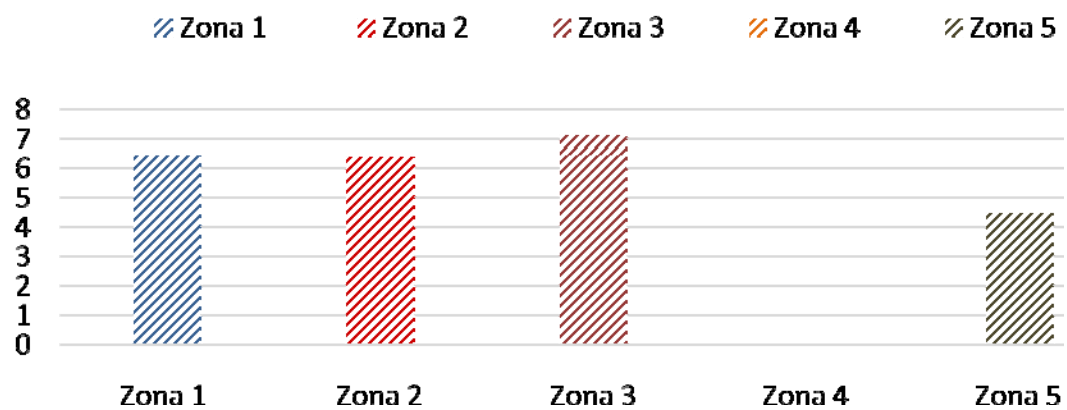
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Cortaderia selloana

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 5



Flores de tabaco moruno en el borde de la zona norte de la marisma en Isla Cristina.

Especie: *Nicotiana glauca* (Graham, 1828). Fam. Solanaceae.

Gandul, tabaco moruno, aciculito, calenturero, bobo, venenero.

Descripción. Según Graham (1987).

Arbusto siempre verde pudiendo alcanzar un porte de más de 6 m de altura; el tronco tiene la corteza de color pardo grisácea, las ramas de color verde glauco, siendo bastante quebradizas (Valdés *et al.*, 1987). Las plántulas crecen muy rápidamente debido a la alta efectividad fotosintética de sus hojas; en el primer año las plantas jóvenes pueden alcanzar 3 m de altura y florecer, lo cual se verifica de marzo a octubre, aunque en zonas de inviernos muy suaves puede hacerlo durante casi todo el año. Las hojas son alternas, cordadas-ovadas, elípticas o lanceoladas, de 5-15 cm de longitud, estando cubiertas al igual que las ramas, de una capa de pruina de color verde glauco, dispuestas alternas, pecioladas, de olor desagradable al partirlas. Las flores están en panículas de color amarillo con forma tubular de 3-4 cm de longitud estando las inflorescencias en panículas terminales con corola en forma de tubo estrecho y largo, unas cuatro veces más larga que el cáliz. El fruto es una cápsula ovoide o elipsoidal. La reproducción principalmente es sexual, siendo la dispersión anemócora a corta distancia, y a veces hidrócora; por la flotabilidad de las cápsulas navegan a larga distancia. Los individuos adultos producen entre 10.000 y un millón de semillas (Florentine *et al.*, 2006), diminutas, de color negro. También se reproduce vegetativamente, por estacas, siendo su crecimiento rápido (Hurrell & Bazzano, 2003).

Ecología

Originaria de Sudamérica, (Argentina, Paraguay y Bolivia), introducida en muchas regiones cálidas del Mundo como planta ornamental. Se encuentra naturalizada en Estados Unidos, Méjico, Sudáfrica, Namibia, Australia, Nueva Zelanda, la India e Indonesia.

Esta planta es tóxica, excepto las semillas maduras, porque contiene malato y citrato del alcaloide nicotina, de igual forma que *Nicotiana tabacum*. (Ragonese & Milano, 1984). Se supone que fue introducida en Europa a principios del siglo XIX. En España se introdujo de manera intencionada, primero en el archipiélago canario y posteriormente en el mediterráneo, aunque, ya se encontraba naturalizada en la provincia de Cádiz. En Canarias, ha invadido todas las islas. En las costas andaluzas se encuentra naturalizada y suele aparecer en las zonas áridas y cálidas de todo el litoral, generalmente en ambientes antropogénicos. Desde el punto de vista ambiental tolera bien la salinidad atmosférica aunque no la del suelo: tampoco aguanta el encharcamiento pero sí es tolerante a los daños mecánicos. Frecuente en zonas soleadas con agua a poca profundidad y en terrenos alcalinos (De Marzi, 2006).

Resultados obtenidos

El tabaco moruno está muy poco representado en la zona de estudio, siendo una de las que menos representación tiene en la zona de estudio. En el arco costero de Huelva se puede observar en los bordes de las marismas, dunas, matorrales, pinares y lugares antrópicos, como escombreras y tierras de relleno, también cercas de las ciudades en zonas ajardinadas. Nosotros la hemos visto en la parte sur de Isla Canela entre las dunas de la playa, y en el ecotono entre la marisma y las dunas. En Isla Cristina se ha observado cerca de la marisma, así como en la del Odiel, entre las piedras del borde de la carretera, pasada la Isla de Cabeza Alta y la playa del espigón. En los pinares de Mazagón se ha presenciado muy cerca de las urbanizaciones, así como en los solares abandonados que han tenido movimiento y aporte de tierra. En el campo de golf de Matalascañas, se ha visto algunas plántulas, en los bordes de los hoyos.

Características de la invasión

Esta especie fue introducida intencionadamente con fines ornamentales. En el arco costero de Huelva tiene un bajo nivel de abundancia en ecosistemas naturales litorales de los bosques y matorrales costeros, aunque compite con las especies autóctonas en los arenales, matorrales y pinares. Nosotros hemos visto al tabaco moruno en zonas secas y con las altas temperaturas, en los sistemas dunares compitiendo entre *Tamarix africana* y la especie alóctona *Yucca gloriosa*. En el ecotono entre la marisma y dunas, entre *Retama monosperma* y la especie alóctona *Arundo donax*, a pocos metros de la alóctona *Spartina densiflora*. También se ha apreciado en zonas con diferentes tipos de sustratos, pudiendo desarrollarse en suelos pobres y entre piedras, así como en ambientes con un alto nivel de salinidad, como son los Parajes Naturales de las Marismas de Isla Cristina, Marismas de San Bruno y Marismas Odiel, entre especies autóctonas como *Retama monosperma* y *Pinus pinea*, y alóctonas como *Opuntia dillenii* y *Spartina densiflora*. No se ha constatado su presencia en lugares húmedos como Prado Hondo en Isla Cristina, Laguna del Portil, Lagunas de Palos y Las Madres. En el campo de golf de Matalascañas, ya se ha citado su presencia en los bordes de los hoyos, conviviendo con *Juniperus phoenicea* y *Acacia saligna*. De lo expuesto y a pesar que puede ser considerada a nivel muy local como un neto peligro para la vegetación autóctona y estar catalogada como especie invasora, en la zona de estudio se ha estimado un bajo nivel de invasión, solamente algunos ejemplares aislados en cada subzona y como mucho, varios individuos de tamaño mediano.



Varios pies de calenturero entre yucas y tamarix en las dunas de la playa de Isla Canela, Ayamonte.



Pie aislado de calenturero entre las piedras del espigón de la ría de Huelva.

Aprovechamiento

Se ha considerado una planta medicinal, utilizándose las ramas tiernas cocidas al 2% para calmar heomorroides, así como para bajar las inflamaciones (Arrillaga, 1997). Lahite & Hurrell (1998), defienden que las hojas machacadas y en cataplasma, son buenas para el reuma y las quemaduras. También demuestran que contienen nicotina y anabasina, dos buenos insecticidas, considerando ahí la proliferación del tabaco moruno, al ser resistente a plagas. Por lo demás, está incluido en el Catálogo Español de Cultivos Energéticos (2013), si bien, el Catálogo de Especies Invasoras de 2013, lo hacen inútil para su explotación.

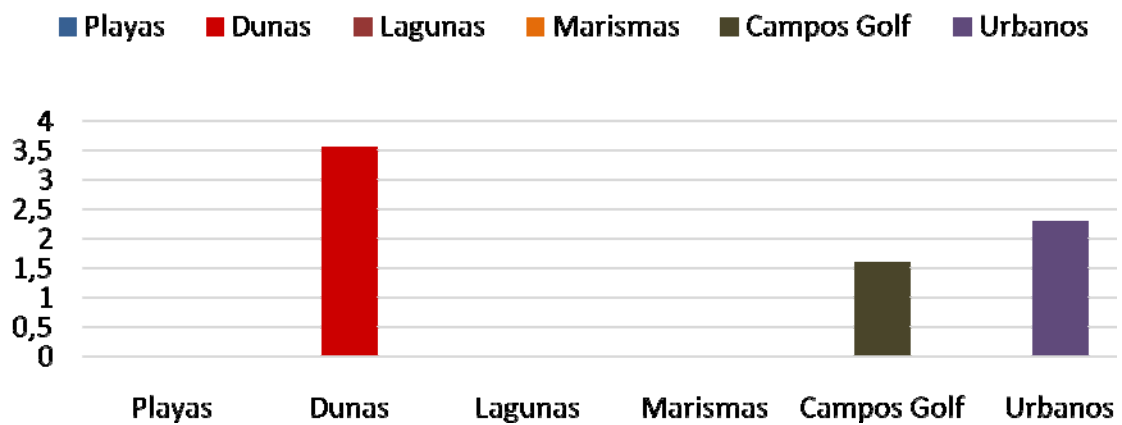
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Nicotiana glauca*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (Cada planta ocupa 2,5 m²).

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales	20	5				5			5	35
		2.Pinares y enebrales										
	3. Lagunas											
	4. Marismas											
	5. Campo de golf										5	5
	6. Urbanos		5	5								10
	Total de cada subzona		25	10				5			10	50 (m²)
	Total de cada zona		25	10				5	10			

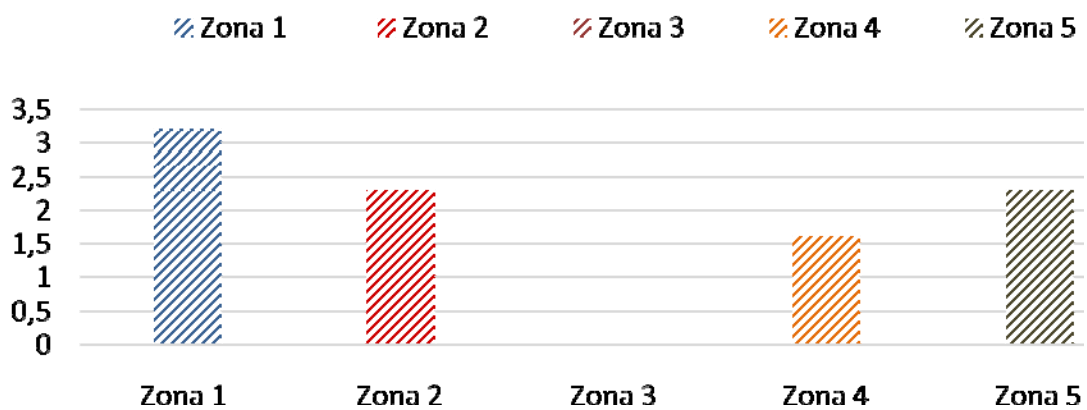
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Nicotiana glauca

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 6



Frutos sobre las palas de chumbera brava frente al molino mareal en la marisma de Isla Cristina (Huelva).

Especie: *Opuntia dillenii* (Haw., 1819). Fam. Cactaceae

Tunera india, chumbera brava, higo tuna.

Descripción. Según (Ker-Gawler, 1987).

Este arbusto de talla media, de unos tres metros, puede en condiciones excepcionales, alcanzar hasta los cinco. Algo rastrero, siendo en general muy extendido por la base. Las pencas, palas o cladodios son aplanados, con fuertes espinas concentradas en areolas y en número de 3 a 7, de distinto tamaño. La base de las grandes espinas se encuentra cubierta por numerosas espinillas pequeñas o gloquidios, muy apretados y con escamas en la base que van transformándose en espinas dirigidas hacia la base, más agudas cuanto más apicales. Las espinas mayores se suelen observar arqueadas, con tendencia a la estriación transversal, dichas espinas son muy fuertes y tienen hasta 5-6 cm de longitud.

Las palas son relativamente deprimidas, de 30 x 18 cm, de color verde claro. Las espinas digiervan apicalmente de los cladodios. Las hojas están presentes sólo en el periodo juvenil temprano, desapareciendo precozmente. Se forman en la axila de la areola, siendo sustituidas por las espinas durante el crecimiento. Las flores son amarillentas muy aparentes, hasta 7 cm. Los estambres son estiliformes, algo capitados, de color verdoso en la base, claramente capitados y en glomérulo por su ápice. El estigma es algo oscuro. Los frutos son piriformes, de 7x3 cm, con gloquidios muy potentes, a menudo con grandes espinas. No obstante, el pericarpo es muy fino, envolviendo un mesocarpo carnoso con una pigmentación muy concentrada de color oscuro, en donde las betaninas integran la fracción dominante. Semillas grandes, de color ocre, muy numerosas (>75 por fruto). La reproducción se realiza por semillas que se forman a partir de células reproductoras del propio pie de planta. La dispersión se lleva a cabo por animales, principalmente por insectos (hormigas, escarabajos), reptiles (lagartijas), aves (paseros) y mamíferos (conejos, ratas, ratones, cabras).

La multiplicación vegetativa es muy eficiente y se puede llevar a cabo tanto por un cladodio desprendido de la planta parental como por un pequeño pedazo del mismo, siempre que una areola esté completa y amparada por las dos caras del cladodio (Blasco *et al.*, 2105). La germinación de las semillas se produce en menos de tres meses, pero puede permanecer en diapausa más de un año; la mayoría de las semillas no germinan durante largos períodos, cuando las temperaturas medias están por debajo de 20 ° C (Reinhardt *et al.*, 1999). Por su parte, el enraizamiento del cladodio se puede producir en menos de un mes (obs. pers.).

Ecología

De origen caribeño y de la costa SW de estados Unidos, Bermudas y Cuba (Castroviejo *et al.*, 1990). Dado que se desarrolla originalmente en la República Dominicana y Haití (Isla de la Española), es posible que fuera la primera cactácea importada a Europa. Actualmente se ubica también en América del Sur, cuenca mediterránea, África subsahariana (Etiopía, Kenya, Somalia, Mozambique, Angola, Sudáfrica), Asia Menor (Arabia y países próximos), India, Filipinas, Nueva Zelanda y Australia. Es una eficaz planta de cercado natural, razón por la que se ha generalizado su uso. Casi siempre, limitada a zonas costeras y arenosas (Benson, 1982), resistiendo eficazmente la salinidad, pudiendo desarrollarse en suelos pobres. Debido a su altísimo poder de reproducción y multiplicación, la especie ha colonizado grandes extensiones, a menudo con manchas muy densas y apretadas convirtiendo su presencia en un problema para los hábitats autóctonos. En España, se observa en las provincias de Huelva y Cádiz, con alguna presencia esporádica hacia el interior (Sevilla, Granada, Almería). Igualmente presente en Portugal (Algarve) y sobre todo en las Islas Canarias (Punta de Teno, Tenerife, obs. pers.), impidiendo claramente el desarrollo de las formas propias (Blasco *et al.*, 2015).

Resultados obtenidos

La chumbera brava está bien representada en la zona de estudio, siendo posiblemente una de las más frecuentes de las consideradas en principio, como invasora. En el término de Ayamonte aparece bien patente en la Isla de San Bruno y en Isla Canela, tanto bordeando las antiguas salineras como en los bordes de las carreteras y caminos. Se observa igualmente en zonas urbanizadas y en el campo de golf. También en la carretera que sale de Ayamonte hacia la marisma, igualmente presente en la zona de pinar, aunque menos profuso, así como en los bordes de cultivos de naranjas y como valla ecológica. Su presencia va aumentando hacia Isla Cristina y ya es claramente frecuente en los bordes camineros y vallas de urbanizaciones de Pozo del Camino, tanto hacia Isla Cristina como hacia Redondela siendo la vegetación alóctona más abundante, posiblemente dominante. Desde Pozo del Camino a Isla Cristina la densidad disminuye un tanto, pero se incrementa hacia Redondela, donde puede considerarse la especie vegetal más abundante junto con el pinar. En el cinturón costero de Isla Cristina y hasta Islantilla, vuelve a ser abundante, encontrándose en todo el paraje y monte público, siendo en ocasiones más frecuente que la retama, el pino o el eucalipto.

Desde Urbasur hacia Redondela, la chumbera brava ocupa linderos y caminos, con gran profusión, lo que se extiende hacia Lepe y el Terrón. Los cultivos de naranjas y fresas impiden el crecimiento de la especie por Lepe y Cartaya, pero esta chumbera sigue presente en las lindes de fincas, plantada exprofeso y desde donde se extiende por campos incultos. De Cartaya al Rompido, se observa una presencia menos intensa, pero vuelve a aumentar hasta hacerse dominante en el Lancón y ribera izquierda del Piedras. En esta zona es donde posiblemente la especie es más abundante, claramente

dominante. Hacia El Portil, la tunera india vuelve a decaer pero se sigue viendo con cierta frecuencia, aunque menos que por las áreas anteriormente citadas lo que es patente en Punta Umbría. Finalmente, en Mazagón, la chumbera puede considerarse esporádica, si bien en algunos puntos próximos al Parador Nacional, hay manchas muy apretadas, con plantones nuevos bien patentes. Debido a la profusión de urbanizaciones que van aumentando hacia Matalascañas, la presencia de la chumbera brava es cada vez menor, hasta perderse totalmente.

Características de la invasión

En el cinturón costero de Huelva es abundante, tanto en los ecosistemas litorales como en los sistemas dunares, enebrales, sabinares, además de bosques y matorrales costeros, compitiendo con las especies autóctonas en los arenales por los matorrales de *Retama monosperma* y los claros, y debajo de pinares de *Pinus pinea*, como por los sabinares de *Juniperus phoenicea* y enebrales costeros de *Juniperus oxycedrus*. También se ha observado entre manchas de flora alóctona como *Eucalyptus camaldulensis*, *Oxalis pes-caprae* y *Carpobrotus edulis*. En ambientes con un alto nivel de salinidad como son los Parajes Naturales de las Marismas de Isla Cristina, Marismas del Piedra y Flecha del Rompido y Marismas Odiel, está presente, conviviendo con especies autóctonas como *Suaeda maritima*, *Limonium* sp., *Aster tripolium*, *Puccinellia* sp., y alóctonas como *Spartina densiflora*. En lugares húmedos como Prado Hondo en Isla Cristina, entre *Scirpus holoschoenus* y *Typha latifolia*; laguna del Portil, entre pinares y retamales, lagunas de Palos y Las Madres entre retamales y lentiscales. Incluso la hemos visto sobre techumbres, sobre un delgado sustrato de acículas de pino en descomposición.

Como se ve, la chumbera brava es muy frecuente en todas las unidades de la zona de estudio. También, la hemos visto rebrotar después de un incendio en la zona del Lancón (Cartaya).

Especie similar: *Opuntia stricta* (Haw, 1912). Fam. Cactaceae

Chumbera, palera.

La planta no sobrepasa dos metros de altura teniendo los tallos poco ramificados, tendidos o ascendentes, formando matas densas. Las palas son de color verde brillante de 16-19 cm de longitud x 10-12 cm de ancho y de 8-10 mm de grosor. Las aréolas están espaciadas de 3-4 cm, con espinas ausentes. Los glóquidos son de 2-4 mm, de color marrón-pajizo o anaranjado formando un fascículo denso. Las aréolas son de color marrón-grisáceo, de 3-4 mm de longitud x 2-3 mm de ancho teniendo los tomentos grisáceos. Las hojas tienen formas cónicas de color marrón-grisáceo de 3-4 mm de longitud. El fruto de 4 cm de longitud x 3'5 cm de ancho, de forma piriforme teniendo un color violeta-purpúreo. Existen controversias acerca de si *O. dillenii* es una subespecie de *O. stricta* o deben ser diferenciadas (Anderson, 2001). Para Bravo-Hollis (1978), es una especie muy variable, señalando a la primera como una variedad de *O. stricta*, mientras que Britton & Rose (1919), la citan como una especie distinta. Estos autores indican que en realidad se trata de un grupo (gr. *stricta*), compuesta de muchas razas que varían mucho en hábito, carácter y número de espinas, morfología de los gloquidios y color de las flores. Por lo demás, nosotros hemos observado algunos ejemplares en el campo de golf del Nuevo Portil.



Opuntia stricta, en el campo de golf Nuevo Portil.



Opuntia dillenii, entre suaeda, limonium y vinagreras en la zona del Lancon (Cartaya).

Aprovechamiento

Se ha utilizado como valla ecológica de gran eficiencia desde el siglo XIX, dadas sus agudas espinas y su alta resistencia a depredadores. Los frutos son de una gran estabilidad, con gran cantidad de taninos y betaninas (Mob Hammer *et al.*, 2006), habiendo sido utilizados para la fabricación de licores y mermeladas en Canarias, principalmente en Tenerife y Lanzarote (obs. pers.). El colorante de los frutos se utiliza para colorear alimentos y bebidas refrescantes (Obón *et al.*, 2009). El consumo de los frutos ha demostrado su eficacia contra la diabetes, si bien, su alto poder astringente lo hacen inútiles para su consumo habitual. Por lo demás, los colorantes se eliminan por la orina, dándole un marcado color rojizo que se confunde con una hematuria, razón por la que cuando los españoles llegaron a las islas caribeñas y le ofrecieron estos frutos, creyeron que habían sido envenenados y actuaron con represalias (Acosta, 1590).

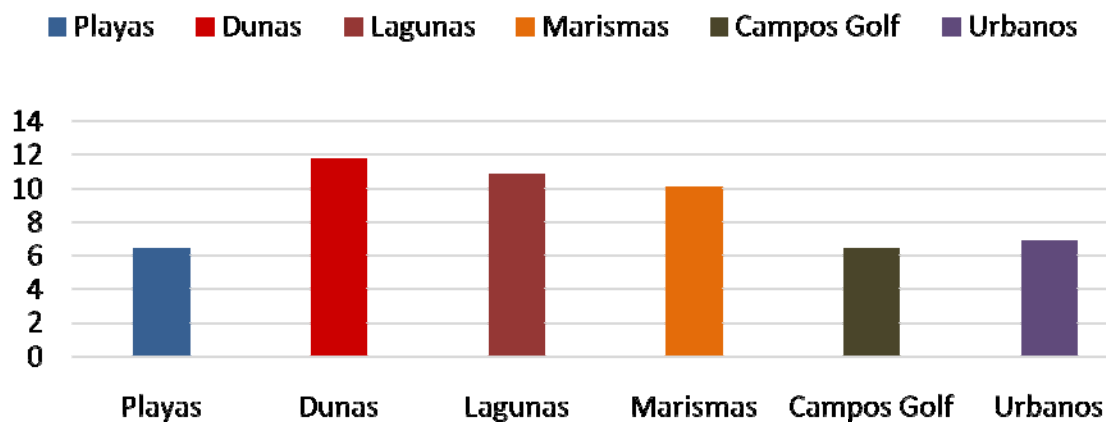
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Opuntia dillenii*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa		30			100			405		90	625
	2.Dunas	1.Matorrales	4.500	6.570	40.000		55	3.000	10.000		110	64.235
		2.Pinares y Enebrales		27.685	1.000	40.000	100					68. 785
	3. Lagunas						50.700					50.700
	4. Marismas		30.000	30.000	305	3.305		50				63.660
	5. Campo de golf		300	75	75	150						600
	6. Urbanos		200	200	300		300					1000
	Total de cada subzona		35.030	37.530	41.680	43.555	51.055	3.050	10.405		200	249.605 (m²)
	Total de cada zona		35.030	106.210		94.710		3.050	10.605			

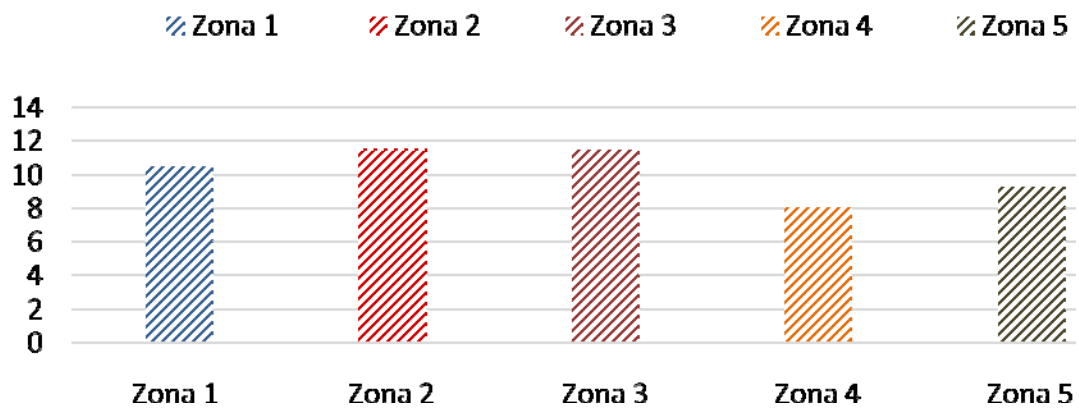
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Opuntia dillenii

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 7



Frutos sobre palas de *Opuntia maxima* (inermes) en la marisma del río Piedra (Lepe).



Fruto sobre pala de *Opuntia maxima* (espinosa) en la marisma de Isla Cristina.

Especie: *Opuntia maxima* (L., Mill., 1768). Fam. Cactaceae.

Chumbera, higuera chumba, tuna, nopal.

Descripción. Según Lloret (2016).

Arbusto de 4-5 m de altura, presentando un tronco de 25-30 cm de diámetro al envejecer, las palas son tallos transformados en cladodios siendo estrechamente ovalados a oblongos, aplanados, carnosos, succulentos de color verde glauco, de unos 60 cm de longitud por 20 cm de ancho y con un grosor de 20-25 mm. Las espinas están ausentes en las razas cultivadas inermes y existen en las formas silvestres de 2-4 por aréola teniendo de 2-3 cm de longitud, aplanadas y de color blanco amarillento. Las aréolas estrechamente elípticas tienen de 2-5 cm. Los gloquidios prontamente caedizos, siendo de color pardos o amarillentos. Florece de mayo a junio, teniendo flores de color amarillo, naranja o rojizo, de 4-5 cm de diámetro. Los frutos son piriformes de colores verdes, naranjas o rojos, provistos de gloquidios y a veces también de espinas, teniendo un tamaño de 8x3 cm de longitud en los silvestres y en los cultivados de 12 x 5 cm de longitud, con la pulpa de color verde y anaranjada. Las semillas son subovoideas, teniendo color ocre con un tamaño de 3 mm de diámetro. La reproducción sexual, poco efectiva se realiza por semillas que se forman a partir de células reproductoras del propio pie de planta, naciendo dos hojas pequeñas, de unos 10 mm de longitud y 5 mm de ancha, verdes o púrpuras que las pierde en pocos meses. La dispersión se lleva a cabo por animales, principalmente por insectos (hormigas, escarabajos), reptiles (lagartijas), aves (paseros) y mamíferos (conejos, ratas, ratones, cabras). La multiplicación vegetativa es relativamente eficiente y se puede llevar a cabo tanto por un cladodio desprendido de la planta parental como por un pequeño pedazo del mismo, siempre que una areola esté completa y amparada por las dos caras del cladodio. Esta capacidad es no obstante menor que en la chumbera brava, incluso la reproducción sexual es mucho menos exitosa, más bien esporádica. La germinación de las semillas se produce incluso después de varios meses, normalmente entre 30 y 70 días después de la antesis (Reyes-

Agüero *et al.*, 2005), pero puede permanecer en diapausa más de un año. Por su parte, el enraizamiento del cladodio se puede producir en menos de un mes (Blasco *et al.*, 2015).

Ecología

Originaria de América tropical, desde Méjico hasta Colombia (Kiesling, 1998), se encuentra extendida actualmente en Australia, norte y sur de África, América del Norte (California, Arizona, Florida, Nuevo Méjico, Carolina del Norte y Texas), se ha encontrado en oasis y valles preandinos de la macrozona norte de Chile (Cerezal & Duarte, 2005), Antillas (Puerto Rico), Asia occidental (Arabia, Irak, Siria) y el sudoeste de China. Fue una de las primeras especies llegadas a Europa entre 1548 y 1570 y posteriormente se introdujo por toda la cuenca mediterránea. En la Península ibérica era ya muy común en el siglo XVIII por las costas de Valencia, Andalucía, Murcia y Cataluña, Isla Baleares e Islas Canarias. Igualmente presente en Portugal. Actualmente en España se encuentra muy extendida por el sur y la costa mediterránea, generalmente en ambientes sometidos a intensa influencia antropógena y zonas abrigadas del interior de Andalucía (Sanz, 2006). En las zonas áridas y cálidas de todo el litoral andaluz, puede competir con la vegetación autóctona, impidiendo su regeneración, formando manchas densas y apretadas en los montes de Málaga y la costa de Almería. Considerada invasora por algunos autores para los endemismos insulares (Celesti *et al.*, 2009).

Resultados obtenidos

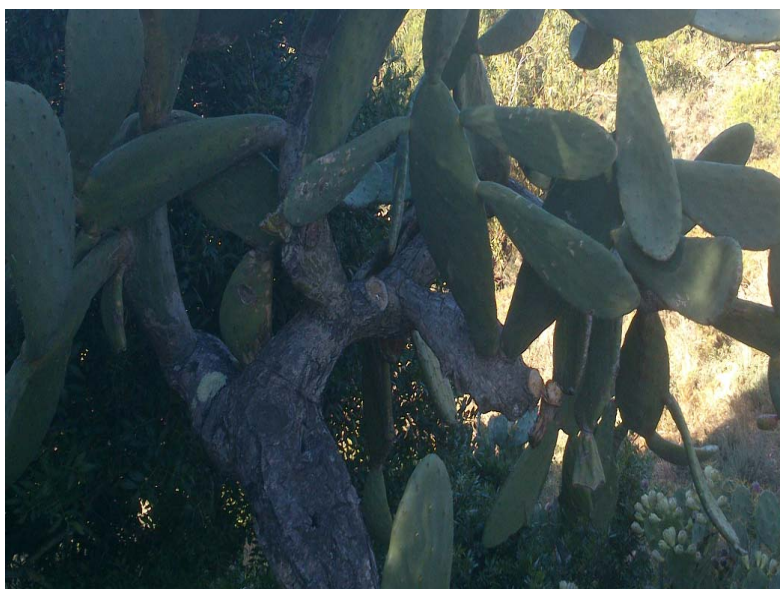
Esta chumbera está poco representativa en la zona de estudio, siendo más abundante en la parte occidental. En el término de Ayamonte aparece en la zona sur de los barrancos que bordea la marisma y se observa igualmente por los perímetros de fincas privadas como valla ecológica; también en los caminos que enlaza con la carretera nacional. Es frecuente verla en algunos bordes de caminos y vallas de urbanizaciones de Pozo del Camino. Su existencia va disminuyendo tanto hacia Isla Cristina como la Redondela. Desde Pozo del Camino a Isla Cristina la densidad desaparece, pero se incrementa un poco hacia la Redondela, apreciándose como valla de algunas parcelas en fincas agrícolas. Desde la zona costera de Isla Cristina hacia Islantilla, sólo se ha encontrado en la parte sur de la marisma. Desde Islantilla hacia el Terrón, hemos visto una mancha pequeña de esta especie en el interior del campo de golf y con un porte escaso con respecto al tamaño normal de la planta. En la parte este del puente de la Barca sobre el río Piedras, existe una buena mancha de chumbera en el borde de la carretera. Desde Cartaya al Rompido, su presencia es casi inexistente, pero se ha detectado una mancha mediana por la parte sur del campo de gol del Rompido, en el resto de la zona del Lancón y ribera derecha del Piedras, la especie es claramente inexistente. En lugares húmedos hemos identificado esta planta dentro del cerramiento de la Laguna del Portil. Desde las áreas anteriormente citadas va desapareciendo esta tuna hasta Punta Umbría. En la zona del Espigón de Huelva y las Islas colindantes, no la hemos observado. Finalmente, desde Mazagón hacia levante, esta especie puede considerarse esporádica, si bien en un punto próximo al este de la urbanización de Mazagón, existe una pequeña mancha de plantones nuevos bien patentes. Debido a la proliferación de urbanizaciones que van aumentando hacia Matalascañas se aprecia otra pequeña mancha puntual de la chumbera en el campo de golf.

Características de la invasión

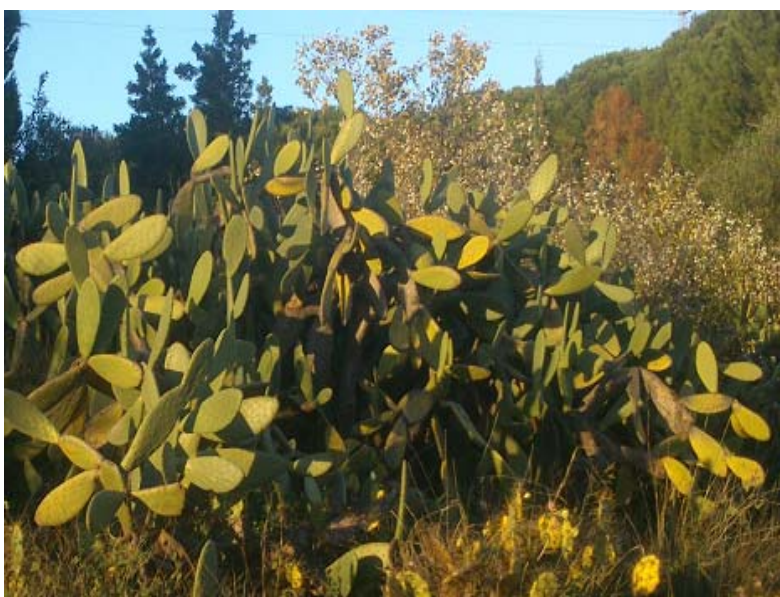
En España fue introducida posiblemente de manera intencionada, primero para aprovechar sus frutos y posteriormente para producir carmín, mediante cochinilla (*Dactylopius coccus*), que se alimenta de esta planta (Pérez *et al.*, 2001).

Subsidiariamente, se ha empleado en zonas áridas y paliar los efectos de los fuertes vientos marítimos. También como planta ornamental y setos antierosión en taludes de fincas y carreteras, utilizando la plantación de cladodios para posterior desarrollo de cercas naturales, razón por la que se ha generalizado su uso en casi todas las zonas agrícolas de la cuenca mediterránea, resistiendo eficazmente la salinidad, pudiendo desarrollarse en suelos pobres.

En el litoral de Huelva se puede observar en espacios naturales como los bordes de las marismas, lagunas, dunas, matorrales y pinares, por supuesto, en espacios antrópicos, cerca de las ciudades, fincas cultivadas y campos de golf, entre manchas de flora alóctona como *Eucalyptus camaldulensis*, *Oxalis pes-caprae* y *Carpobrotus acinaciformis*, conviviendo incluso con *Opuntia dillenii*. En el humedal de la laguna del Portil, entre pinares, retamales y lentiscales, mezclada con *Opuntia dillenii*. En ambientes con un alto nivel de salinidad, como son los Parajes Naturales de las Marismas de Isla Cristina, Marismas del Piedras y Flecha del Rompido, se ha identificado entre especies autóctonas como *Suaeda marítima*, *Limonium sp.*, *Aster tripolium*, *Puccinellia sp.*, y alóctona como *Spartina densiflora*. También en la playa de Matalascañas, en los acantilados, entre retamales, erizales y zarzales. Por las características ya descritas, esta planta supone una buena defensa para numerosas formas animales. Así, se observan huras de conejo, y refugiándose entre las raíces, algunas lagartijas (*Acanthodactylus erythrurus*, *Psammodromus algirus*), micromamíferos (erizos, ratas), e insectos y arácnidos (escarabajos, tijeretas, arañas, ácaros). Por ello y a pesar de que la higuera chumba puede ser catalogada como especie presumiblemente invasora, parece prestar un gran servicio de protección y refugio a la fauna local, la cual ya hubiera desaparecido a no ser por la presencia de *Opuntia maxima*. Ello supone que el tratamiento como especie invasora, debería ser ponderada a la hora de pensar en su erradicación.



Palas transformadas en tronco de *Opuntia maxima* en la parte sur de Ayamonte.



Mancha de *Opuntia maxima*, en la parte norte de las marismas de Isla Cristina.

Aprovechamiento

De todas las especies supuestamente invasoras, la chumbera común es posiblemente la más aprovechable en todos los sentidos. Y quizás, es también una de las plantas con más utilidad de todas las del reino vegetal. No hay ninguna especie autóctona en la Península Ibérica que tenga tantos atributos como la chumbera. Todas sus estructuras son aprovechables: raíces, tallos, flores y frutos, incluso sus parásitos y hasta su historia (Blasco *et al.*, 2015). Los beneficios son múltiples, que van desde la alimentación (frutos, semillas, nopalitos, licores), hasta la industria (paneles aislantes, biomasa), la cosmética (jabones, cremas, lociones), o la medicina (raíces, flores, zumos), de ahí que hasta la FAO considere a la chumbera una especie multipropósito, de gran potencial para las zonas áridas (Barbera & Inglese, 1993; Granados & Castañeda, 2003; Saenz, 2006; Portillo, 1995 y 2005).

La chumbera fue introducida en España por los primeros europeos llegados a América y de aquí, extendida a toda la cuenca del Mediterráneo, siendo Felipe IV uno de los más entusiastas en la propagación de la especie (Velázquez, 1998). Actualmente, está distribuida por toda la cuenca y en todos los países ribereños se extraen beneficios, menos en España, el país que provocó su desarrollo. Incluso se cultiva ex profeso para su explotación, siendo Italia, Israel, Marruecos, Túnez, Argelia y Líbano los más avanzados en dichos cultivos. Recientemente, se ha añadido a esta tendencia Portugal, incluso con una Asociación profesional. En cambio, en España se considera especie invasora sin ningún argumento que lo sostenga. Más adelante, se tendrá la oportunidad de insistir sobre ello.

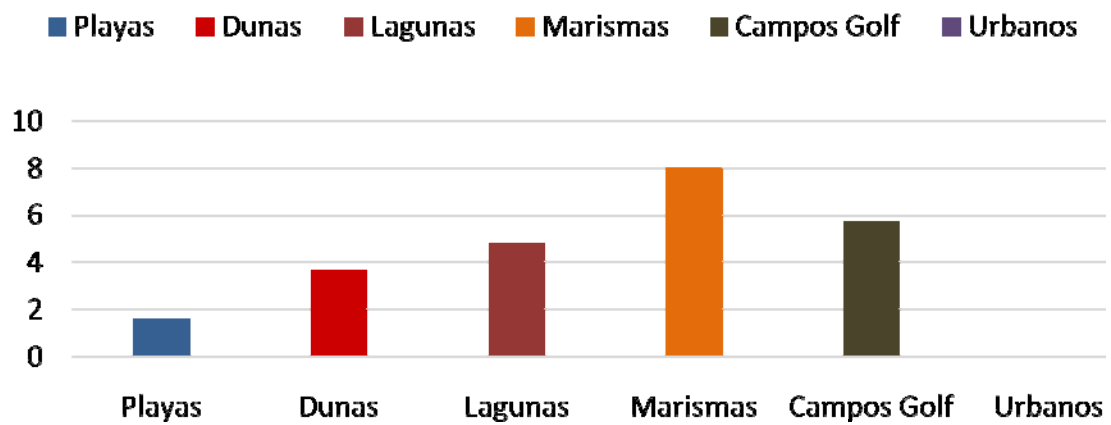
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Opuntia maxima*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa		5									5
	2.Dunas	1.Matorrales							20		20	40
		2.Pinares y enebrales				35						35
	3. Lagunas						120					120
	4. Marismas		1750	1310		20						3080
	5. Campo de golf		50	5		250					10	315
	6. Urbanos											
	Total de cada subzona		1.805	1.315		305	120		20		30	3.595 (m²)
	Total de cada zona		1.805	1.315		425			50			

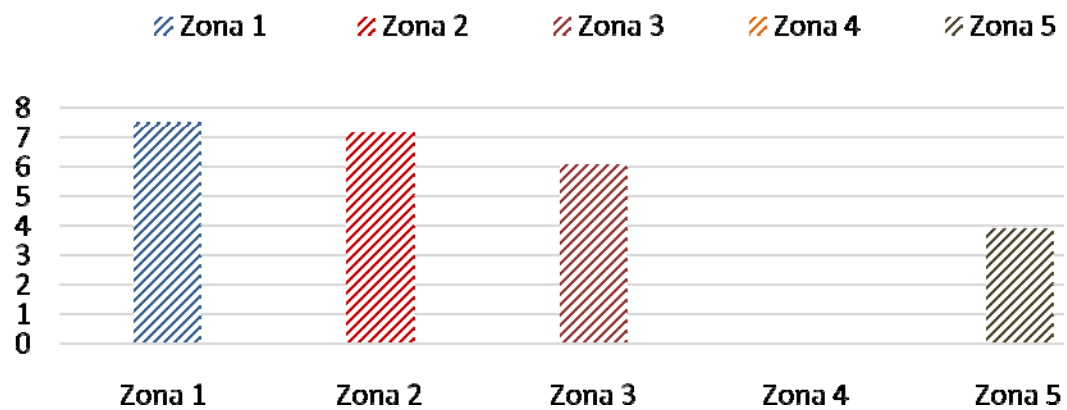
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Opuntia maxima

Unidades Ambientales



Zonas



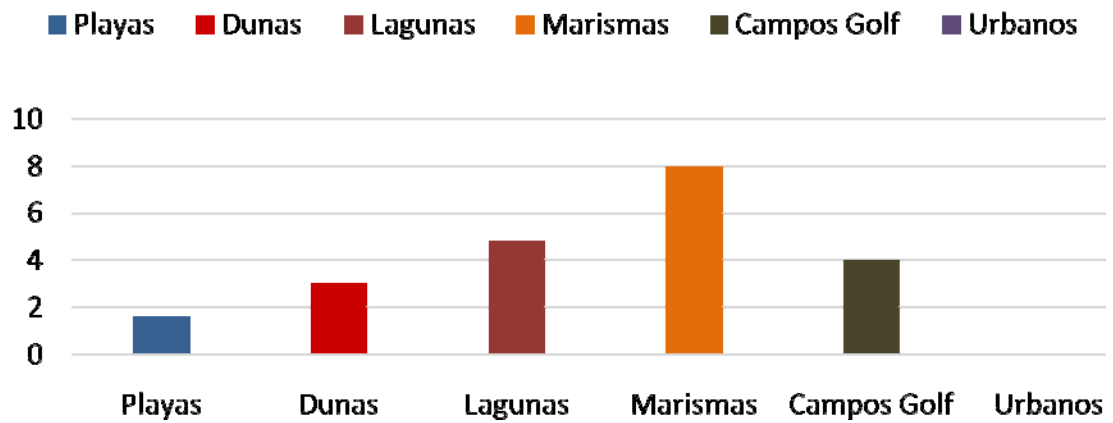
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Opuntia fucus-indica*, (forma espinosa), así como la superficie ocupada en metros cuadrados.

Localidad		Zona 1	Zona 2		Zona 3		Zona 4	Zona 5			Total por Unidad Ambiental
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa		5								5
	2.Dunas	1.Matorrales						20			20
		2.Pinares y enebrales			35						35
	3. Lagunas					120					120
	4. Marismas		1550	1300	20						2870
	5. Campo de golf		50	5							55
	6. Urbanos										
	Total de cada subzona		1.605	1.305	55	120		20			3.105
	Total de cada zona		1.605	1.305	175			20			

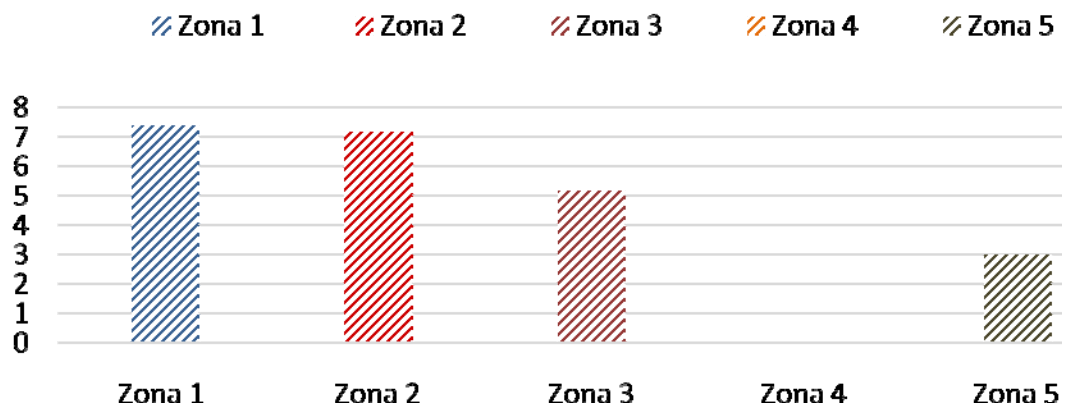
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Opuntia ficus-indica (espinosa)

Unidades Ambientales



Zonas



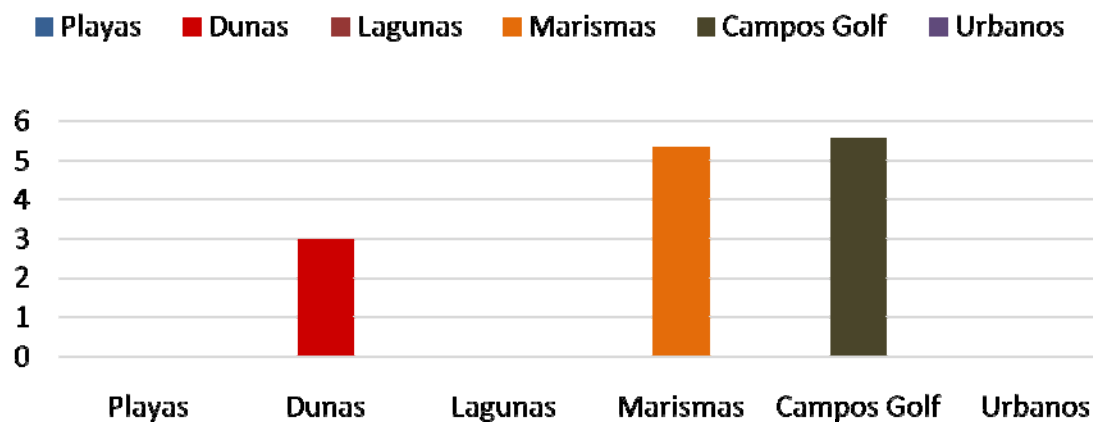
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Opuntia ficus-indica*, (forma inermes), así como la superficie ocupada en metros cuadrados.

Localidad		Zona 1	Zona 2		Zona 3		Zona 4	Zona 5			Total por Unidad Ambiental
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa										
	2.Dunas	1.Matorrales								20	20
		2.Pinares y enebrales									
	3. Lagunas										
	4. Marismas		200	10							210
	5. Campo de golf				250					10	260
	6. Urbanos										
	Total de cada subzona		200	10		250				30	490
	Total de cada zona		200	10		250			30		

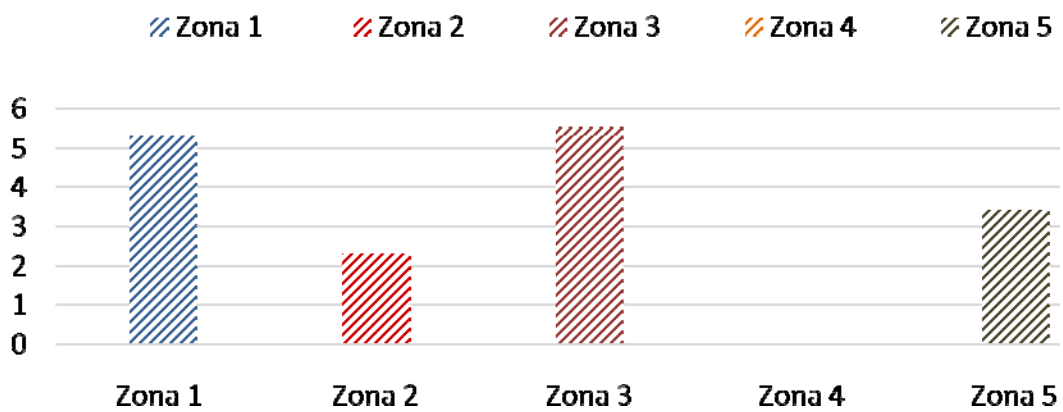
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Opuntia ficus-indica (inermes)

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 8



Mancha de cholla entre los pinares de Isla Cristina.

Especie: *Opuntia (Cylindropuntia) imbricata* (Haw, 1828). Fam. Cactaceae

Cardón, Chumbera retorcida, tuna, cholla, cacto imbricado.

Descripción. Según Castroviejo *et al.* (1986-1992).

Esta chumbera está incluida en el género *Opuntia*, en la serie *Imbricatae*, del subgénero *Cylindropuntia* por Britton & Rose (1919). Arbusto de hasta 4 m de altura, muy ramificado teniendo el tronco leñoso de hasta 10 cm de diámetro en la base, con tallos cilíndricos, carnosos, suculentos, tuberculados, más bien frágiles. Las ramas son verdes provistas de costillas poco prominentes de 3-4 cm de diámetro. Las hojas tienen forma cilíndricas, persistentes, de 2 a 3 mm de diámetro. Las aréolas son de color blanco hueso de 2-3 mm de diámetro con 2-4 espinas de 2 cm de longitud, de forma recta y de color amarillo claro o amarillo dorado. Las flores son de color rojo claro, de hasta 8 cm de longitud y 5 cm de diámetro teniendo el perianto pequeño y piezas petaloides patentes de color rojo claro. Los frutos tienen formas ovoides a oblongos, jugosos, amarillentos, inermes y de aspecto muy parecido a los tallos siendo persistentes, con un tamaño de hasta 8 cm de longitud y 4 cm de diámetro, a veces prolíferos dando flores al año siguiente, lo que hace que se dispongan en cadena. Florece de mayo a julio. Las plántulas se reproducen tanto de forma sexual como asexual y suelen desarrollarse rápidamente durante los meses de verano, mostrando altas tasas de viabilidad, lo que asegura la persistencia de la especie en las zonas invadidas. Se reproduce activamente tanto por semilla como asexualmente, debido a la capacidad de enraizar de los tallos desprendidos. Incluso los frutos son capaces de enraizar y emitir tallos del mismo modo que los artejos. La polinización es entomófila. Las semillas tienen formas discoideas de 4 mm siendo abundantes y una vez separadas de la pulpa pueden permanecer en estado de letargo conservando su capacidad germinativa durante bastante tiempo.

Ecología

Originaria del Sur de Estados Unidos y del norte de México. Introducida de manera intencionada como planta ornamental para formar setos y cercas vivas en zonas áridas. Se encuentra extendida con carácter invasor por algunas zonas de Australia, Nueva Zelanda, Sudáfrica y Zimbabwe, así como en áreas de Estados Unidos donde no es autóctona. Al género de *Opuntia* se agregaron las especies de tallos cilíndricos con crecimiento indefinido, desprovistas de vainas en las espinas, con diversos caracteres distintivos en la estructura de las semillas y de los haces vasculares. En España, se cataloga como naturalizada en lugares dispersos del círculo mediterráneo Castroviejo *et al.*, (1990). En Andalucía, se observa por casi todo el litoral desde Almería hasta Huelva, más abundantemente en la zona occidental. Igualmente presente en Portugal (Algarve). Desde el punto de vista ambiental necesita iluminaciones intensas resistiendo muy bien la sequía y los fuertes vientos, tolera bien la salinidad atmosférica, habitando cerca del mar, siendo poco tolerante a la salinidad edáfica y aguantando de mala manera el encharcamiento. En zonas áridas y cálidas puede competir ventajosamente con la vegetación autóctona desplazándola o impidiendo su regeneración. Debido a sus fuertes espinas, producen heridas tanto a los herbívoros salvajes, como a las cabras y ovejas que pastan en zonas donde abunda la planta.

Resultados obtenidos

Esta especie está poco representada en la zona de estudio. En el término de Ayamonte no aparece y en Isla Cristina, hay algunos ejemplares en urbanizaciones cerca de la costa y por el Monte Público entre chumberas bravas y pinos. En la zona costera entre Lepe y Cartaya no se ha apreciado este cactus, pero sí en carreteras de acceso a la costa, como la del Rompido. En la Laguna del Portil se ha hallado entre las mismas especies anteriores al borde de la laguna. En la playa de Mazagón se ha visto en las dunas entre retamas, azucena de mar y pinares, y en urbanizaciones adornando puertas de chalets y jardines de bloques de pisos, junto con la uña de león y la lantana. Finalmente, no se ha observado entre Moguer y Matalascañas.

Características de la invasión

Esta especie ha sido introducida de manera intencionada con fines ornamentales en el cinturón costero de Huelva. No obstante, se constata que la cholla es poco abundante en el litoral onubense y sólo por zonas muy concretas, como son las áreas urbanizadas de las dunas playeras, matorrales, pinares y otros lugares antrópicos, así como en las cercanías de las ciudades. En estas zonas, los conejos y pájaros contribuyen de manera eficaz a la dispersión de las semillas.

Aprovechamiento

Los tallos secos y desinfectados, se utilizan para fondos de acuario, también desecados y bañados en plata, para joyería (Cornejo-Denman, 2009). Por lo demás, ninguna otra utilidad, salvo su competencia con especies autóctonas. Por su uso en jardinería, fácilmente sustituible por especies nativas.

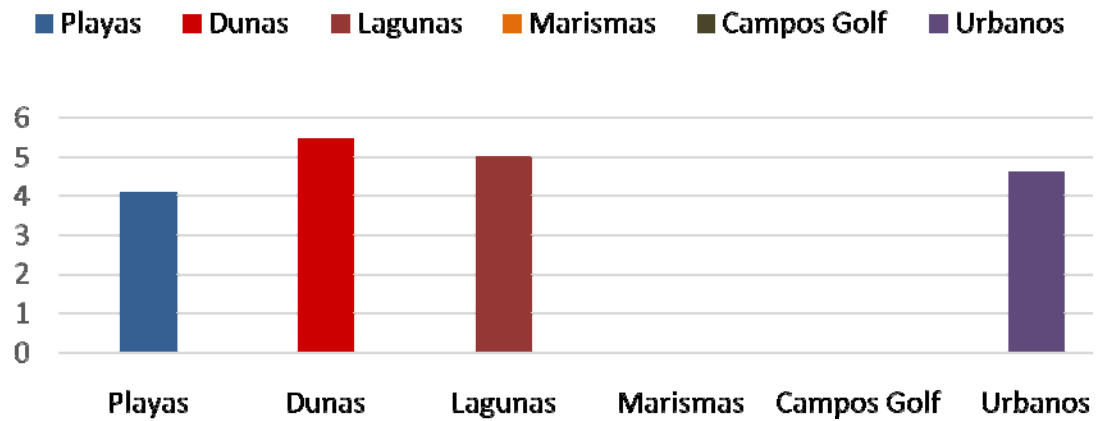
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Opuntia imbricata*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa					50	10					60
	2.Dunas	1.Matorrales		10			20		100			130
		2.Pinares y enebrales		110								110
	3. Lagunas						150					150
	4. Marismas											
	5. Campo de golf											
	6. Urbanos			10			80		10			100
	Total de cada subzona			130		50	260		110			550 (m²)
	Total de cada zona			130		310			110			

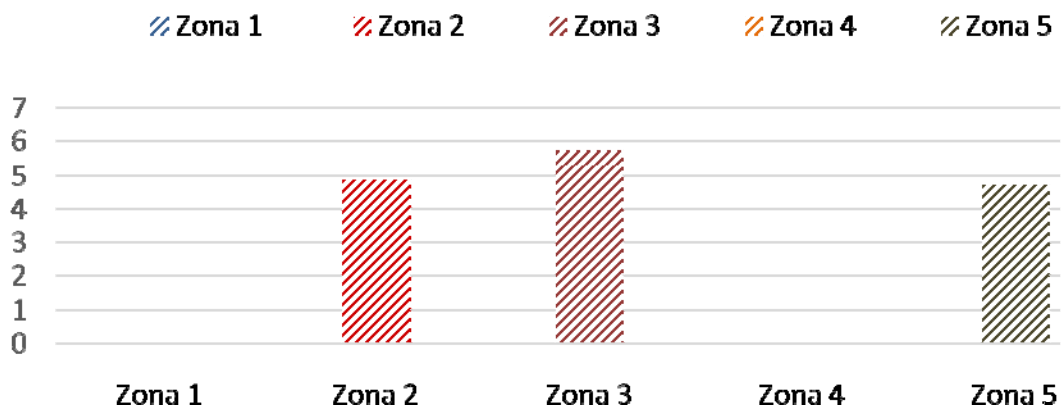
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Opuntia imbricata

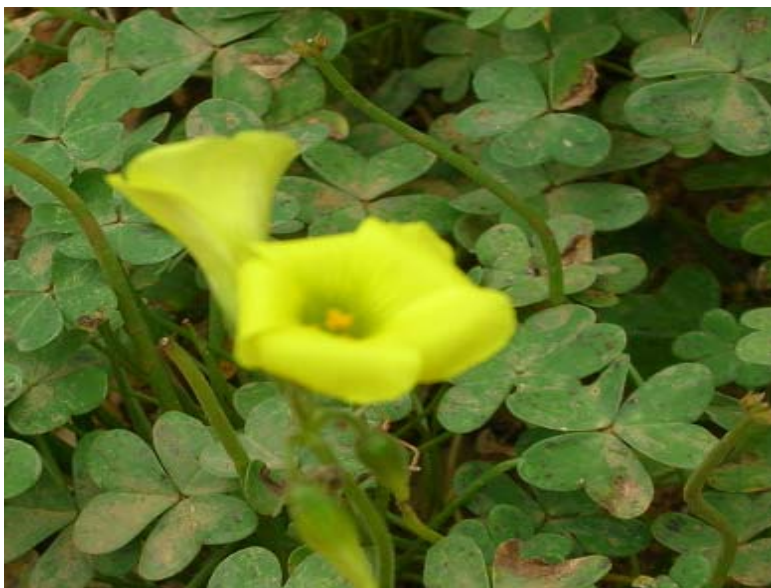
Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 9



Mancha de vinagrillo con flores en los pinares de Isla Cristina.

Especie: *Oxalis pes-caprae* (L., 1753). Fam. Oxalidaceae.

Vinagrera, vinagrillo, vinagreta, trébol, canario, matacañas, matapán, agrios.

Descripción. Según Castroviejo, 1990.

Esta planta herbácea perenne y cespitosa alcanza una altura de 45 cm, teniendo un bulbo ovoide de 12 x 7 mm, enterrado unos 20 cm bajo el suelo, del que emerge un tallo subterráneo anual ascendente llevando 3-5 bulbillos y que acaba en una roseta de hojas situada al nivel del suelo. Las hojas tienen pecíolos de hasta 20 cm y son palmeadas con 3 folíolos de 10-18 x 15-28 mm, de forma acorazonada. Las flores son amarillas apareciendo sobre un pedúnculo de 12-30 cm en inflorescencias cimosas umbeliformes y florecen de octubre a abril. Su cáliz está formado por 5 sépalos libres, lanceolados y oblongos de 6-7 mm, teniendo la corola infundibuliforme y de color amarilla con 5 pétalos de 2-3 cm. El fruto es una cápsula corta y loculicida expulsando violentamente las semillas al abrirse, que raramente llegan a madurar; en Europa no fructifica. Por ello, la reproducción se realiza exclusivamente de forma vegetativa a través de bulbos pudiendo cada uno producir más de 20 bulbillos por año. La dispersión principalmente es antropócara, produciéndose por el transporte de substratos contaminados como la remoción de tierras y resto de jardinería. También por medio de otros vectores: ornitocoria, hidrocoria, anemocoria. Se insiste que *O. pes-caprae* es muy dependiente de dispersión humana y animal (EPPO, 2006; Puetz, 1994).

Ecología

Originaria de Sudáfrica (región del Cabo). Introducida en Estados Unidos, Méjico, Argentina, Chile, Australia, Tasmania, Nueva Zelanda, Asia (Oriente Medio, Irán, Pakistán, Afganistán, Japón) y Norte de África. Su primera aparición en Europa tuvo lugar en Malta, en el año 1806, extendiéndose progresivamente en los años posteriores, hacia otras zonas del mediterráneo. En España apareció por primera vez en 1850, siendo probable que llegara desde el norte de África con los transportes de cítricos. Actualmente ocupa toda la Península Ibérica, Canarias y Baleares. Igualmente

está extendida por todo el Algarve y el litoral costero de Portugal. En Andalucía se observa por todo el litoral y se encuentra naturalizada por casi todo el cinturón costero onubense. Esta mala hierba tiene un sabor agrio por tener oxalato cálcico, que produce la muerte en el ganado si acumula gran cantidad en el aparato digestivo (González, 1989). Se ha demostrado que *O. pes-caprae* disminuye la aptitud para la germinación de cereales hasta en un 63%. (Lambdon, 2006; Marshall, 1987; Petsikos *et al.*, 2007).

Resultados obtenidos

La vinagrera está bien representada en la zona de estudio siendo en principio una de las consideradas como invasora. En el término de Ayamonte aparece bien patente desde la Isla de San Bruno hasta toda la zona de Isla Canela, matorrales, marismas y también en los bordes de las carreteras y caminos. Se observa igualmente alrededor de zonas urbanizadas y el campo de golf. Se aprecia en la carretera que sale de Ayamonte hacia la marisma, también presente en la zona de pinar, aunque menos profusamente, la vemos en los bordes de cultivos de naranja y entre las vallas de opuntias delimitando el cerramiento. Su avistamiento va aumentando hacia Isla Cristina y es claramente frecuente en los bordes camineros, entre las vallas de urbanizaciones de Pozo del Camino, tanto hacia Isla Cristina como hacia la Redondela.

Desde Pozo del Camino a Isla Cristina la densidad disminuye un tanto, pero se incrementa hacia la Redondela. En el cinturón costero de Isla Cristina hasta Islantilla, vuelve a ser abundante encontrándose en todos los parajes, siendo frecuente observarla debajo de las retamas, los pinos y los eucaliptos. Desde Urbasur hacia Redondela, ocupa lugares entre los linderos y caminos, extendiéndose con menor profusión hacia Lepe y el Terrón. Este trébol está considerado como una mala hierba agrícola en los cultivos de naranja y fresa, impidiendo el crecimiento de las especies por Lepe y Cartaya. Desde el Lancón hacia el Rompido, se ha observado claramente, haciéndose dominante en el Lancón y ribera izquierda del Piedras, siendo en esta zona la especie es más abundante. Hacia el Portil, empieza a decaer un poco, pero se sigue viendo con cierta frecuencia, aunque menos que por las áreas anteriormente citadas. En el término de Punta Umbría, se aprecia entre los enebrales de los arenales costeros. En la zona de Huelva, desde el Espigón hacia Isla Cascajera, hemos constatado la abundancia de esta planta entre retamales, también en El Acebuchal y Almendral, entre pinares, retamales y eucaliptales. Finalmente, en el término de Palos de la Frontera, la vinagrera puede considerarse casi igual de abundante, si bien en algunos puntos más antropizados se suele ver más su presencia, sobre todo en las urbanizaciones alrededor de Mazagón y próximos al Parador Nacional. Desde aquí hacia Matalascañas, disminuye su presencia hasta perderse totalmente en las playas y dunas de los acantilados.

Características de la invasión

Se introdujo de manera involuntaria por las vías propias de las malas hierbas agrícolas, por la contaminación de partidas de semilla y la presencia de diásporas en los productos agrarios. Desde un punto de vista ambiental la vinagrera habita muy frecuentemente en todas las subzonas y zonas de estudio, como se aprecia en la ficha de ubicación, tanto en espacios naturales, seminaturales, como entre las cunetas de caminos, fincas y carreteras costeras del sur de Huelva. Las zonas invadidas forman cubiertas densas que acaparan la luz y el espacio, aunque prefieren las zonas protegidas del sol, debajo de plantas y arbustos. Poseen un gran poder reproductivo de bulbos en las zonas donde habitan, pudiendo desplazar, la flora nativa. También coloniza otros ambientes incluso cultivados como olivares (Petsikos *et al.*, 2007), pudiendo a partir de un solo pie de planta ocasionar una dispersión en todas direcciones (Puetz, 1994).

Por ello y a pesar de que la vinagrera está catalogada como especie invasora, en los sistemas costeros litorales estabilizan las arenas y enriquece el suelo de nutrientes, aunque proporciona la entrada a las especies ruderales y desplazan a las comunidades naturales. Nosotros la hemos visto en el arco costero de Huelva muy abundante entre las especies autóctonas y en todos los ecosistemas litorales naturales, cómo enebrales y sabinares; también en bosques y matorrales costeros, pudiendo considerarse la especie vegetal con más presencia entre los pinares, compitiendo en los arenales entre los matorrales de *Retama monosperma* y los claros y debajo de pinares de *Pinus pinea*; también por los sabinares de *Juniperus phoenicea* y los enebrales costeros de *Juniperus oxycedrus*. También su presencia ha sido localizada en ambientes con un alto nivel de salinidad, como son los Parajes Naturales de las Marismas de Isla Cristina, Marismas del Piedras y Flecha del Rompido y Marismas del Odiel, entre especies autóctonas como *Suaeda maritima*, *Limonium sp.*, *Aster tripolium*, *Puccinellia sp.*, y especies alóctona como *Spartina densiflora*. Finalmente se ha identificado su aparición en lugares húmedos como, Prado Hondo en Isla Cristina entre juncos y eneas; en la laguna del Portil entre pinares y retamales; lagunas de Palos y Las Madres entre retamales y lentiscales.



Mancha de vinagreta debajo de los pinos entre opuntias, retamas y cañas, en la Flecha del Rompido (Lepe).

Aprovechamiento

No se conoce utilidad de la vinagrera, siendo tóxica para el ganado.

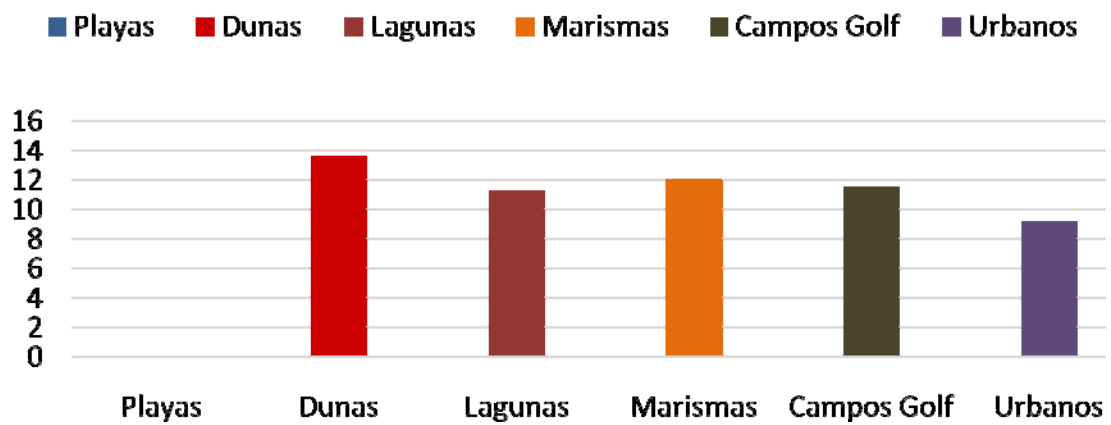
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Oxalis pes-caprae*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales	105.000	20.000	30.000	50.000	30.000	30.000	50.000	20.000	50.000	385.000
		2.Pinares y enebrales	20.000	120.000		30.000	100.000	50.000	100.000	20.000		440.000
	3. Lagunas						20.000		20.000	40.000		80.000
	4. Marismas		50.000	50.000	10.000	10.000		50.000				170.000
	5. Campo de golf		30.000	30.000		20.000					20.000	100.000
	6. Urbanos		2.000	3.000		1.000	3.000				1.000	10.000
	Total de cada subzona		207.000	223.000	40.000	111.000	153.00	130.00	170.000	80.000	71.000	1.185.000 (m²)
	Total de cada zona		207.000	263.000		264.000		130.000	321.000			

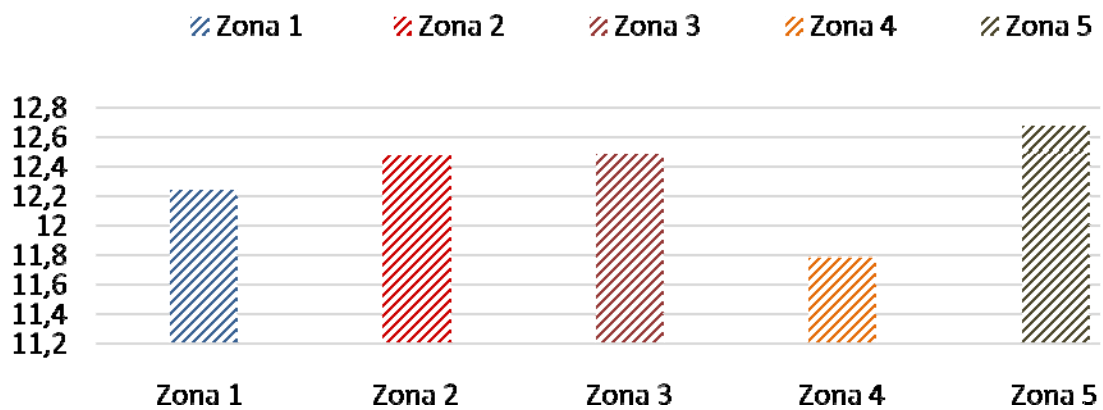
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte

Oxalis pes-caprae

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 10



Inflorescencias de espabillos en la Isla de San Bruno (Ayamonte).

Especie: *Spartina densiflora* (Brongn, 1829). Fam. Gramínea

Espartina, espabillo.

Descripción (Brongn, 1829)

Es una planta herbácea perenne teniendo gruesos rizomas subterráneos y tallos postrados y en ocasiones rígidos erguidos que puede sobrepasar 1,5 metros. Las hojas son alargadas de hasta 30 cm de longitud y de ancho hasta 4-8 mm. La lígula está formada por una corona de pelos. La inflorescencia está constituida por 2-15 espigas de 3- 6 cm. Estas espiguillas presentan unas glumas desiguales glabras, con un tamaño de entre 7-10 mm. Se reproduce vegetativamente por medio de fragmentos de rizoma que además pueden viajar con la marea y asentarse en nuevas zonas costeras. Tanto la reproducción sexual como la asexual son una parte de la reproducción de *S. densiflora*, pero el papel sexual es comparativamente muy pequeño (Nieva *et al.*, 2001). Esta especie forma nuevas poblaciones rápidamente a partir de los rizomas. Raramente florece.

Ecología

Originaria de Sudamérica. Está extendida desde el sur de Estados Unidos de latitud 32° N hasta el Sur de Argentina y Chile latitud 51° S, por ambos océanos Pacífico y Atlántico. Aunque se concentra en las grandes superficies pantanosas de la zona oriental de Uruguay, Argentina y sur de Chile. En Europa se encuentra naturalizada en el suroeste de la Península Ibérica y Portugal (Algarve). También en la parte noroccidental de Marruecos. A finales del siglo XIX llegó a España introducida, probablemente con el comercio marítimo de mercancías. En Andalucía conviven con las autóctonas *Spartina maritima*, *Spartina versicolor*. La distribución de cada taxon en las marismas onubenses está ajustada por la naturaleza del sustrato donde vegetan y al grado de inundación que experimentan en cada marea. Se localiza siempre en las marismas bajas sobre suelos limosos sumergidos periódicamente en cada marea, mientras que *Spartina densiflora*, se encuentra colonizando las marismas altas

continentalizadas, en suelos arenoso-limosos, bañados excepcionalmente por las mareas vivas equinocciales.

Precisamente, el punto de invasión de esta gramínea fue Huelva y desde aquí se ha extendido, ocupando un amplio rango de hábitats, desde las dunas o la marisma alta hasta los fangos intermareales, soportando con éxito casi todo el gradiente ambiental con influencia mareal. Esta especie se adapta a los ambientes eurihalinos y con suelos de potenciales redox negativos. Los estudios muestran que la tasa de germinación de las semillas, se limitan a altas salinidades (Kittleson & Boyd, 1997). Además, la acumulación de biomasa muerta disminuye el espacio físico y la luz en una acción sinérgica, previniendo la introducción de otras especies dentro de las matas de *S. densiflora* (Figueroa & Castellanos 1988).

Resultados obtenidos

La espartina está bien representada en las marismas del litoral onubense. En Ayamonte aparece bien patente en la Isla de San Bruno, tanto bordeando la marisma como en los sistemas dunares. Se observa igualmente alrededor de las zonas urbanizadas y en el campo de golf. También es abundante por el suroeste de la marisma de Isla Cristina y disminuye por el borde norte desde Ayamonte hasta la Redondela. Su presencia disminuye hacia Isla Cristina y es esporádica en los bordes de su marisma, tanto hacia Isla Cristina como hacia Redondela. En el cinturón costero de la Redondela hasta La Antilla, desaparece y vuelve a encontrarse desde el Terrón hasta la punta de la Flecha del Rompido. En la Marisma del Piedras y Flecha del Rompido, se observa por los bordes de la marisma de los términos de Lepe y Cartaya. También sigue presente esta planta en los bordes marismeños del Rompido y hasta Punta Umbría, aunque la presencia se pierde, volviendo a aparecer por los bordes de la marisma, al final del núcleo urbano, hacia el interior del río de Punta Umbría. Finalmente, en la marisma del Odiel por los alrededores del Almendral, el Acebuchal, Isla Cascajera y parte del Espigón.

Características de la invasión

La introducción de esta planta fue de manera involuntaria, gracias al transporte marítimo de mercancías. Compite con especies autóctonas como *Suaeda maritima*, *Limonium* sp., *Aster tripolium*, *Puccinellia* sp., y en grandes extensiones monoespecíficas, compitiendo con la vegetación de la zona, llamadas mares de espartinas. También compitiendo con las especies autóctonas en los matorrales de *Retama monosperma* y halófitas como los almajos (*Arthrocnemum macrostachyum*, *Sarcocornia fruticosa*), observándose también en las zonas fangosas y en los sistemas dunares. Está considerada localmente como un neto peligro para la vegetación autóctona, porque acumula una elevada cantidad de estructuras muertas como hojas, tallos y rizomas, que permanecen estables durante años, creyéndose que ha colaborado en la desaparición de especies nativas, como el candilejo (*Juncus subulatus*) y la castañuela (*Scirpus maritimus*). Por las características ya citadas, representa una gran amenaza para las especies nativas.



Mancha de espartillo en la zona norte de la marisma de Isla Cristina.



Mancha de espartinas entre *Suaeda maritima*, en la marisma del Odiel frente al puerto de Huelva.

Aprovechamiento

Dada su abundancia, se puede utilizar para la extracción de fibras, fabricación de aspilleras y artesanía. En sus áreas originales de distribución, se usa para la construcción, mezclada con escayola. También se fabrican estropajos de alta calidad ecológica. Secundariamente, se ha utilizado para facilitar los injertos en otros cultivos, haciendo planchas vegetales (Nieva, 2001; Peixoto & Costa, 2004).

Por ello, se piensa que el uso de la espartina, colaboraría en su erradicación y sustitución por especies nativas de alto valor ecológico.

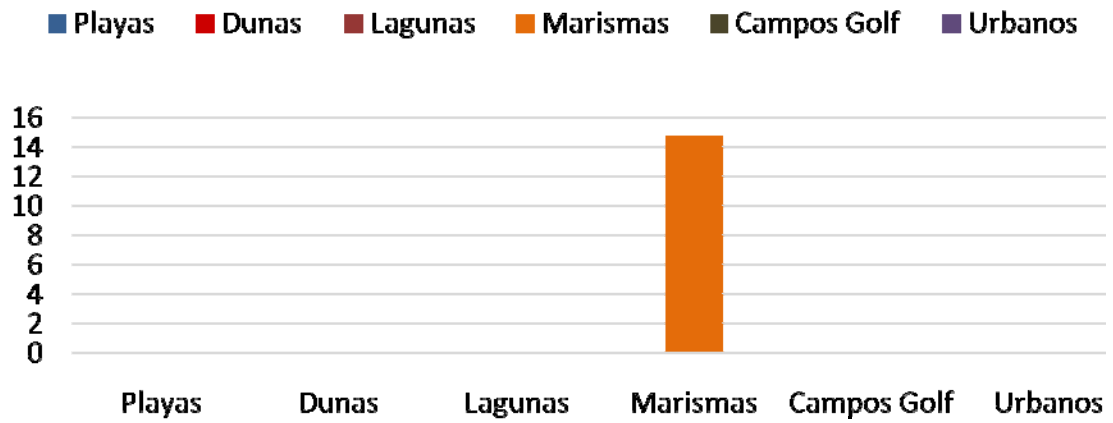
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Spartina densiflora*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²). (Datos: Carlos J. Luquez, E.M. Castellanos, de la Universidad de Huelva .2005)

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales										
		2.Pinares y enebrales										
	3. Lagunas											
	4. Marismas		1.550.000	200.000	30.000	45.000		780.000				2.605.000
	5. Campo de golf											
	6. Urbanos											
	Total de cada subzona		1.550.000	200.000	30.000	45.000		780.00				2.605.000 (m²)
	Total de cada zona		1.550.000	230.000		45.000		780.000				

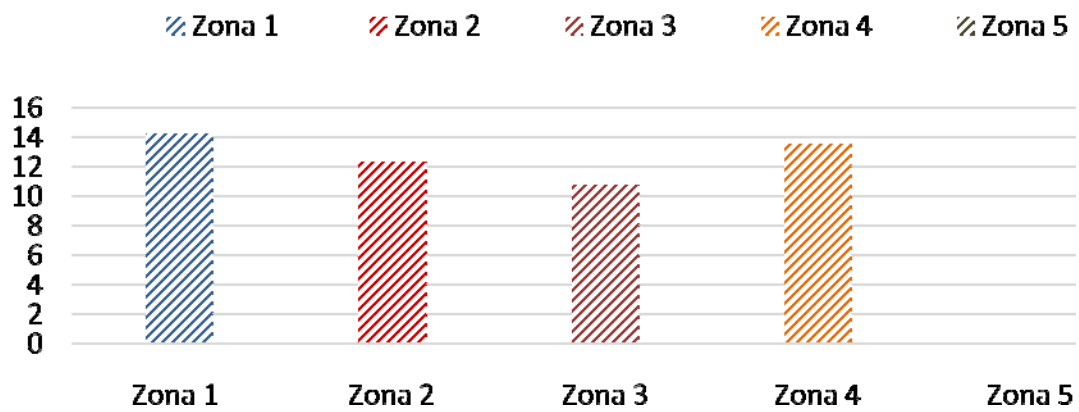
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Spartina densiflora

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 11



Varios poliquetos sobre el pantalan en el Puerto deportivo de Isla Cristina.

Especie: *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923). Fam. *Serpulidae*.

Gusano, poliqueto, mercierella enigmatica.

Descripción. Según Fauvel (1923).

Este gusano mide entre 20-25 mm de longitud, pudiendo llegar a 40 mm, la corona mide de 12-20 mm, siendo de color gris, verde o marrón, ampliamente ramificado, teniendo plumas branquiales ciliadas, extruyendo desde la abertura y filtrando el alimento. Su habitáculo consiste en un tubo calcáreo formando agregaciones entrelazadas, pudiendo exceder los 6 metros de diámetro. Estos tubos tienen el cuello en forma de anillo a lo largo de su longitud de color blanco, cambiando con el tiempo a marrón. Habitan en los estuarios y lagunas de aguas salobres y de alto contenido en nutrientes. En profundidades de hasta 3 metros, propio de climas templados y subtropicales, aguas oligohalinas a hiperhalinas, con un amplio rango de pH. Las estructuras calcáreas de estos organismos crean nuevos refugios y hábitats para otros organismos, ya nativos, lo que puede decirse que en parte la aparición de esta especie provoca un efecto positivo para la comunidad (Luppi & Bas, 2002).

Se incrustan en diferentes sustratos aunque prefieren las conchas de gastrópodos y bivalvos; también se adhieren al casco de los barcos, así como a pontones, tuberías, muelles y diques. Las larvas son planctónicas y tras 20-25 días se adhieren a una superficie dura adecuada. La metamorfosis tiene lugar en las estructuras de apoyo y la dispersión se lleva a cabo por dichas estructuras de unos mares a otros, por objetos flotantes.

Ecología:

El origen de esta especie no está claro. Sí se sabe que proceden del hemisferio sur (JNCC, 2004). En Hawái ha sido citado como especie nativa (CPIE, 2003). Actualmente distribuida por todo el planeta, vectorizada por los barcos (Zibrowius, 2002). En la Península Ibérica se tiene conocimiento de su presencia desde 1924 (Rioja,

1924). Ha sido citada tanto en la costa atlántica (Fischer-Piette, 1951 y 1955; Ibañez, 1978) como en la mediterránea (Fornós et al., 1997), la cita en el parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (Gascón 2003).

Resultados obtenidos

Este poliqueto está poco representado por el litoral onubense, aunque no inexistente. Han dado muestras de ubicación tanto en las marismas de Ayamonte como de Isla Cristina, formando colonias que en alguna ocasión han taponado los canales de entrada a los pesqueros (Gómez *et al.* 2010). Parece que también viven en las marismas del Piedras y en la flecha del Rompido. Y sin confirmar su presencia en las marismas del Odiel.

Características de la invasión

Las introducciones de este gusano se han llevado a cabo de forma involuntaria, penetrando en las zonas favorables, a partir de individuos que en forma de larvas, proceden a la manera de “polizontes”, desde los barcos que llegan a los puertos pesqueros, de manera fortuita. Constituyen las principales vías de introducción a larga distancia (De Poorter *et al.*, 2009). Se ha reportado que pueden aparecer a gran distancia de su origen, utilizando plásticos y adaptándose poco a poco a nuevas condiciones (Allsopp *et al.*, 2007). El incremento de basuras flotantes, incrementan la probabilidad de expansión, siendo ya residentes habituales en arrecifes de coral y atolones (Hoeksema, *et al.*, 2012). Nosotros lo hemos visto en el pantalán del puerto deportivo de Isla Cristina y según todos los indicios, está también presente en el puerto deportivo de Mazagón, además de las citadas marismas del litoral onubense, desde donde pueden colonizar en un futuro otras zonas de aguas salobres. Sin embargo, no representan un peligro serio para los poliquetos nativos, al menos por ahora, siendo posible su erradicación manual. No obstante, los grandes agregados puede significar un peligro potencial para el ecosistema, taponando las vías de entrada/salida de las lagunas marismeñas, así como agotar los recursos disponibles para otras especies. (Ifremer 2000).



Parte sumergida del pantalán está colonizada por *Mercierella enigmatica* en Isla Cristina

Aprovechamiento

La especie no tiene actualmente aprovechamiento alguno. Sin embargo, en las zonas del litoral de Huelva se utiliza como cebo de pesca.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Ficopomatus enigmaticus*.

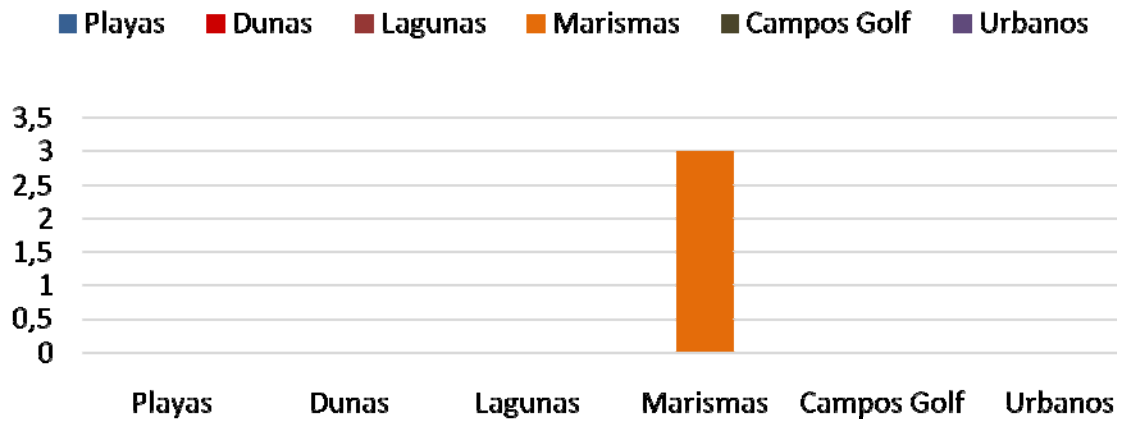
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales									
		Pinares y enebrales									
	Lagunas										
	Marismas		2	3	2	2	2	2	2		3
	Campo de golf										
	Urbanos										
	Total de cada subzona		2	3	2	2	2	2	2		3
	Total de cada zona		2	3		2		2	2		

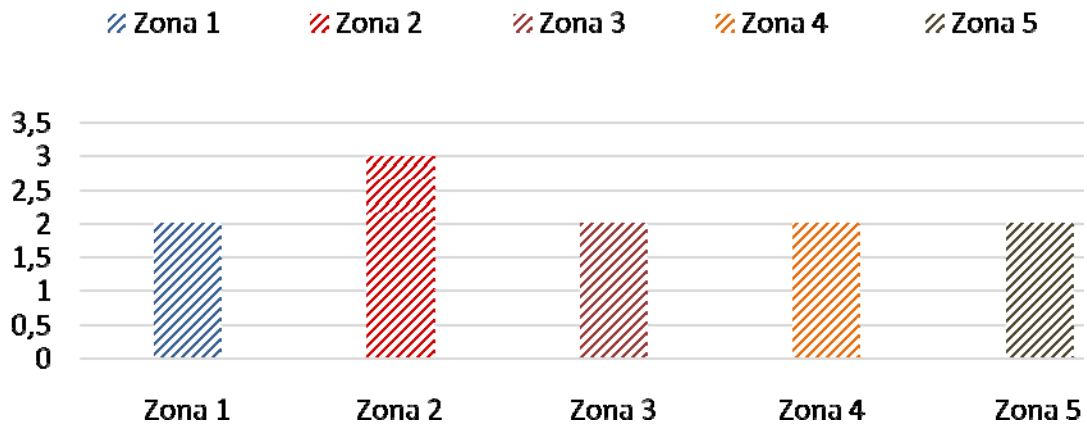
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbria; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte)

Ficopomatus enigmaticus

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 12



Adulto de picudo rojo en Isla Cristina.

Especie: *Rynchophorus ferrugineus* (Oliver, 1790). Fam. Curculionidae.

Picudo rojo, gorgojo de las palmeras.

Descripción. Según Reginald (1973)

Gorgojo de color rojo ferruginoso, de gran tamaño, hasta 5 cm. Los adultos presentan manchas negras sobre el tórax y estrías negruzcas en los élitros, el cuerpo es oval de color rojizo anaranjado y en la cabeza poseen un pico alargado que en los machos presenta una densa línea de quetas de color pardo diferente al ostentado por las hembras. De hábitos diurnos cuando adultos, parte de su ciclo biológico lo completa en el interior de la misma palmera en la que se puede encontrar los 4 estadios diferentes conviviendo al mismo tiempo huevo, larva, pupa e imago. En un mismo año se pueden dar hasta 3 ciclos y cuando han destruido la palmera en su totalidad, colonizan nuevos ejemplares. Las larvas realizan galerías en el interior del tronco para su alimentación. Las hembras depositan entre 300 y 400 huevos de forma aislada, aprovechando hendiduras o heridas de la parte externa de la corona de las palmeras (Menon & Pandalai, 1960). Los huevos eclosionan en tres días, aumentando de tamaño antes de la eclosión (Reginald, 1973). Las larvas son ápodas, con una gran cápsula cefálica parda rojiza y potentes mandíbulas con las que excavan galerías desde las axilas de las hojas hasta la corona; en el interior de la copa se alimentan vorazmente (Nirula *et al.*, 1953). Una vez terminado el desarrollo larvario construyen un capullo con fibras de la palmera colonizada, en cuyo interior realizan una metamorfosis entre 15 y 30 días para alcanzar el estado de adulto (Menon & Pandalai, 1960). Se ha sugerido que un solo par de gorgojos teóricamente pueden dar lugar a más de 53 millones de individuos en cuatro generaciones y en ausencia de factores de control (Leefmans, 1920).

Ecología

Originario de Asia tropical. Fitz Gibbon *et al.* (1999) identificaron el gorgojo en el norte de Australia. En los últimos años, debido al incremento del comercio de

palmeras como plantas ornamentales, se ha propagado por diversos países de África y Europa entre ellos España (Esteban-Duran *et al.*, 1998).

Resultados obtenidos

Actualmente se encuentra extendida por todo el cinturón costero de Huelva y en el Algarve. En la costa onubense se ha detectado en *Phoenix canariensis*, *P. dactylifera* y *Washingtonia filifera*, pero no en el palmito. Este picudo aparece muy asiduamente en Ayamonte, por la zona de Canela, sobre las palmeras localizadas en las zonas urbanizadas, cerca de la playa. También y de la misma manera en Isla Cristina, desde Pozo del Camino a Redondela y desde estas pedanías a la costa, siendo en diciembre de 2008, cuando se detectó por primera vez en las urbanizaciones de Urbasur (obs.pers.). Sigue siendo abundante desde Urbasur hasta Islantilla, debido a las introducciones de palmeras con fines paisajísticos y urbanísticos. Sin embargo, desde la Antilla al Terrón, no se han visto palmeras infestadas, al menos por ahora. Tampoco desde el Lancón al Rompido, pero sí hacia el Portil, muy patentes en Punta Umbría. La capital, así como sus alrededores, cuentan con abundantes palmeras infestadas pero desde el espigón hacia Isla Cascajera, el Acebuchal y Almendral no se han detectado ejemplares. Finalmente, la presencia de picudos va disminuyendo desde Palos de la Frontera a Mazagón, pero vuelve a ser más abundante en Matalascañas.

Características de la invasión:

El picudo rojo está bien representado en la zona de estudio siendo considerado en principio como invasor por los efectos causados en las palmeras. Se ha comprobado una elevada susceptibilidad al ataque en las palmeras del litoral. La corona muestra un aspecto caído y en la zona de unión de las hojas con el tronco, se observan desgarramientos con los folíolos amarillos ó pardos y las áreas devoradas, causan la aceleración de la muerte, con el consiguiente coste económico del mantenimiento y talado de las palmeras marchitas. No obstante, al ser las palmeras formas introducidas por razones ornamentales y no especies nativas, y dado que el picudo no ataca a dichas especies nativas, así como no peligrar el ecosistema, siguiendo estrictamente la definición de especie invasora, el picudo rojo no es un invasor, aunque sí una plaga que debe ser erradicada, teniendo el mismo rango que el escarabajo de la patata o la cochinilla de la chumbera.

Aprovechamiento

El picudo no tiene aprovechamiento por él mismo, si acaso puede ser demandado por coleccionistas y entomólogos, ya muertos y preparados. Sin embargo, las palmeras infestadas pueden utilizarse para biomasa, cuyo peletizado destruiría los reservorios de picudos. Actualmente, en la Universidad de Elche se está llevando a cabo un proyecto dirigido por la Dra. Ortuño, para la utilización de las palmeras infestadas por picudo para la fabricación de paneles aislantes, el cual ya ha dado lugar a una patente y se está valorando económicamente la transferencia de resultados a la industria.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Rynchophorus ferrugineus*, así como las unidades de palmeras afectadas sobre todo en las *Phoenix canariensis*.

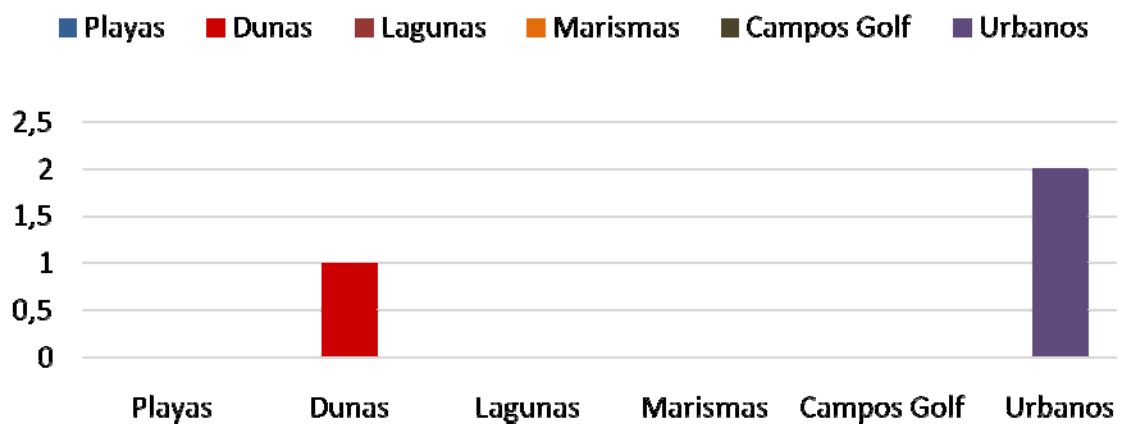
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental	
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3		
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales	1	1	1	1	1		1	1	1	1
		Pinares y Enebrales										
	Lagunas											
	Marismas											
	Campo de Golf											
	Urbanos		2	1	2	2	2		1	1	1	2
	Total de cada Subzona		2	1	2	2	2		1	1	1	2
	Total de cada Zona		2	2		2			1			

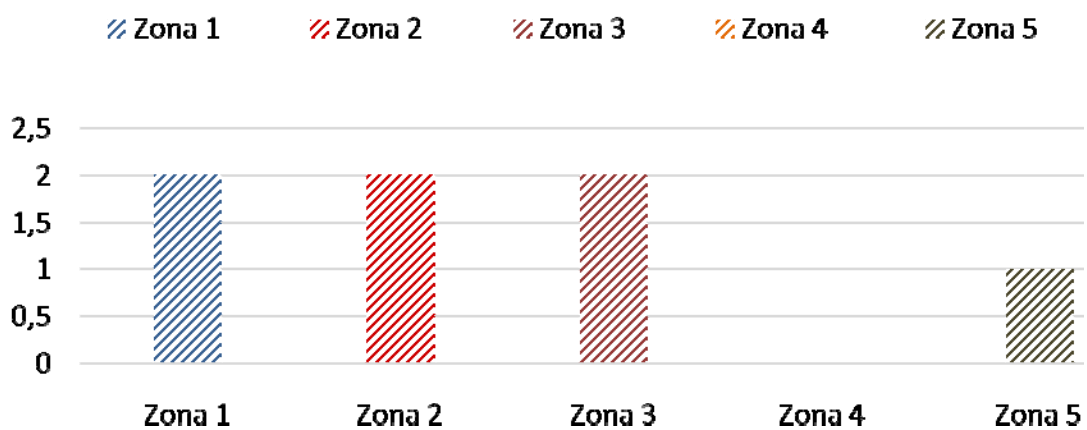
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Rhynchophorus ferrugineus

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA Nº 13



Fúndulo hembra abajo y macho arriba en la marisma de Isla Cristina.

Especie: *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus, 1766). Fam. *Fundulidae*

Fúndulo, pez momia, burcio, pez linterna, lobito, sapito.

Descripción. Según Doadrio (2001).

Este pez pequeño adquiere el tamaño adulto con un peso de unos 30 gr y una longitud de entre 8 y 12 cm; las escamas son pequeñas, teniendo el cuerpo alargado, la cabeza aplanada y la boca súpera con dientes mandibulares cónicos, dispuestos en varias hileras irregulares. La aleta dorsal se sitúa en la mitad posterior del cuerpo y opuesta a la anal, las pelvianas, en posición abdominal. Claro dimorfismo sexual, siendo las hembras de color amarillo verdoso y los machos de color oscuro con bandas transversales plateadas. Es una especie oportunista de corta edad, madurez temprana, baja fecundidad y múltiples puestas a lo largo del año (Gisbert & López 2007). El desove lo lleva a cabo sobre la vegetación acuática, principalmente algas filamentosas, depositando los huevos en la zona poco profunda, con la marea alta para que cuando baje la marea queden expuestos al aire, lo que provoca su desarrollo. En general, son omnívoros y se alimentan de pequeños crustáceos, poliquetos, nematodos, larvas de insectos, algas y detritus, aunque pueden alimentarse en algunas ocasiones de alevines de otras especies (Kelly *et al.*, 2002).

Ecología

Es originario de aguas templadas de las zonas estuarinas y la costa atlántica de América del Norte, desde el Golfo de San Lorenzo en Canadá hasta el este de Florida. En otras zonas del mundo se introdujo para el control de mosquitos. Las primeras introducciones conocidas en España son del año 1970, en las marismas del Guadalquivir por las mismas razones. Se ha extendido por el golfo de Cádiz, principalmente hacia el sur. También en las marismas del Algarve desde Ria Formosa hasta el Guadiana, teniendo un carácter eurihalino y tolerante, lo que explica su alta capacidad de colonizar nuevos hábitats y de adaptarse a nuevas condiciones ambientales (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1998).

Resultados obtenidos

Está bien representado en la zona de estudio, siendo considerado en principio como invasor, por el efecto competidor que tiene con la fauna nativa, ocupando la desembocadura de los ríos, esteros, marismas, salinas y canales de los estuarios del Guadiana, Río Piedras y Odiel, donde es abundante y temido casi como una plaga, siendo un potente competidor por el espacio y el alimento de pequeños crustáceos. Se desarrolla de forma natural en estos espacios acuáticos de aguas salobres e hipersalinas e incluso en las aguas dulces. En Ayamonte aparece bien patente en la zona tranquila del río Guadiana y marismas de San Bruno, así como en las marismas de Isla Cristina. Su avistamiento se localiza también en la parte norte de las marismas de Isla Cristina, como Prado Hondo, en la Redondela. Igualmente abundante en las marismas del río Piedras y en las marismas de la flecha del Rompido. También en las zonas marismeñas de Punta Umbría, Odiel y Tinto. Y finalmente, en el término de Palos de la Frontera, en la zona de marisma.

Características de la invasión

La introducción fue probablemente de forma accidental entre 1970 y 1973 en las marismas del Guadalquivir (Bernardi *et al.*, 1995; Fernández-Pedrosa *et al.*, 1996). Sin embargo, otros autores consideran que la introducción fue intencionada para combatir a los mosquitos en las marismas del Guadalquivir durante el año 1970, a la que posiblemente contribuyeron las liberaciones acuariófilas, lo cual no se ha confirmado. En las áreas marismeñas es el pez más abundante y ha sido señalado como el principal competidor por el espacio con respecto a la ictiofauna nativa (Gutiérrez-Estrada, 1998). Son peces gregarios que pueden formar grandes cardúmenes cerca de la superficie que se confunden con los jóvenes mugílidos. En el sur de la Península Ibérica, se han producido pérdidas económicas relativas en las tradicionales pesquerías de crustáceos, ya que son muy consumidas por el fúndulo (Arias & Drake 1986). No obstante, ellos mismos son una fuente de alimentación para espáridos y morónidos (Arias, com. pers.). En el Paraje Natural de las Marismas de Isla Cristina, lo denominan burcio y pez linterna, en las marismas del Piedra y Flecha del Rompido lo llaman peje lobo y en las marismas del Odiel le denominan lobito y sapito.

Aprovechamiento

El fúndulo no tiene aprovechamiento alguno, si acaso y en presencia de una gran abundancia, las capturas masivas pueden aprovecharse para fabricar harinas de pescado o hacer masillas para pesca. No es apto para el consumo humano. En cualquier caso, la erradicación puede intentarse mediante la concentración de individuos en determinadas zonas de la marisma y llevarse a cabo las capturas con redes de pequeña luz. Ello serviría para determinar si dichas capturas serían rentables. En caso positivo, la tremenda abundancia de fúndulos, daría lugar a una extracción adecuada y con ella una erradicación sin costes. Por el momento, la única acción que se ha realizado es la definición de este pez como especie invasora y dejar a su aire, las consecuencias de la invasión.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Fundulus heteroclitus*.

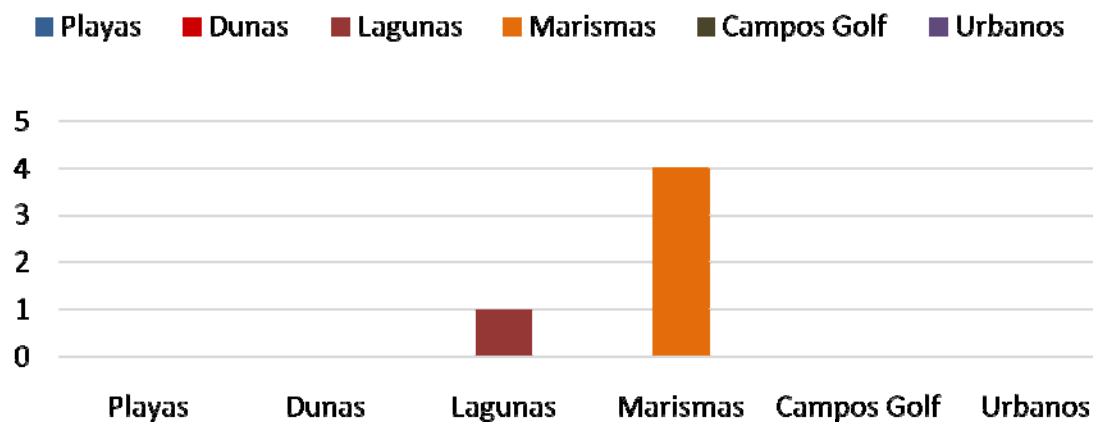
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental	
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	D-1	D-2	D-3		
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y Enebrales										
	Lagunas			1			1		1	1		1
	Marismas		3	4	3	3	2	2	2			4
	Campo de Golf											
	Urbanos											
	Total de cada Subzona			4	3	3	2	2	2	1		4
	Total de cada Zona		3	4		3		2	2			

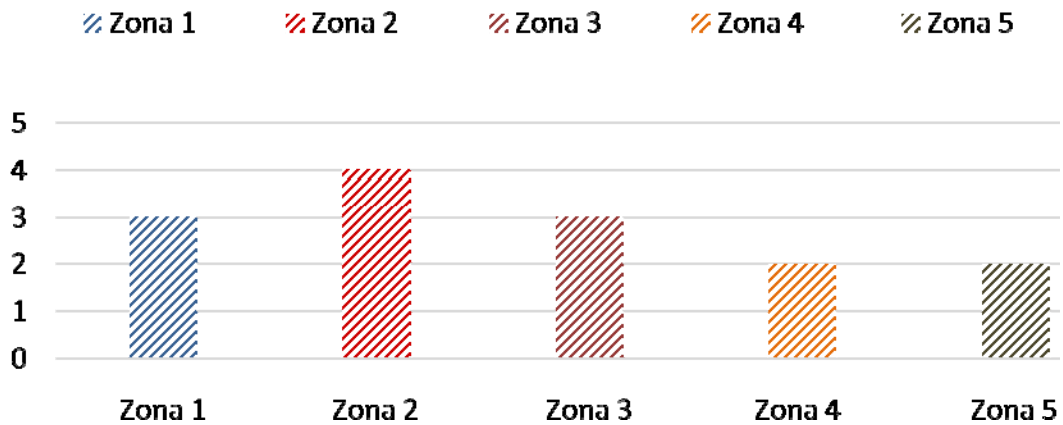
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Fundulus heteroclitus

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 14



Gambusia hembra, entre la vegetación y a escasa profundidad

Especie: *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859). Fam. *Poeciliidae*.

Gambusia

Descripción. Según (Lozano-Rey, 1935).

Pez de tamaño pequeño, entre 32 y 45 mm, teniendo el cuerpo fusiforme y comprimido, recubierto de grandes escamas cicloideas con un acusado dimorfismo sexual, siendo los machos de menor tamaño que las hembras. Alcanzan densidades elevadísimas de hasta 11.000 ejemplares/100 m² (Pena & Domínguez, 1985). Durante el proceso de maduración la aleta anal del macho se modifica, formando un órgano copulador o gonopodio. La cola es redondeada. La cabeza es ancha y aplastada dorsalmente, la boca dotada de pequeños y agudos dientes, ligeramente oblicua y súpera. La coloración es grisácea, presentando a menudo, una línea negra sobre el ojo durante la época reproductora; las hembras exhiben una vistosa mancha negra en la zona ventrolateral, situada entre las aletas ventrales y la anal (Lozano-Rey, 1935; Nájera-Angulo, 1944; Pyke, 2005). Los machos cesan el crecimiento cuando alcanzan la madurez sexual, mientras que las hembras continúan creciendo durante toda su vida (Krumholz, 1948). La especie es ovovivípara, muy fértil, entre 30-50 alevines por puesta. En la Península, se han sugerido de cinco a seis puestas durante el período reproductor (Fernández-Delgado, 1989; Pérez-Bote & López, 2005). Prefiere aguas lentas y cálidas-templadas donde ocupa zonas poco profundas con vegetación abundante. La alimentación es omnívora, a base de invertebrados acuáticos e insectos, así como de materia vegetal.

Ecología

Originaria de la costa este del continente americano, al este de los Montes Apalaches desde el sur de Alabama hacia Florida y hacia el norte hasta New Jersey. En la actualidad se distribuye por muchos países de todos los continentes, excepto en la Antártida (Wooten *et al.*, 1988; Clarke *et al.*, 2000; Pyke, 2008), para el control de los mosquitos y así frenar la transmisión del paludismo y otras enfermedades a humanos.

Mediante análisis de secuencias de ADN mitocondrial de muestras de poblaciones europeas y de USA, se ha establecido que el haplotipo más abundante en Europa de *G. holbrooki* proviene de Carolina del Norte y se corresponde con la introducción de la especie en España en 1921 (Vidal *et al.*, 2010). La especie muestra preferencia por tramos de escasa corriente, poca profundidad, abundante vegetación y sustratos de color oscuro (Casterlin & Reynolds, 1977). Se define como bentopelágica, y normalmente habita en agua dulce, aunque también existen poblaciones en ambientes salinos (Hubbs, 2000; Alcaraz & García-Berthou, 2007). En la actualidad la especie se encuentra distribuida en casi todos los cursos de aguas lentas y templado-cálidas de la Península Ibérica, sobre todo por debajo de los 1000 m de altitud, exceptuando gran parte de la cuenca del Miño y de los ríos que desembocan en el mar Cantábrico (Hermoso *et al.*, 2008).

Resultados obtenidos.

La gambusia está bien representada en la zona de estudio, siendo considerada en principio como invasor, por el efecto competidor que tiene con la ictiofauna nativa. En el cinturón costero de Huelva ocupa las lagunas de aguas dulces, donde se ha convertido en un potente competidor por el espacio y el alimento de pequeños crustáceos. En Isla Cristina aparece bien patente en la zona tranquila de Prado Hondo. Igualmente en Punta Umbría (laguna del Portil) y en la laguna de las Madres (Palos). Incluso en las charcas permanentes de los campos de golf de Islantilla y Matalascañas.

Características de la invasión

Aunque la especie se ha utilizado mundialmente para controlar las poblaciones de mosquito, se considera un depredador generalista y existen dudas sobre la eficacia de este control (Farley, 1980; Pyke, 2008). La competencia entre la gambusia y las dos especies de ciprinodóntidos, endémicas de la Península Ibérica se ha establecido por un comportamiento agresivo de la gambusia a los juveniles del fartet y el jarabugo (Rincon *et al.*, 2002). La elevada capacidad de dispersión natural y las traslocaciones efectuadas por el hombre, favorecen el flujo de genes entre cuencas y la retención de una elevada diversidad genética (Díez del Molino *et al.*, 2013; Caiola & Sostoa, 2005).

Aprovechamiento

La gambusia no tiene valor comercial alguno. Antaño era un pez de acuario, pero esa afición ha decaído ostensiblemente, en favor de peces tropicales. Actualmente, las grandes poblaciones de gambusia, sirven de alimento a peces más grandes y depredadores, como la perca sol y el black bass, y otros recién llegados, como el pez gato y la lucioperca. Por ello, la gambusia, a pesar de su gran prolificidad, sus poblaciones se mantienen a raya gracias a la depredación, que no a la actividad ni el interés por erradicar a esta especie, claramente invasora, pero autolimitada.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Gambusia holbrooki*.

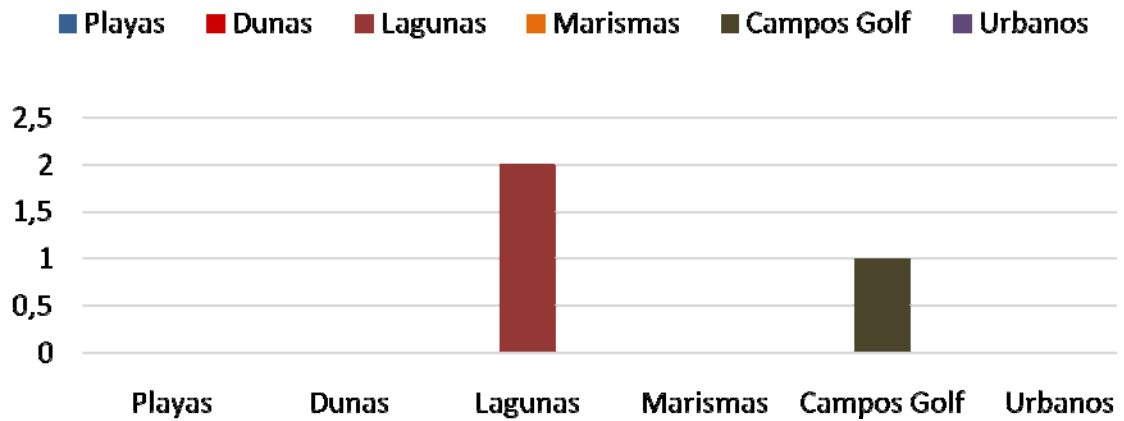
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

	Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
			A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y Enebrales										
	Lagunas			1			2		2	2		2
	Marismas											
	Campo de Golf			1							1	1
	Urbanos											
	Total de cada Subzona			1			2		2	2		2
	Total de cada Zona			1		2			2			

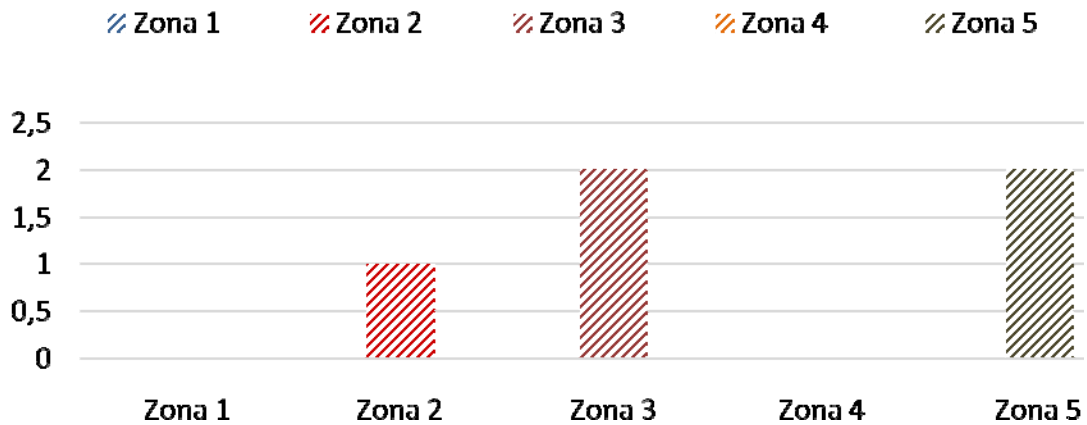
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Gambusia holbrooki

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 15



Adulto de percasol.

Especie: *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758). Fam. *Centrarchidae*.

Pez sol, Percasol.

Descripción. Según Vila-Gispert *et al.* (2007).

Pez de aspecto ovalado de tamaño pequeño entre 20 y 25 centímetros de longitud, en la península Ibérica puede alcanzar tallas máximas alrededor de 200 mm, (Vila-Gispert *et al.*, 2007), teniendo el cuerpo comprimido lateralmente y alto con respecto a la longitud.

Las aletas dorsal y anal son dobles, con una parte espinosa y otra blanda (Kottelat & Freyhof, 2007). Proporcionalmente la cabeza es grande y su frente amplia. La boca tiene un tamaño reducido, algo súpera, con labios voluminosos. La perca sol es muy vistosa y variable en coloración; en general, la parte dorsoventral tiene tonos verdes o marrones de oscuros a amarillos y anaranjados. También tiene puntos de tonalidades naranjas a los lados del cuerpo y azules que irradian de la cabeza. En el extremo posterior de los opérculos aparece un ocelo rojo. Cuando más longevos y durante el período de reproducción, los colores se intensifican en ambos sexos (Scott & Crossman, 1973). La reproducción de esta especie tiene lugar entre primavera y verano (Miller, 1963; Cooke *et al.*, 2006), pero en el sur de la Península Ibérica se efectúa entre abril/mayo y agosto (Ribeiro & Collares-Pereira, 2010). Una o varias hembras depositan los huevos en nidos que fabrican los machos y estos los cuidan (Pérez-Bote *et al.*, 2001). Se considera una especie omnívora dada la gran diversidad de presas que abarca, entre las que se encuentran zooplankton, larvas bentónicas de insectos, crustáceos, moluscos, huevos de peces o pequeños peces (García-Berthou & Moreno-Amich, 2000; Andraso, 2005; Almeida *et al.*, 2009). Cuando aumenta el tamaño el pez tiene un mayor consumo de moluscos y otras presas grandes. (Osenberg *et al.*, 1992; Zapata & Granado-Lorencio, 1993), ligados también a los cambios en el uso del hábitat (Vila-Gispert & Moreno-Amich, 1998; Huckins, 1997).

Ecología

Originario de las zonas templadas del Noroeste de Norteamérica, desde New Brunswick, en Canadá hasta Carolina del Sur. Actualmente su distribución introducida se encuentra principalmente en Norteamérica y Europa, Sudamérica, Asia Menor y África. Se encuentra ampliamente distribuida en la Península Ibérica. Aunque su entrada en España debió producirse a principios del siglo XX de forma controlada, procedente de Estados Unidos, no fue hasta los años 80, cuando se empezaron a realizar sueltas de forma indiscriminada por los acuariófilos y como pez vivo para cebo por los pescadores de pesca deportiva (Klaar *et al.*, 2004). Habita en todos los cursos lénticos, como lagos, estanques (Copp & Fox, 2007) y embalses (Dembski *et al.*, 2006; Bhagat *et al.*, 2006). En Portugal, la especie se encuentra en numerosas localidades de las cuencas del Duero, Tajo y Guadiana (Bhagat *et al.*, 2011). En España, la especie está ampliamente distribuida (De Lope & De la Cruz, 1985; De Sostoa *et al.*, 1987; Elvira, 1998; Velasco *et al.*, 1991; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2000; Sostoa, 2003; Oliva-Paterna *et al.*, 2005; Domínguez *et al.*, 2002).

Resultados obtenidos

En el cinturón costero de Huelva, la perca sol ocupa las lagunas de aguas dulces. En la laguna de Prado Hondo de Isla Cristina se ha constatado su presencia, así como en la laguna del Portil. En la laguna de las Madres al parecer existe pero es muy raro, según nos han contado. De todas maneras, la abundante presencia del black bass en esta última balsa hace más bien improbable que la perca sol tenga un gran desarrollo.

Características de la invasión

No conocemos los caracteres de la invasión en el litoral de Huelva, pero en Extremadura manifiesta una clara tendencia expansiva apareciendo, incluso, en charcas y lagunas totalmente aisladas de cualquier sistema fluvial sin que se conozca, hasta la fecha, las estrategias utilizadas para colonizar tales medios. Parte del éxito de esta especie puede ser debida a su estrategia reproductora, ya que los machos se encargan de proteger los huevos fecundados y a los alevines (al menos durante algún tiempo) de los depredadores (Pérez-Bote *et al.*, 2001). En las lagunas estudiadas se ha apreciado en zonas con abundante vegetación. Para el litoral de Huelva, se desconoce el origen de su introducción, pero debe ser similar al ocurrido en otras zonas del país.

Aprovechamiento

La perca sol no tiene aprovechamiento alguno, si acaso, se podrían capturar ejemplares y ofertarlos al comercio acuariófilo, tras la adecuada esterilización.

7. Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Lepomis gibbosus*.

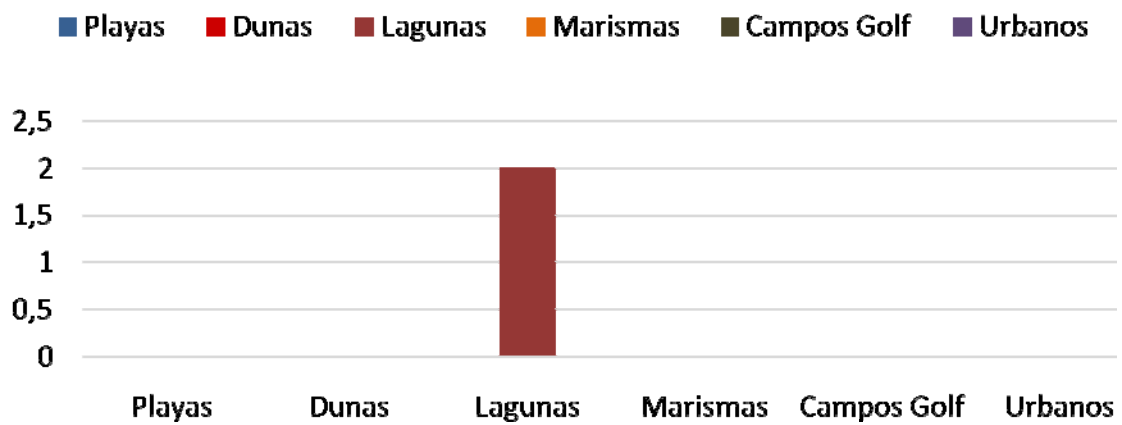
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental	
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3		
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y Enebrales										
	Lagunas			1			2		2	2		2
	Marismas											
	Campo de Golf											
	Urbanos											
	Total de cada Subzona			1			2		2	2		2
	Total de cada Zona			1					2			

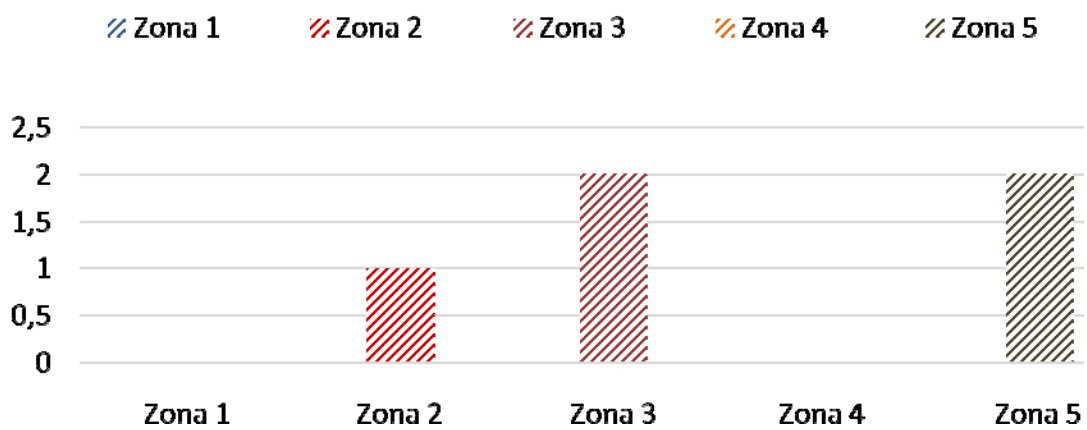
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Lepomis gibbosus

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 16



Adulto de perca americana.

Especie: *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802). Fam. *Centrarchidae*.

Perca americana, Black-Bass.

Descripción. Según (Lozano-Rey, 1935).

Pez de aspecto macizo, de cuerpo alto y relativamente comprimido teniendo un tamaño medio entre 30 y 40 cm de longitud, pero algunos ejemplares pasan del medio metro. De color verdoso dorsalmente y blanquecino ventralmente, con una banda negra que se extiende a lo largo del flanco, desde el extremo del opérculo hasta el pedúnculo caudal. Los opérculos terminan en punta. La cabeza porta una gran boca súpera, con varios tipos de dientes pequeños en las mandíbulas, la lengua y el vómer. Es un pez longevo que puede vivir hasta 11 años, alcanzando la madurez sexual, a los tres o cuatro años de edad. El macho excava un hoyo de 40 a 80 mm en el fondo donde las hembras depositan los huevos que aquel fecunda. Cuando son alevines la especie es gregaria formando incluso grupos muy numerosos y en fase adulta es solitaria que vive preferentemente en las aguas claras y relativamente cálidas, con vegetación abundante y escasa corriente, aunque también coloniza tramos medios o bajos de los ríos. Es un voraz carnívoro teniendo una dieta compuesta por invertebrados, anfibios y peces, aunque más ictiófaga a medida que alcanza tamaños mayores (Sánchez-Isarria *et al.*, 1989), a veces, otros vertebrados ribereños (incluso algunos micromamíferos, reptiles y pequeñas aves que se adentran en las orillas, Zavala, 1983).

Ecología

Originario del este y sur de América del Norte, desde la región de los grandes lagos hasta el norte de México. Ha sido introducido en muchos países, al ser un pez que se presta muy bien a la pesca deportiva (García-Berthou *et al.*, 2005). En España fue introducido a finales del siglo XIX, para su pesca deportiva y durante un periodo de al menos dos décadas, el antiguo ICONA propició o ejecutó numerosas introducciones en distintos puntos de la geografía española, especialmente en embalses. (Elvira & Almodovar, 2001). Actualmente se encuentra extendido por casi todas las cuencas

hidrográficas, donde ha colonizado exitosamente la mayoría de embalses y tramos lentos de nuestros ríos. Muchas de las poblaciones ibéricas de black-bass tienen un bajo índice de reclutamiento debido en gran medida a condiciones muy fluctuantes y turbidez en el medio acuático (Godinho & Ferreira, 1996).

Resultados obtenidos

En el cinturón costero de Huelva, el black bass ocupa las lagunas de aguas dulces, donde se ha convertido en un potente competidor por el espacio y el alimento de pequeños crustáceos, depredando además sobre el resto del ictiopoblamiento. En Isla Cristina aparece en las zonas más lénticas de Prado Hondo. También presente en la laguna del Portil. Y en la laguna de las Madres, parece que también está presente, pero no hemos sido hábiles para constatarlo.

Características de la invasión

Bien aclimatada a las aguas dulces del litoral onubense, con más o menos éxito. Las que refugian más percas son las del Portil, menos las de Isla Cristina y mucho menos, suponemos, que tiene la laguna de la Madres. Producen un gran impacto sobre el poblamiento acuático con un efecto devastador, aunque aguantan bien las especies foráneas (Blanco-Garrido *et al.*, 2009). También producen cambios en la composición del zooplancton en balsas y embalses por la ausencia de ciprínido (Godinho & Ferreira, 1998). Hay estudios que relacionan la desaparición de pequeñas especies de peces con la presencia de *Micropterus salmoides* (Pamela *et al.*, 2001), lo cual no ha sido constatado en la zona de estudio.



En la laguna del Portil es la única zona donde hemos capturado percas en distintas épocas del año.

Aprovechamiento

El black bass es una especie piscícola de primera categoría, a pesar de su condición oficial de invasor. Acumula un gran número de adeptos y la prohibición de su pesca va a acarrear un mayor poblamiento de este centrárido, empeorando la situación. La lógica aconseja una actuación al contrario, es decir, autorizar la pesca del black bass con el objeto de disminuir sus efectivos, siendo obligatorio la retirada de los ejemplares capturados. Es un aprovechamiento que produce valor añadido, satisface una afición y colabora en la lucha antiinvasora.

7. Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Micropterus salmoides*.

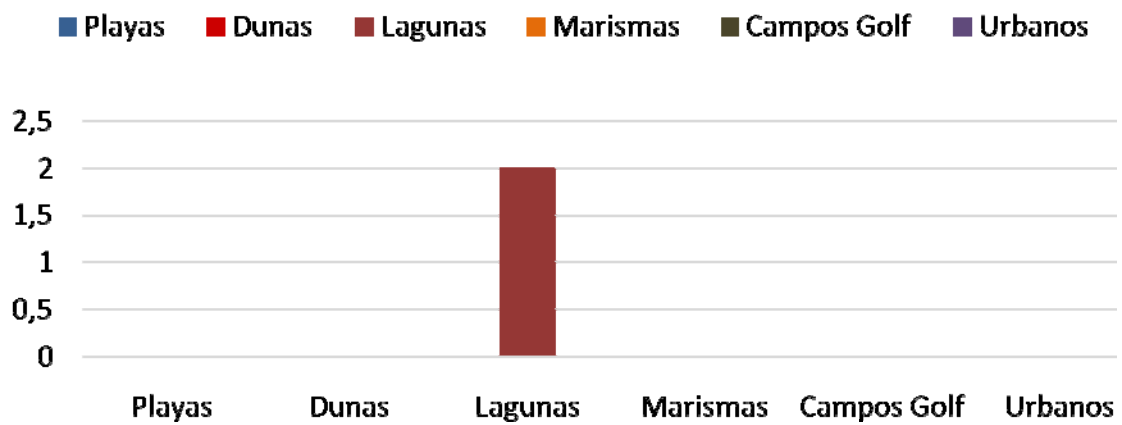
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental	
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3		
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y Enebrales										
	Lagunas			1			2		2	2		2
	Marismas											
	Campo de Golf											
	Urbanos											
	Total de cada Subzona			1			2		2	2		2
	Total de cada Zona			1		2			2			

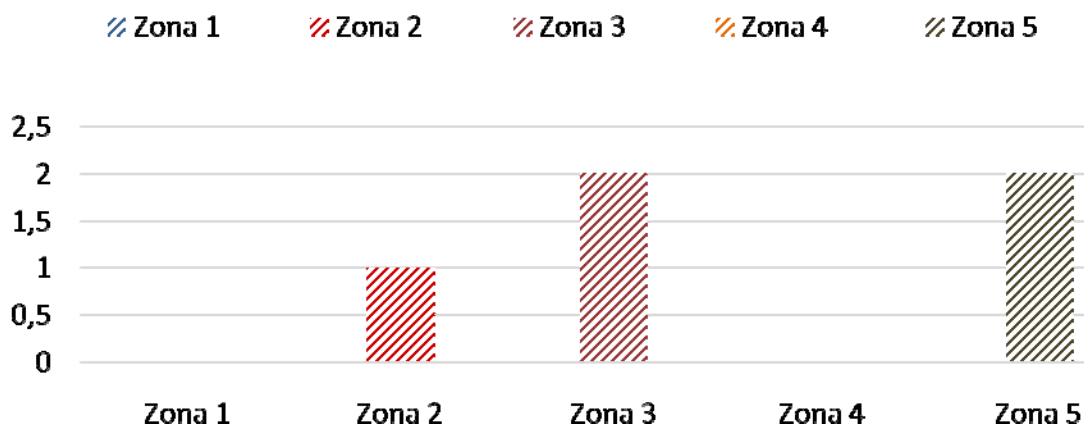
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte)

Micropterus salmoides

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA Nº 17



Galápagos de Florida (acuuario), capturada en el Portil.

Especie: *Trachemys scripta*. (Wied, 1839). Fam. *Emydidae*.

Galápagos de Florida, tortuga de orejas rojas.

Descripción. Según Martínez-Silvestre *et al.*(2011).

Este galápagos tiene el caparazón en la fase juvenil verdosa con manchas y dibujos amarillos (también cabeza, cuello y extremidades), y el plastrón amarillo con dibujos verdes rodeados de un verde más intenso. La cabeza es de color verdoso con líneas longitudinales amarillas y una gran banda roja postocular, que puede ser amarilla según las razas (Seidel & Ernst, 2006). Las extremidades son también de color oscuro con numerosas líneas amarillas (Ernst & Babour, 1989). Cuando son adultas, la coloración ventral se aclara y la dorsal se oscurece, alcanzando un tamaño más allá del palmo sobrepasando en cautividad los 50 años. La madurez sexual se alcanza a los 3-5 y realizan de 3 a 4 puestas por año, durante los meses de abril a junio con un tamaño de puesta de 5 a 9 huevos (Pérez-Santigosa, 2007). Por tanto, tienen un potencial reproductivo mayor que el de las especies nativas. La alimentación es omnívora (Jackson *et al.*, 2008).

Ecología

Originario del Este de Estados Unidos y América Central así como NE de México, Colombia y Venezuela. Su hábitat suele ser lagunas, canales, ríos y humedales. En Europa se ha detectado principalmente en sus áreas mediterráneas. En España se introdujo en 1983 y ha seguido hasta la prohibición de su importación en 2010 (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). En Andalucía este galápagos está actualmente más extendido que el galápagos europeo, pero menos que el galápagos leproso.

Resultados obtenidos

Está poco representado en el litoral onubense. Está ausente en casi toda la zona de estudio, sólo presente en las balsas de agua dulce, por lo que su presencia coincide con la de la perca sol y el black bass.

Características de la invasión

La introducción en las masas de aguas dulces del litoral de Hueva ha sido la misma que en el resto del país. La comercialización de estos animales provoca que cuando el ciudadano se cansa o el galápago se hace molesto por su tamaño, se desprenden de él, liberándolo en las charcas próximas, por lo que las mismas se convierten en receptoras de una población alóctona en aumento. Este comportamiento ha sido coincidente desde hace tres décadas, por lo que poblaciones estables se han originado en la mayoría de las aguas lénticas del país, no siendo Huelva una excepción. Con prismáticos se avistan muy bien en la laguna del Portil, con abundante vegetación y disponibilidad de sitios para solearse, lo cual es la norma general de la especie (Morreale & Gibbons, 1986; Ernst & Lovich, 2009). Nos cuentan que esporádicamente se han visto en las balsas de los campos de golf, por lo que no es extraño que los mismos socios liberen en estas aguas, los ejemplares en su poder.



Galapago de florida en el estanque del campo de golf de Islantilla.

Aprovechamiento

La retirada de los galápagos de Florida es una necesidad, lo cual conlleva un coste excesivo, imposible de sostener. Sin embargo, se pueden retirar ejemplares con permisos oficiales y servir como animales de experimentación o confinados en centros zoológicos de exhibición. Esta técnica es llevada a cabo en países anglosajones, incluyendo Estados Unidos, también en Canadá, Australia y Nueva Zelanda. Junto con esta iniciativa, se pueden motivar acciones de cría de galápagos nativos con el mismo fin de surtir el mercado terariófilo y el mascoteo. De esta manera, cuando los propietarios decidan liberar sus mascotas, el ecosistema acuático se refuerza en estos reptiles, favoreciendo la competencia frente a la forma exótica.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Trachemys scripta*.

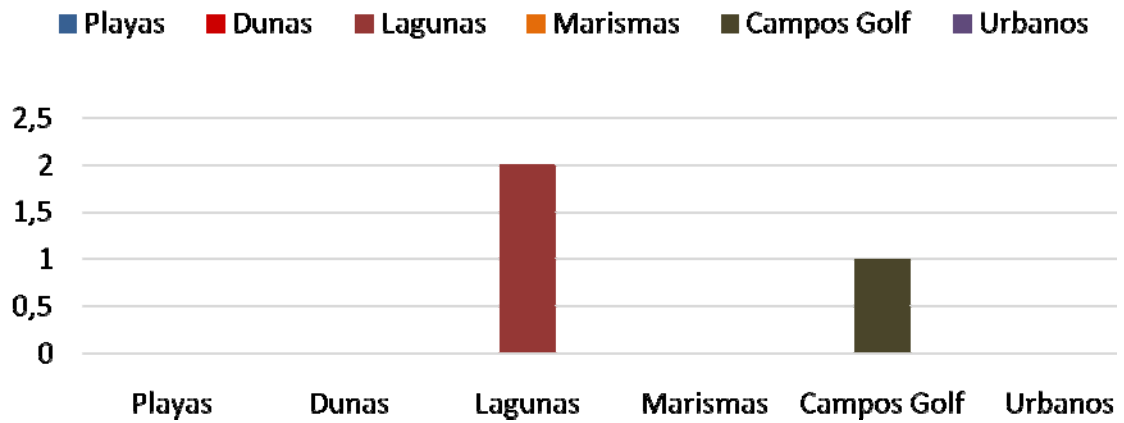
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales									
		Pinares y Enebrales									
	Lagunas			1		2		1	1		2
	Marismas										
	Campo de Golf			1							1
	Urbanos										
	Total de cada Subzona			1		2					2
	Total de cada Zona			1		2			1		

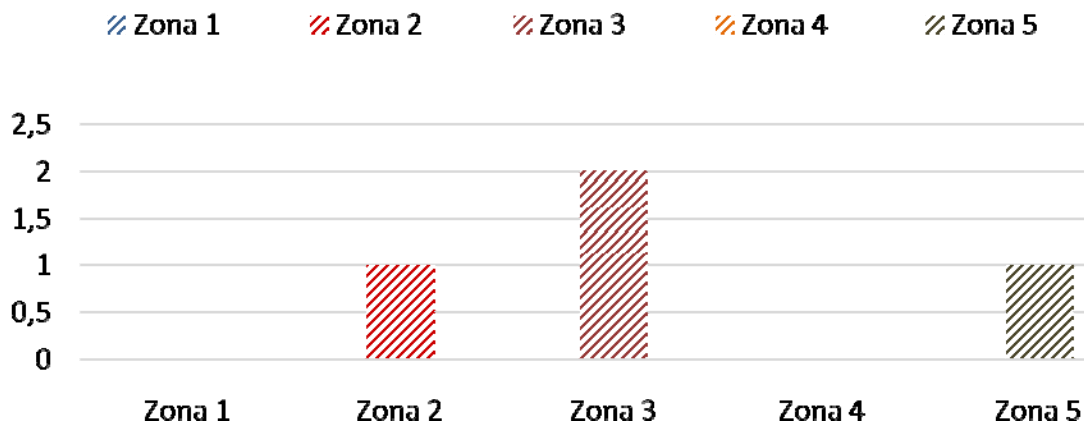
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte)

Trachemys scripta

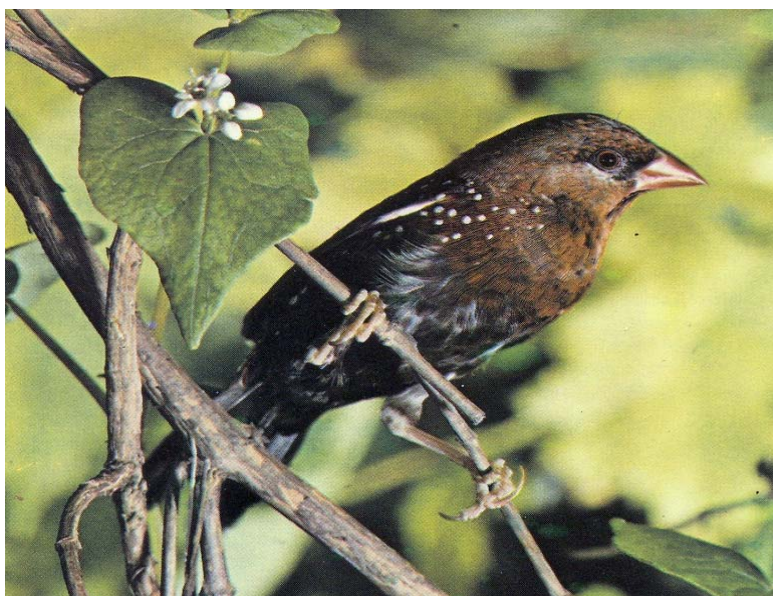
Unidades Ambientales



Zonas



FICHA Nº 18



Bengalí rojo hembra sobre rama (pajarera).

Especie: *Amandava amandava* (Linnaeus, 1758). Fam. *Estrildidae*.

Bengalí rojo.

Descripción. Según De Lope *et al.*, (1985).

Esta pequeña ave mide entre 9 y 11 cm de longitud. Cabeza relativamente grande y pico corto, pero fuerte de color intenso y brillante. Ojos pequeños, el color del plumaje en los machos muy similar al de sus compañeras fuera de la época de cría, aunque conservan algún vestigio en el pecho antes de mudar las plumas. En la época reproductora los machos se visten con un plumaje rojo granate más oscuro en el dorso, las alas y cola, mostrando unos pequeños lunares blancos en el vientre, flanco, coberteras alares y supracoberteras caudales. En las hembras el dimorfismo sexual se acentúa con colores pardos, más claros en la garganta, el pecho, el vientre y los flancos, mientras el dorso se oscurece a marrón grisáceo. Rara vez forma bandadas monoespecíficas o con otros passeriformes. Gregario y muy territorial, de hábitos diurnos. Pueden criar varias veces a lo largo del año. A comienzos del verano forman parejas que construyen el nido cerca del suelo, con plumas en el interior y paja en el exterior (Cramp & Perrins, 1994). En Elvas (Portugal), en Madrid y en Cáceres se ha observado que el periodo de cría se extiende entre julio y diciembre (Matias, 2002; Molina & Bermejo, 2003). En su área original de distribución realiza migraciones, a veces de larga distancia (Clement *et al.*, 1993). Sin embargo, en España, parece comportarse como sedentaria y sólo se han registrado movimientos de corta distancia entre carrizales (Bermejo *et al.*, 2000). Omnívoros, consumen gran cantidad de semillas, frutos, plantas e insectos.

Ecología

Originario del sur de Asia. También en las islas menores de Sonda y el SO de China (Clement *et al.*, 1993; Cramp & Perrins, 1994). En Europa existen poblaciones introducidas, sobre todo en la cuenca mediterránea: España, Portugal, Francia e Italia (Clement *et al.*, 1993; Cramp & Perrins, 1994). En España las primeras introducciones

conocidas datan de 1970, con citas en Barcelona, Granada, Cádiz, Toledo y Málaga (De Lope *et al.*, 1985). El tamaño poblacional en España según Hagemeyer & Blair (1997) se estima en unas 6.000 aves, aunque por la fecha de la datación, se sospecha que estas cifras ya han sido sobrepasadas, puesto que Prieta & Mayordomo (2011), ya dan una estima superior a las 10.000 aves y sólo en Extremadura, por lo que puede decirse que está en expansión (Bermejo *et al.*, 2000; Prieta, 2007). Su distribución en la costa de Huelva está asociada a zonas de ribera con vegetación palustre, donde suele ubicar sus nidos, seleccionando principalmente carrizales y eneales rodeados de cultivos de regadío.

Resultados obtenidos

No obstante lo anterior, está poco representado en el litoral onubense habiéndose denunciado su presencia en la zona de Canela. Su avistamiento en Isla Cristina se localiza en la marisma y en el humedal de Prado Hondo. En el campo de golf de Islantilla, tienen un comedero. Parece que se ha visto en el Lancón, pero este dato no ha podido ser contrastado. Sí se ha visto en los alrededores de la laguna del Portil. Tampoco ha sido visto desde Punta Umbría a Palos, pero en Matalascañas, aseguran que lo han visto por el campo de golf, lo cual no podemos asegurar.

Características de la invasión

Introducida la especie de forma accidental por escapes de individuos desde jaulas, mantenidos allí como mascotas, aunque no se descarta la liberación intencionada de individuos desde establecimientos dedicados al comercio de animales, lo mismo que con otras especies, liberados para evitar inspecciones oficiales. Aunque pueden habitar en una gran variedad de humedales, prefiere las zonas de llanuras pantanosas bajas, espartinas, cañas, carrizales y tamariscos. Las unidades ambientales del cinturón costero donde se han detectado esta especie principalmente han sido en marismas entre juncos, cañas y tarays, también en los humedales afectados entre carrizales y eneales rodeados de cultivos. En los campos de golf en lagunas artificiales entre eneas, carrizos, juncos y cortaderia. Hasta el momento no se le conoce ningún impacto o alteración sobre los medios que frecuenta, ni su competencia con especies autóctonas, al menos en el litoral costero de Huelva, aunque no se descartan tales si su población sigue en aumento.

Aprovechamiento

El aprovechamiento del pico de coral, salvo como pájaro de jaula, es nulo.

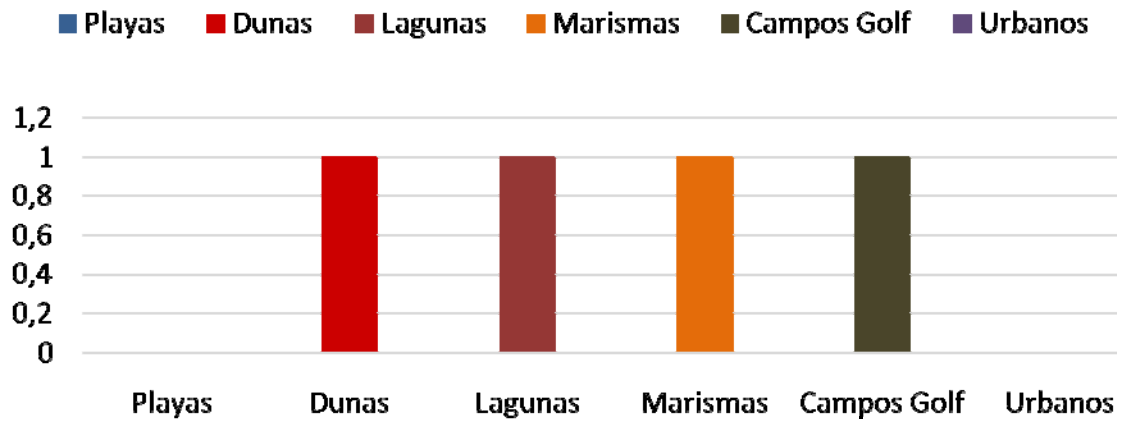
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Amandava amandava*, así como en zonas donde habitan (*Spartina densiflora*, *Arundo donax* y *Cortaderia selloana*).
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales	1	1	1	1		1	1	1	1
		Pinares y enebrales									
	Lagunas			1		1		1	1		1
	Marismas		1	1	1	1					1
	Campo de golf		1	1	1					1	1
	Urbanos										
	Total de cada subzona		1	1	1	1	1		1	1	1
	Total de cada zona		1	1		1			1		

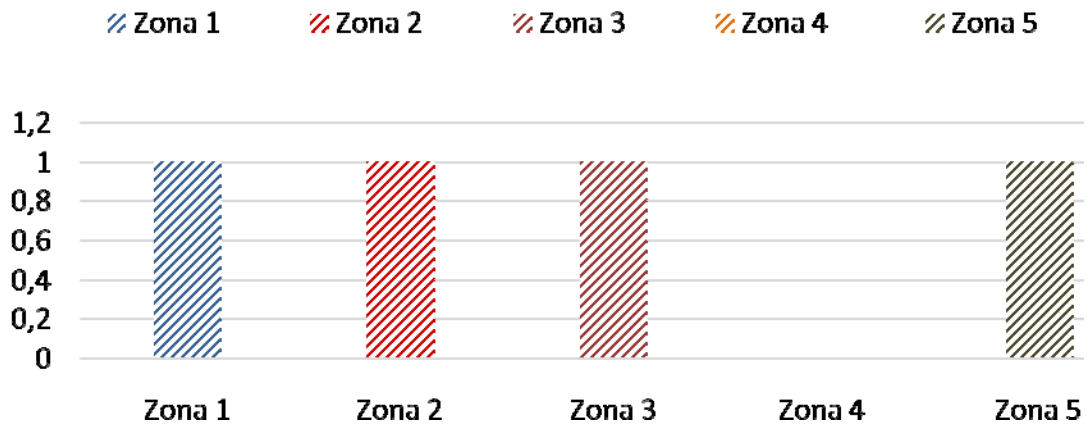
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Amadava amandava

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 19



Pico de coral (macho, en pajarera)

Especie: *Estrilda astrild* (Swainson, 1827). Fam. *Estrildidae*.

Pico de coral común.

Descripción. Según (Clement *et al.*, 1993).

Es un ave que puede alcanzar una longitud entre 11 y 13 cm de longitud. Cuerpo alargado y esbelto, pico de color rojo coral, lo que da nombre al pájaro. Los ojos están señalados por un antifaz rojo. La frente y el píleo son de color pardo grisáceo, así como el plumaje de las alas y el dorso. No existen diferencias sensibles entre machos y hembras, aunque a ellos se les atribuye un colorido más vivo. Los bengalíes pueden criar varias veces a lo largo del año desde febrero a noviembre entre carrizos y eneas, también en zonas húmedas, jardines, cultivos de regadío, áreas abiertas entre zonas arboladas (Goodwin, 1982; Reino & Silva, 1998). Construyen los nidos en las ramas de arbustos en forma de bola con una entrada lateral en forma de tubo caído hacia abajo.

Es una especie altamente gregaria que forma grandes grupos post-reproductores en las mismas zonas de cría (Hughes *et al.*, 1994) y se concentra alrededor del habitat humana y buena cobertura vegetal. Esta especie es granívora siendo su principal alimento las semillas (Lewis, 2008) y pequeños insectos, incluyendo hormigas. Como anécdota, este pájaro recoge excrementos de carnívoro y los coloca alrededor de sus nidos, tratando así de confundir a los depredadores (McGraw & Schuetz, 2004).

Ecología

Originario de África subsahariana ocupa la práctica totalidad del continente al sur del Sahara. Introducida y naturalizada en Portugal y en España, de donde se tienen registros en 21 provincias, calculándose más de 12.000 parejas, (Martí & Del Moral, 2003). Ocupa las zonas de clima benigno, aunque ha llegado a criar en Madrid y Ciudad Real; se sabe que ya están presentes en el Parque Nacional de Doñana.

Resultados obtenidos

En el cinturón costero de Huelva cría en matorrales y vegetación introducida como *Arundo donax*, *Cortaderia selloana* y *Spartina densiflora*, ocupando las desembocaduras, esteros, marismas, salinas y canales de los estuarios del Guadiana, Río Piedras y Odiel, lagunas del Portil y de las Madres. También denunciado en los campos de golf. En Palos de la Frontera se han capturado para anillamiento (EBD. 2009).

Características de la invasión

Los escapes accidentales o intencionados son las causas principales de la invasión (Real *et al.*, 2008). Desde luego, su presencia al menos en el litoral costero de Huelva es más patente que la de la especie anterior. No obstante, no existen estudios fidedignos que demuestren la amenaza que pueden definir estos animales para la fauna local y mucho menos para su ecosistema. La competencia no es fuerte y si se compara la abundancia de estríldidos en el litoral, es mucho menos patente que otros invasores que han tomado los nuevos hábitats (urbanizaciones, campos de golf, jardines de hoteles) con un gran éxito, como la tórtola turca o el rabilargo. A pesar de lo anterior, tanto el bengalí como el pico de coral son observados con cierta asiduidad por el litoral, pero siguen siendo más observables especies nativas que se asientan en los mismos hábitats, como gorriones, carriceros o bisbitas. Invernantes como la lavandera blanca son con mucho más abundantes que estos estríldidos, por lo que en principio, no parecen representar una amenaza para la fauna residente.

Aprovechamiento

El aprovechamiento del pico de coral, salvo como pájaro de jaula es nulo.

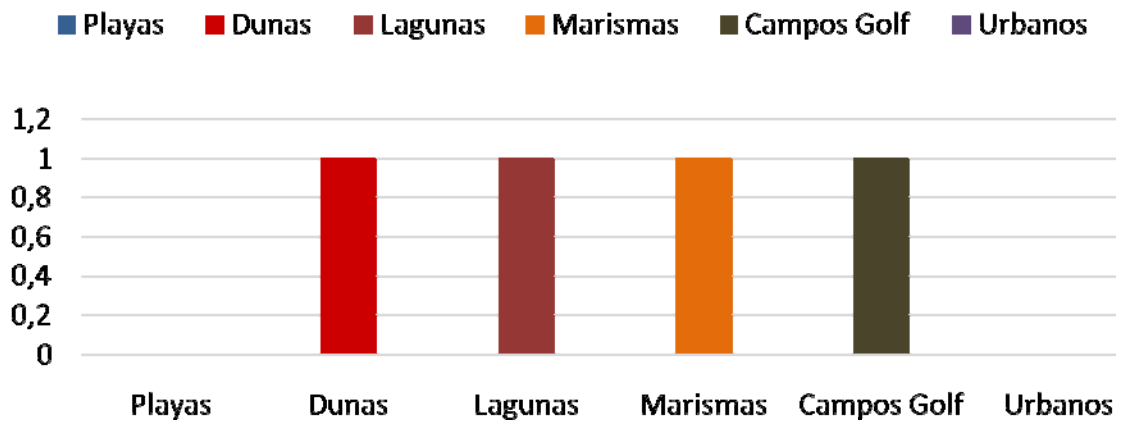
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Estrilda Astrid*, así como en zonas donde habitan (*Spartina densiflora*, *Arundo donax* y *Cortaderia selloana*).
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales	1	1	1	1		1	1	1	1
		Pinares y enebrales									
	Lagunas			1		1		1	1		1
	Marismas		1	1	1	1					1
	Campo de golf		1	1	1					1	1
	Urbanos										
	Total de cada subzona		1	1	1	1	1		1	1	1
	Total de cada zona		1	1		1			1		

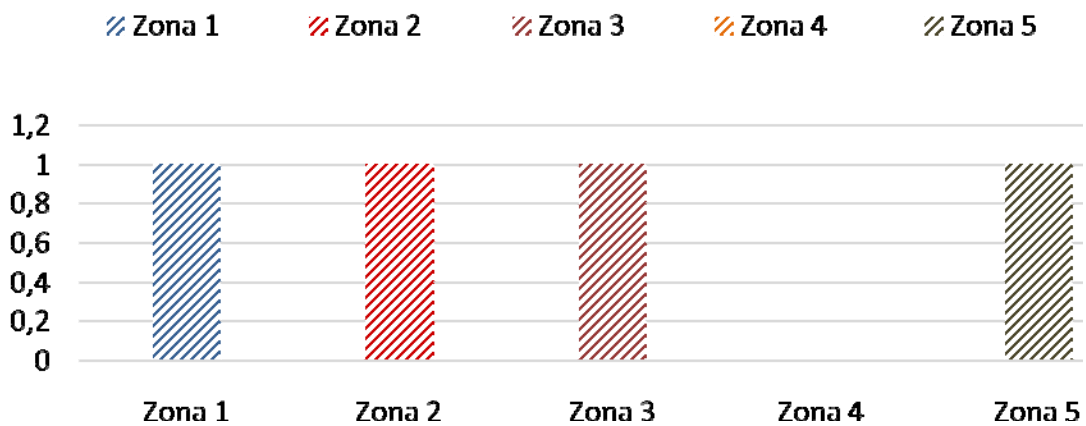
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Estrilda astrild

Unidades Ambientales



Zonas



III.2. Especies que se han considerado exótica invasora en el listado y catalogo español del R.D. 1628/2011

Flora

1. *Acacia saligna* (Labill, 1820). (acacia de hoja azul, acacia de hoja de sauce).
2. *Arctotheca calendula* (Linneo, 1842). (margarita africana, mala hierba del Cabo).
3. *Arundo donax* (Linneo, 1753). (caña, caña común, cañavera, bardiza, caña silvestre, cañizo, licera, carda).
4. *Cotula coronopifolia* (Linneo, 1753). (cotula, botón de oro, santalina de agua).
5. *Crocosmia x crocosmiiflora* (Lemoine). (crocosmia).
6. *Eucalyptus camaldulensis* (Dehnh, 1832). (eucalipto, eucalipto rojo, eucalipto colorado).
7. *Lantana camara* (Linneo, 1753). (lantana, banderita española, filigrana, mora de caballo).
8. *Ricinus communis* (Linneo, 1753). (ricino, higuera del infierno, higuera infernal, catapucia mayor, higüerillo).

Fauna

9. *Haliplanella lineata* (Verrill, 1869). (Anémona).
10. *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). (ostra japonesa, meriñaque, ostión portugués).
11. *Venerupis philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). (almeja japonesa).
12. *Artemia franciscana* (Kellog, 1906). (artemia franciscana).
13. *Lernaea cyprinacea*, (Linnaeus, 1758). (gusano ancla, también conocido como ciprinácea).

FICHA Nº 1



Acacia con flores amarillas, en el campo de golf de Islantilla.

Especie: *Acacia saligna* (Labill, 1820). Fam. Mimosaceae

Acacia de hoja azul, acacia de hoja de sauce.

Descripción. Según Castroviejo (1978).

Arbusto o árbol frondoso de talla media entre 4 y 8 metros, inerme y perennifolio, teniendo la corteza del tronco fisurada en la base y de color pardo. La copa tiene el follaje pendular y ramillas angulosas. Las hojas están reducidas a filodios lineares o lanceolados, de color verde amarillento. Las flores son pentámeras, de color amarillo o anaranjado, con inflorescencias axilares en glomérulos capituliformes y globosos. Los frutos son tipo legumbre aplanados de color pardo, rectos o curvados, algo retorcidos (Milton & Hall, 1981; Henderson *et al.*, 1998). La dispersión de las semillas es ornitócora. La reproducción vegetativa tiene lugar por brotes de ramas de la base, siendo capaces de rebrotar a partir de la raíz después de un incendio o de una tala. Tiene una vida media de 30 a 40 años (Milton & Hall, 1981).

Ecología

Originaria de Australia y de Tasmania. Su primera aparición en Europa tuvo lugar en Francia, extendiéndose progresivamente hacia otros países del mediterráneo, como Portugal, España, Italia y Grecia. En España fue introducida a finales del siglo XIX por razones ornamentales. En los últimos años se han formado núcleos subespontáneos con preferencia en cauces de barrancos y riberas de las pequeñas presas abandonadas. Igualmente presente en Portugal (Algarve). Actualmente en las costas andaluzas se encuentra naturalizada y en diversos puntos del litoral onubense. Habita en taludes de carreteras, cunetas, playas rocosas y ramblas. Esta acacia se reproduce en muchos tipos de suelo, sobre todo en las arenas pobres y calcáreas, tolerando bien la sequía y los vientos salinos de procedencia marítima (Midgely & Turnbull, 2003). Estas acacias forman masas densas monoespecíficas produciendo sustancias alelopáticas que al descomponerse la hojarasca en el suelo impiden su regeneración (Holmes & Cowling, 1997; Hadjikyriakou & Hadjisterkotis, 2002). Una gran parte de sus semillas

permanecen latentes debido a una testa impermeable al agua (Rolston, 1978; Henderson *et al.*, 1998), con una gran acumulación de alrededor de 46.000 semillas por metro cuadrado (Holmes *et al.*, 1987). La latencia se rompe después de un incendio, permitiendo la regeneración de las acacias, dando lugar a un matorral muy denso (Henderson, 1998).

Resultados obtenidos

En el cinturón costero de Huelva, hemos observado la mayor abundancia en el extremo oriental de la zona, llegando a un diez por ciento del total observado. En Ayamonte aparece entre los matorrales, por la isla de San Bruno, Punta del Moral y el núcleo urbano de Isla Canela. Muy frecuente también en los arcenes y el cruce de la autovía Huelva-Ayamonte y en las fincas colindantes. En el cinturón costero desde Isla Cristina hasta Islantilla, se observa por las áreas de corrales y el campo de golf, no porque se plantara cuando se construyó el campo, sino que ya existía anteriormente. Desde la Antilla a el Espigón de Huelva, no se ha detectado, pero sí en el Rompido y el Portil. Pero la mayor abundancia se ha visto en el término de Palos de la Frontera, entre pinares y enebrales, así como en arroyadas, donde vierten el agua de lluvia hasta la playa. La zona industrial de Moguer presenta una buena mancha de acacias, por la zona de la refinería. Y en el campo de golf de Matalascañas es el último reducto de esta especie, muy estable en la zona.

Características de la invasión

La introducción de esta acacia ha sido intencionada con fines ornamentales, como estabilizadora de suelos y para la fijación de nitrógeno atmosférico. También para la extracción de madera, aunque no es de gran calidad. Muy usada para fijar taludes en las obras de carreteras y vías de ferrocarriles. En las dunas compite con *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus turbinata*, *Pistacia lentiscus*, *Myrtus communis* y *Pinus pinea*. Convive sin problemas con *Arundo donax*, *Oxalis pes-caprae*, *Arctotheca calendula*, *Carpobrotus acinaciformis* y *Eucalyptus camaldulensis*. En la zona más cercana a las playas y a urbanizaciones se ve con *Retama monosperma*, *Ammophila arenaria*, *Pancratium maritimum*, *Cakile maritima*, *Medicago marina* y nuevamente con *Pinus pinea*. En los campos de golf de Islantilla y Matalascañas se ha plantado cerca de los hoyos, como especie acompañante, entre *Pinus pinea* y *Juniperus turbinata*.

Aprovechamiento

La madera tiene poco valor como producto fino, utilizándose más bien en carpintería alternativa. Las exudaciones de ácido urólico puede utilizarse en la industria alimentaria como potenciador de sabor (Peña, 1979). Los filodios frescos o secos son un manjar para el ganado menor (cabras y ovejas), así como conejos (Serra, 1997). Y las semillas molidas se usa como forraje de fuerza (Bratti, 1996). También parece que las semillas tienen un alto poder antihipertensivo y en pastillas concentradas también para diabéticos y celíacos, lo que está en estudio.



Mancha de acacia azul, entre *Arctotheca calendula* en el campo de golf de Islantilla.



Acacias de hojas azules en los acantilados de Mazagón

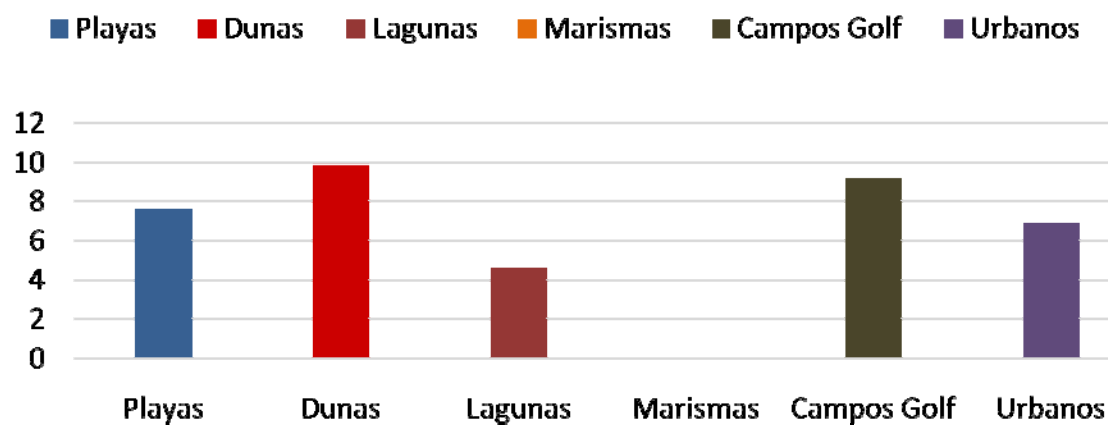
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Acacia saligna*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²). (Cada planta ocupa 4 m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa								2.000			2.000
	2.Dunas	1.Matorrales	700						7.000	5.000		12.700
		2.Pinares y enebrales		200					2.200	3.000		5.400
	3. Lagunas								50	50		100
	4. Marismas											
	5. Campo de golf			2360							6.940	9.300
	6. Urbanos		100	200					500	100	100	1.000
	Total de cada subzona		800	2.760					11.750	8.150	7.040	30.500 (m²)
	Total de cada zona		800	2.760					26.940			

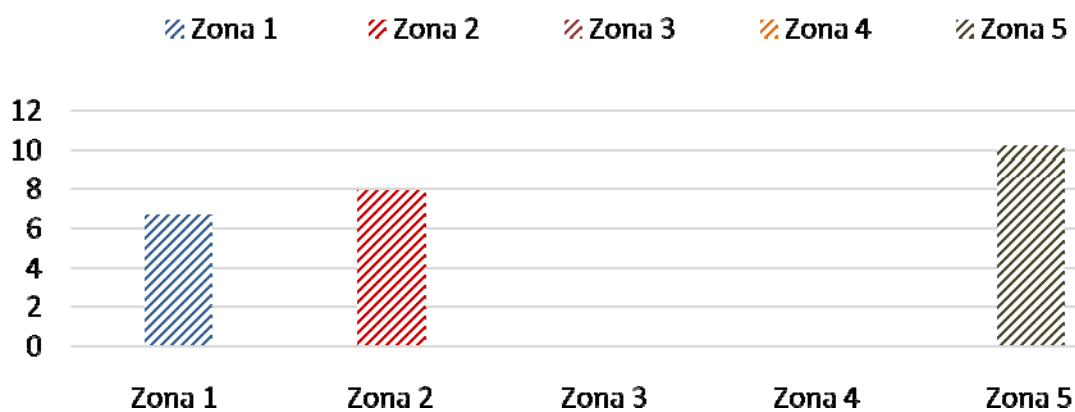
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Acacia saligna

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 2



Margarita africana cerca de la playa, en Isla Cristina

Especie: *Arctotheca calendula* (Linneo, 1842). Fam. *Compositae*.

Margarita africana, mala hierba del Cabo.

Descripción. Según Levyns (1942).

Es una planta herbácea perenne, reptante, de forma arrosetada y tallos floríferos con una altura de 35 cm. Las hojas son lirado-pinnatisectas, de 8-12 cm de longitud, de color verde por el haz y más blanquecino por el envés. Las flores nacen de abril a julio, en forma de capítulos largamente pedunculados, teniendo un diámetro entre 4 y 6 cm. La mitad de la parte externa de los pétalos, son de color amarillo claro y la mitad interna, de color amarillo oscuro. El botón floral interno es de color negro. Esta planta es polinizada principalmente por el lepidóptero *Vanessa cardui* (Huertas, 2007). El fruto tiene forma de aquenio, con una longitud de hasta 5 mm estando cubierto de pelos y provisto de vilano formado por 5-9 escamas cortas (Hickman, 1993). La reproducción sexual es anual, por semillas soliendo presentar dormición (Ellery, 2002) y la dispersión se efectúa por el viento, el agua, el movimiento de suelo contaminado o barro y animales (Finley, 2003). En otoño se produce el desarrollo de las plántulas, teniendo un rápido crecimiento vegetativo. La reproducción asexual, se realiza por estolones.

Ecología:

De origen sudafricano (Región del Cabo), aquí habita entre dunas y ambientes litorales, lugares alterados y comunidades arvenses. Introducida en Estados Unidos (California), Australia, Tasmania, Nueva Zelanda, Japón, Chile y el sudoeste de Europa (Portugal, España, Italia). Esta planta es una de las peores malas hierbas, compitiendo con la flora pascícola autóctona y no resultar palatable para el ganado. Conocida en Europa desde finales del siglo XVIII, se encuentra naturalizada en el Mediterráneo. En España aparece por el Atlántico y también en el Cantábrico sobre el año 1925 entre la vegetación de las comunidades nitrófilas. En Doñana fue citada por Fernández- Galiano & Cabezudo (1976). La especie alcanza importancia en las zonas costeras con sistemas dunares y playas formando densas y llamativas poblaciones en los accesos a las playas e

incluso aparece en las comunidades dunares (Campos & Silván, 2001), donde existen núcleos urbanos con actividades turísticas y campos de golf. Es una planta termófila, propia de ambientes marítimos que requiere ambiente soleado con suficiente calor durante su ciclo vegetativo ya que no resiste las heladas y prefiere la arena con un suelo bien drenado.

Resultados obtenidos

La margarita africana está representada en toda la zona de estudio, aunque el nivel de invasión es bajo. Se ha observado en lugares muy concretos tales como accesos a playas, veras entre marisma, dunas, montes públicos y algunos campos de golf. En los transectos realizados por Isla Canela, se ha visto en la marisma y en los accesos a las playas y entre las dunas. En Isla Cristina se ha constatado la presencia en la marisma y en casi todos los accesos de las playas; también en el recinto del centro de acopio de plásticos agrícolas y en el campo de golf cercano de Islantilla. Se observa en Lepe, los accesos a playa y en la zona de marisma de Río Piedra. También por los accesos a las playas de Cartaya y Punta Umbría, y en las veras del Odiel de Huelva. En las playas de Mazagón muy cerca de las urbanizaciones construidas y los accesos a las playas. En Almonte se ha visto esta especie entre pinares y sabinales, por el campo de golf de Matalascañas.

Características de la invasión

La introducción de esta mala hierba en la costa de Huelva ha sido intencionada con fines ornamentales. Tiene impactos negativos, compitiendo entre retamales y pinares con las especies autóctonas, tales como, *Pancratium maritimum*, *Cakile maritima*, *Lotus creticus*, *Ammophila arenaria*, *Medicago marina*, *Crucianella maritima* y *Malcolmia littorea*, desplazándolas en los márgenes de arenales costeros estabilizadas o móviles. En algunas veras, y marismas, entre especies halofitas como son los almajos (*Arthrocnemum macrostachyum*, *Sarcocornia fruticosa*), y las dunas. En montes públicos entre los matorrales de *Retama monosperma* y pinares de *Pinus pinea*, sabinares de *Juniperus phoenicea* y los enebrales costeros de *Juniperus oxycedrus*. Igualmente la especie ha sido observada entre manchas de flora alóctona como, *Opuntia dillenii*, *Eucaliptus camaldulensis*, *Acacia saligna* y *Carpobrotus acinaciformis*. Esta planta causa alergias y dermatitis en personas sensibles y afecta negativamente a los mamíferos que consumen esta especie por ser tóxica.

Aprovechamiento

Actualmente no conocemos ninguna utilidad comercial, aunque podría ser compostada para nutrientes orgánicos en usos agrícolas.



Mancha de margarita africana en la marisma de Isla Cristina.



Mancha de margarita africana en el campo de golf de Islantilla.

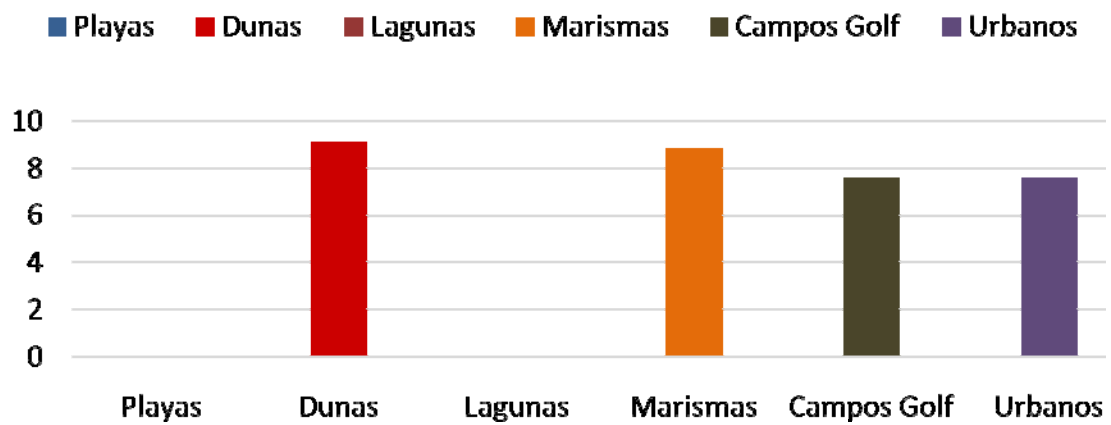
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Arctotheca calendula*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales	425	850	650	450	750	550	400	500	300	4875
		2.Pinares y enebrales		1500		1200	1100		450			4250
	3. Lagunas											
	4. Marismas		1500	1200	1500	1000		1500				6700
	5. Campo de golf		300	600	400						700	2000
	6. Urbanos		200	1000	300						500	2000
	Total de cada subzona		2425	5150	2850	2650	1850	2050	850	500	1500	19.825 (m²)
	Total de cada zona		2425	8000		4500		2050	2850			

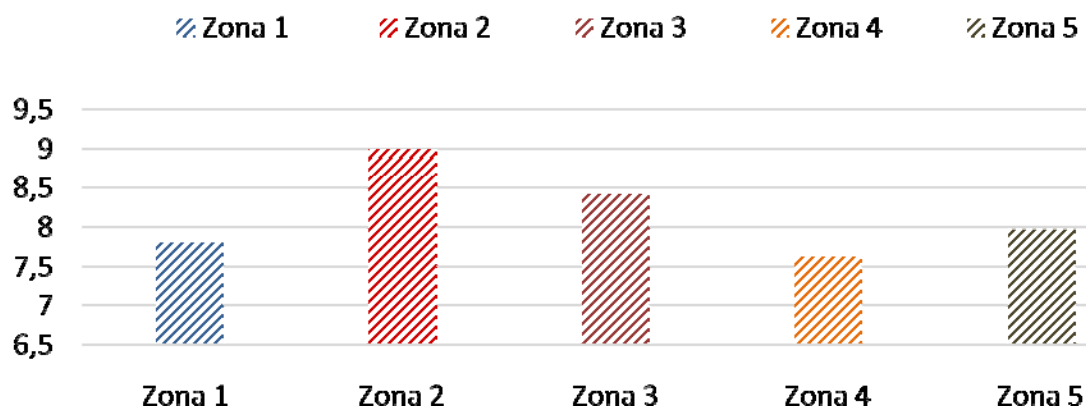
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Arcthoteca calendula

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 3



Cañas en flor, en la playa de Isla Canela.

Especie: *Arundo donax* (Linneo, 1753). Fam. Gramineae.

Caña, caña común, cañavera, bardiza, caña silvestre, cañizo, licera, carda.

Descripción. Según Polunin & Huxley (1987).

Es una planta perenne de hasta 6 m de altura, que se desarrolla por rizomas leñosos. Las hojas alternas, casi planas, con una base que llega al tallo que lo envuelve, terminando en punta. Los tallos son erectos, huecos y segmentados, con ramificaciones nudosas cada 20-30 centímetros y un diámetro medio de 2 centímetros. La inflorescencia es una gran panícula, de un característico color blanco plateado, formando un plumero con muchas ramificaciones, siendo las inferiores fasciculadas. Frutos estériles, aunque en su zona de origen sí son fértiles (Johnson *et al.* 2006). Así, las nuevas plantas se producen vegetativamente, mediante robustos rizomas, que alcanzan grandes distancias desde la planta madre, pero conectadas con esta, por lo que se afirma una red intrincada de rizomas subterráneos que aseguran la supervivencia de la especie (Boland, 2006). Los rizomas son también transportados por las corrientes de agua, efectuando así su dispersión a otras zonas muy alejadas del origen. Tanto los tallos como las hojas poseen un contenido elevado de sílice, en células específicas, asociadas con los haces vasculares de la capa subepidérmica (Perdue 1958).

Ecología

Es nativa de Asia, desde donde se extendió al resto del mundo, tal y como fue postulado por Polunin & Huxley (1987). Muy común en el norte de África y gran parte de Europa Mediterránea, como Albania, Turquía, Grecia, Italia, Francia, Portugal y España, desde el siglo XVI. Es una planta hidrófila que requiere humedad edáfica y su hábitat natural son los ambientes riparios y los humedales, tanto naturales como artificiales, prefiriendo zonas soleadas. Igualmente se encuentra presente en la costa portuguesa del Algarve. Las peculiaridades de su fisiología, entre las que destaca su elevada productividad (Rossa *et al.* 1998), le permiten un rápido crecimiento, una vez naturalizada. Esta caña transpira más agua por unidad de superficie que la vegetación

nativa (Abichandani, 2007; Watts & Moore, 2011) e incrementa el riesgo de incendio de las zonas invadidas (Scott, 1994; Coffman *et al.*, 2010). Gran resistencia a las condiciones edáficas, se adapta a cualquier suelo, desarrollándose tanto en suelos arcillosos, como arenosos o pedregosos e incluso los semisalinos de estuarios (Perdue, 1958; Grossinger *et al.* 1998).

Resultados obtenidos

La caña está bien representada en la zona de estudio, estando presente en todas las unidades ambientales del cinturón costero de Huelva. Se puede observar esta caña desde los bordes de las playas y marismas, hasta en las dunas, matorrales y pinares, terrenos agrícolas, caminos y urbanizaciones costeras, incluyendo los campos de golf. En Ayamonte aparece muy patente en la zona de Canela, tanto bordeando las playas como los matorrales dunares y en los alrededores de las zonas urbanizadas. Su presencia va aumentando hacia Isla Cristina, donde se la ve en todas las unidades, desde las playas hasta la marisma. Las fincas ubicadas a uno y otro lado de la carretera de Pozo del Camino a Redondeda y Lepe, están señaladas por cañas con una gran densidad, debido en gran parte al abandono de aquellas. Menos abundante en la franja costera desde Isla Cristina hasta Isantilla, pero mucho más en las zonas altas de los acantilados donde está ubicado el campo de golf de Isantilla. Su proporción disminuye considerablemente, desde la Antilla hasta la punta de la flecha del Rompido, pero se ve una gran mancha entre las retamas dunares y bajo un pequeño pinar. Del Lancón hasta Punta Umbría su presencia es testimonial con pequeñas manchitas dispersas, excepto en el campo de golf de Nuevo Portil cuya presencia aumenta. En el término de Huelva, entre el Espigón y las islas, y hacia el interior de la marisma del Odiel, las cañas son presenciales pero sin importancia. Finalmente entre huecos de los acantilados y las playas desde Mazagón hasta Matalascañas, vuelve a aumentar llegando a un máximo por esta zona en Palos de la Frontera y desde la parte este de Mazagón hasta la Torre del Oro, bien adaptada a las zonas de entrantes de arroyadas, por donde las aguas de lluvia llegan a la playa, adaptándose muy bien a las zonas de los deslizamientos y derrumbes del acantilado, siendo un buen protector contra la erosión. Desde aquí hasta Matalascañas su presencia disminuye.

Características de la invasión

En Andalucía se encuentra introducida de manera intencionada, aunque no por razones ecológicas, sino para la construcción de chozas de labor y casamatas de campo. Los rizomas han enraizado y de aquí su expansión tras varios siglos de su introducción. De forma espontánea convive en la zona de estudio con *Ammophila arenaria*, *Pancratium maritimum*, *Cakile marítima*, *Medicago marina*, *Pinus pinea* y *Retama monosperma*. En la flecha del Rompido, cerca de las casas de la Almabraba, hemos apreciado varias manchas grandes de caña entre *Juniperus oxycedrus*, *Pistacia lentiscos* y *Pistacia terebinthus*, además de *Opuntia dillenii*, *Carpobrotus acinaciformis* y *Oxalis pes-caprae*, lo cual se da en casi toda la línea litoral. En las áreas de arroyadas, los cañaverales funcionan en la práctica como muros, concentrando la energía del flujo de agua en el cauce, lo que conduce a su excavación y al desmoronamiento de las orillas durante las crecidas (Else, 1996; Bell, 1997). Esta especie es incapaz de sustentar una comunidad de invertebrados (Herrera & Dudley, 2003), lo cual es agravado por el hecho de que la caña es una especie poco palatable para cualquier herbívoro. De todas maneras, se ha utilizado la especie como estabilizadora para el control de la erosión de los arenales costeros y la formación de barreras de cortavientos vegetales en terrenos agrícolas, así como material para la construcción en techumbres y empalizadas. Es un

factor favorable a incendios en época estival, por la gran cantidad de biomasa que produce. Por ello, puede decirse que la caña común es una planta alóctona a tener en cuenta en la seguridad de los montes litorales.



Mancha de cañas entre (*Carpobrotus acinaciformis*) cerca de la playa de Matalascañas (por alusión al nombre por estar densamente poblada de *A. donax*).

Aprovechamiento

Arundo donax, es una especie vegetal de lo mas utilizado por el hombre. Citada en la Biblia como material de construcción, ya sea de casas como de embarcaciones o carromatos. Desde su origen en India se ha extendido a oriente y occidente, por su gran utilidad. Dada su rápida expansión y resistencia a los factores limitantes del medio, no ha sido necesario reintroducir más cañas, ya que las abandonadas a su suerte, eran suficientes para suministrar material. Así, se extendió por el norte de África y por el sur de Europa, aportando materiales a las comunidades pobres del entorno mediterráneo. Por ello, puede decirse que la cultura europea en parte está ligada al desarrollo de la caña, contribuyendo al asentamiento de las poblaciones, de la misma manera que el trigo cotribuye a la alimentación vegetariana de estas poblaciones y la cabra al desarrollo de las mismas, aportando alimento animal, vestido o utensilios. Dada la sequedad de la caña, cuando vieja, es un material energético de primera magnitud, por lo que también desde antiguo ha servido para mantener el fuego en los hogares. En efecto, la caña proporciona más biomasa por hectárea que muchas otras utilizadas para este cometido, más de 50 toneladas/ha, con una energía equivalente de más de 18.000 Kj/kg. Recientemente, empresas como Biothek Ecologic Fuel han obtenido una cepa (*Arundo* K12) que aumenta un 20% su poder calorífico, diseñándose ya plantas extractoras basadas en esta tecnología. Por ello, se piensa que una manera de controlar la expansión de la caña común es su utilización biomática, mediante peletizado miniaturizado, es decir, con carácter doméstico. Una máquina de esta categoría no es costosa y en cambio proporciona a las fincas suficiente material para ser autónomas en energía eléctrica y calorífica. Algún día cuando en España cambien las circunstancias y la adquisición doméstica de energía no esté penalizada con impuestos, la caña común y otras especies exóticas similares podrán ser controladas y manejadas con sensatez.

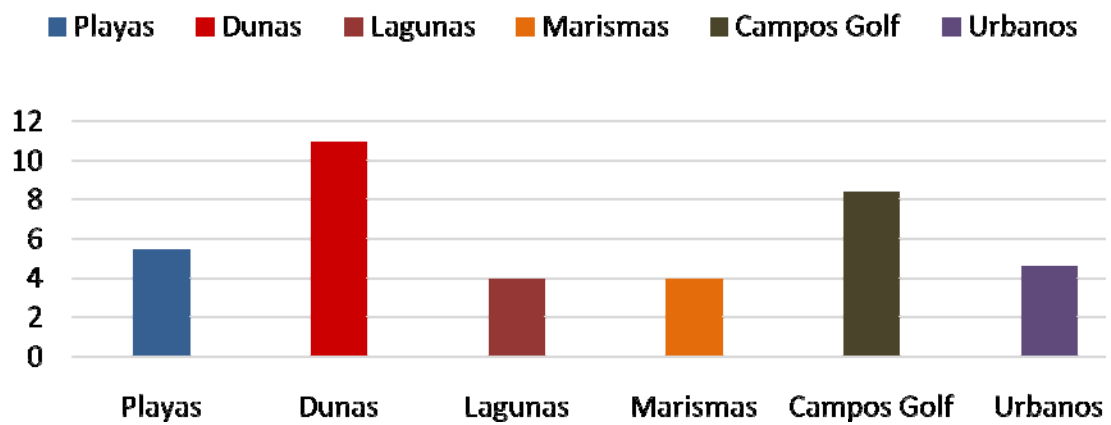
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Arundo donax*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa		175		50							225
	2.Dunas	1.Matorrales	650	500	50.000	50	100		2.310		800	54.410
		2.Pinares y enebrales		60	500							560
	3. Lagunas								30	20		50
	4. Marismas			50								50
	5. Campo de golf			1.450	2.000	1.000					50	4.500
	6. Urbanos		10	30	30	20					10	100
	Total de cada subzona		835	2.090	52.580	1.070	100		2.340	20	850	59.895 (m²)
	Total de cada zona		835	54.670		1.170			3.220			

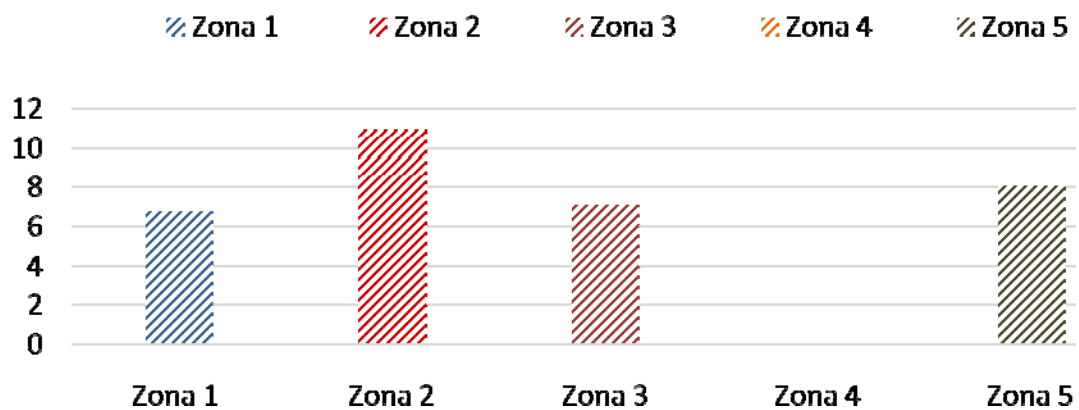
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Arundo donax

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 4



Planta de cotula en el norte de la marisma de Isla Cristina

Especie: *Cotula coronopifolia* (Linneo, 1753). Fam. *Compositae*.

Cotula, botón de oro, santalina de agua.

Descripción. Según Valdés *et al.* (1987).

Es una planta herbácea anual de color verde glauco, con los tallos de 22 cm y las ramas con hojas dentadas a pinnatisectas, de forma oblonga; el peciolo es envainante, siendo de color verde y por los extremos, de color amarillo, olor agradable. Inflorescencias distribuidas en el extremo de las ramas en capítulos pedunculados, los flósculos tubulares de color amarillo. Florece de marzo a agosto. El fruto tiene forma de aquenio comprimido y alado. Su reproducción es sexual y dispersión hidrócora y zoócora, esto último, por medio de aves acuáticas, muy efectiva, de hasta 450 metros/año (Van der Toorn, 1980). También se reproduce vegetativamente mediante estolones.

Ecología

De origen sudafricano (Región del Cabo). Se encuentra extendida por las costas atlánticas y pacíficas de América del Norte, Australia, Nueva Zelanda, América del Sur y Europa. En España llegó a Cádiz de manera accidental durante la segunda mitad del siglo XIX como una mala hierba (Pérez Lara, 1886). Igualmente está presente en sur de Portugal. Dos asociaciones fitosociológicas dominadas por *Cotula coronopifolia* se han descrito desde el noroeste de la Península Ibérica (Alves, 2004). En nuestro país se encuentra hoy en día naturalizada en marismas, arrozales y ambientes húmedos salobres de la costa sur atlántica, gallega y cantábrica, y en algunos puntos aislados del mediterráneo, Extremadura y Baleares. La propagación de esta planta es promovida por su capacidad para colonizar una amplia gama de hábitats, estuarios, bajos intermareales, marismas alteradas y sitios perturbados del interior (Van der Toorn, 1980). Esta planta tolera bien la sequía y los vientos salinos de procedencia marítima. En cuanto a sus requerimientos ecológicos, necesita substratos muy húmedos, habitando en lodazales, suelos fangosos y riberas, con alto contenido en sales.

Resultados obtenidos

La cotula está bien representada en la zona de marisma y otras áreas húmedas del litoral onubense. En Ayamonte se observa en la parte inundable de marismas alta. Igualmente en arroyos que atraviesan fincas agrícolas, incluso con cultivos de cítricos de los bordes de la marisma. Su presencia va aumentando hacia Isla Cristina y es claramente frecuente desde Pozo del Camino hacia Redondela, aún más por las orillas de la laguna de Prado Hondo, en la Redondela, donde posiblemente se sitúe la zona donde más abunde. Entre Lepe y Cartaya, sigue presente en los bordes de la marisma del río Piedras y flecha del Rompido. Menos observable en Punta Umbría y menos aún por la marisma del Odiel. Es esporádica por Palos y Mazagón. Finalmente, no se ha observado entre Mazagón y Matalascañas.

Características de la invasión

Se introdujo de forma intencionada para su utilización en trabajos de restauración y se ha extendido de forma accidental. Aunque en el cinturón costero de Huelva, el nivel de invasión no es muy grande, la cotula se puede observar en lugares muy concretos tales como marismas y humedales con puntos muy mineralizados. Convive perfectamente con otras plantas propias de estos lugares como la espadaña (*Typha latifolia*) y el junco (*Juncus acutus*), así como alóctonas de gran representación como la vinagrera (*Oxalis pes-carprae*) y la espartina (*Spartina densiflora*).



Mancha de cotula en zona inundada de la parte sur del humedal de Prado Hondo (La Redondela).

Aprovechamiento

La cotula no tiene aprovechamiento alguno en la actualidad. Se ha mencionado que sus flores pueden ser un buen sucedáneo de la manzanilla (*Chamomilla aurea*), y a veces se aprovecha en donde existe una buena representación y en ausencia de la nativa (Ladero *et al.*, 1985). Aparte de ello, la escasa presencia de la cotula en el litoral onubense hace inútil cualquier aprovechamiento y la retirada de la planta es más costosa y problemática que su mantenimiento y simple vigilancia.

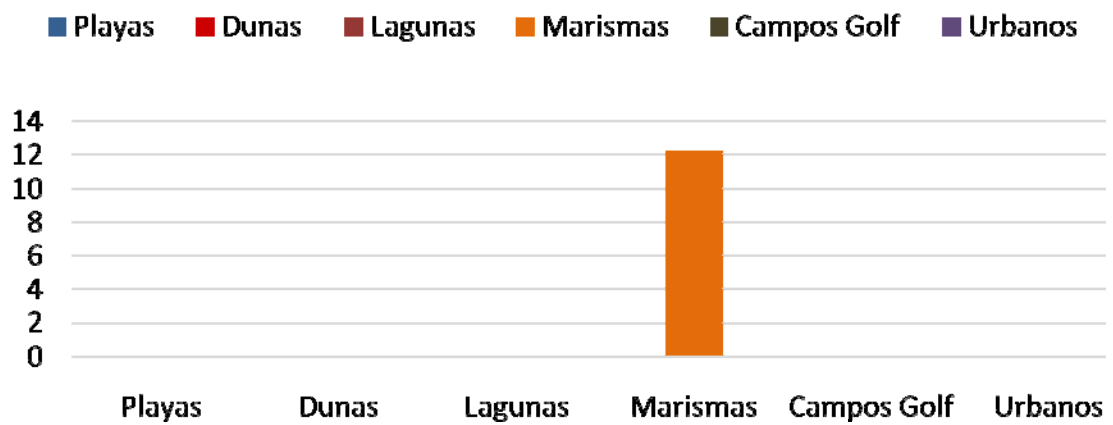
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Cotula coronopifolia*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales										
		2.Pinares y enebrales										
	3. Lagunas											
	4. Marismas		40.000	80.000	50.000	30.000	5.000	2.000	1.000			208.000
	5. Campo de golf											
	6. Urbanos											
	Total de cada subzona		40.000	80.000	50.000	30.000	5.000	2.000	1.000			208.000 (m²)
	Total de cada zona		40.000	130.000		35.000		2.000	1.000			

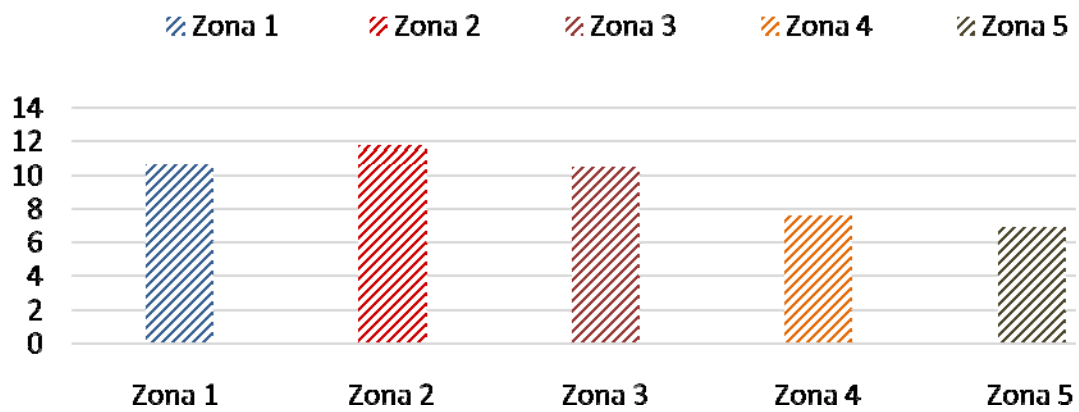
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Cotula coronopifolia

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 5



Pies de crocosmia en Isla Cristina.

Especie: *Crocosmia x crocosmiiflora* (Lemoine, 1880). Fam. Iridaceae

Crocosmia

Descripción. Según Nicholson (1978).

Es una planta perenne alcanzando una altura de 60-100 cm, teniendo las raíces finas y con un bulbo persistente y globoso. El tallo es erecto, cilíndrico o con costillas; en todo caso ramificado y cubierto en su mitad inferior por las vainas foliares. Las hojas son persistentes, de color verde claro, lanceoladas, largamente acintadas alrededor del tallo, teniendo la base estrecha y el nervio medio prominente, siendo las basales a menudo más anchas que las caulinares. La floración comienza en primavera hasta final de verano (marzo a octubre) y las inflorescencias son espigas flexuosas, dísticas teniendo de 10-18 flores anaranjadas, zigomorfas a acinomorfas, sostenidas por 2 brácteas basales membranosas. Los frutos tienen forma de cápsula depreso-globosa, que se abren en tres valvas y contienen cada una 2-4 semillas, de color pardo oscuro. Esta planta se multiplica por cormos y estolones (Bailey, 1922; Dimitri, 1987). Las semillas no parecen ser viables (Cooke, 1986; De Vos, 1984).

Ecología

Esta planta floreció artificialmente en la ciudad francesa de Nancy, obtenido por Victor Lemoine en 1880 por hibridación de *Crocosmia aurea* (Hooker) Planchon x *Crocosmia pottsii* (Baker) N.E. Br., ambas nativas de Sudáfrica (De Vos, 1984). Se ha extendido por el continente americano y asiático (Stevens *et al.*, 2001) y por Brasil (Lorenzi & Moreira de Souza, 1999). En Europa occidental está igualmente naturalizada (Gran Bretaña, Irlanda, Portugal, España, Francia). Naturalizada en Portugal desde 1946 y en España desde 1974.

Resultados obtenidos

Esta iridaceae está muy poco representada en la zona de estudio, aunque la especie ha sido utilizada para parques y jardines. En Ayamonte aparece en algunos

bordes de las carreteras y caminos, siendo su presencia menor pero visible en los campos de Isla Cristina, sólo se han observado muy pocos ejemplares. Más allá, esta especie desconocida

Características de la invasión

La introducción de esta planta en la costa de Huelva, ha sido intencionada con fines ornamentales para jardinería y se ha extendido a las zonas naturales. En el cinturón costero onubense, se ha hallado un nivel muy bajo de invasión, en lugares muy concretos de zonas antrópicas. Desde el punto de vista ambiental, esta planta puede vivir en ambientes muy variados, pero prefiere los suelos fértiles y ricos en materia orgánica, con buena disponibilidad hídrica. En los transectos realizados desde Ayamonte hasta Isla Cristina, la hemos constatado en los bordes de las carreteras y caminos, entre manchas de flora alóctona como *Eucalyptus camaldulensis*, *Oxalis pes-caprae* y *Carpobrotus acinaciformis*. Por su baja incidencia, no es peligro alguno para la flora nativa ni para el ecosistema.



Pies de crocosmia bajo un pino piñonero en monte público de Isla Cristina.

Aprovechamiento

La crocosmia no tiene utilidad alguna y sólo debe ejercerse sobre ella una discreta vigilancia, por si sus poblaciones aumentaran de tamaño.

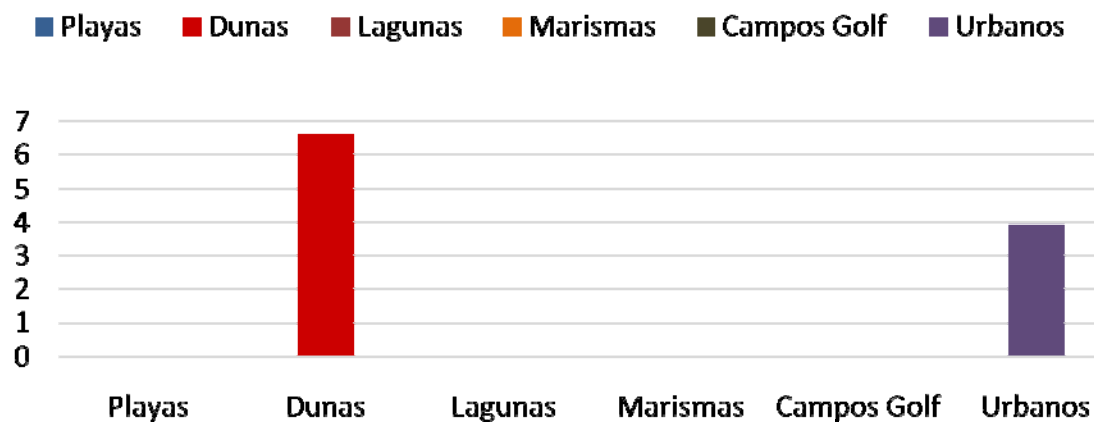
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Crocasmia x crocosmiiflora*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

	Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
			1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales	500	100								600
		2.Pinares y enebrales	100	50								150
	3. Lagunas											
	4. Marismas											
	5. Campo de golf											
	6. Urbanos		25	25								50
	Total de cada subzona		625	175								800 (m²)
	Total de cada zona		6625	175								

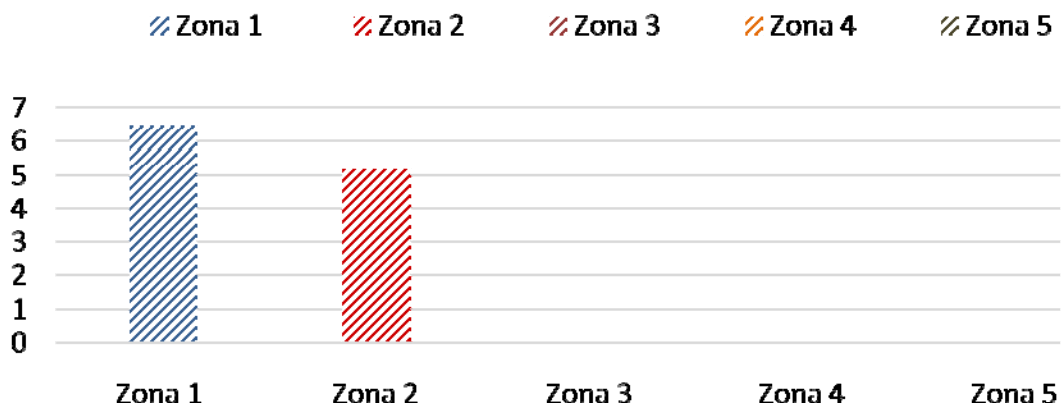
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Crocasmia crocosmiiflora

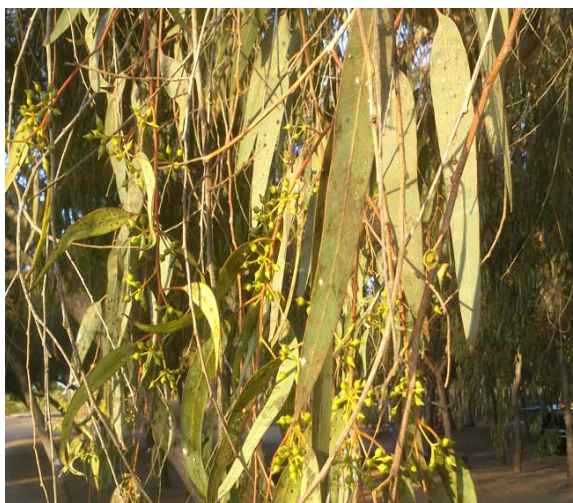
Unidades Ambientales



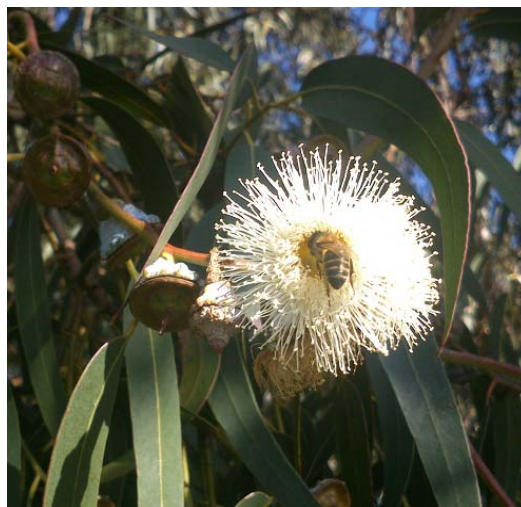
Zonas



FICHA N° 6



Frutos de eucalipto rojo en Isla Cristina.



Frutos de eucalipto blanco, Lancón- Cartaya

Especie: *Eucalyptus camaldulensis* (Dehnh, 1832). Fam. Myrtaceae.

Eucalipto, eucalipto rojo, eucalipto colorado.

Descripción. Según (Ceballos & Ruiz de la Torre, 1979).

Árbol alto frondoso, de entre 25 y 30 metros, con el tronco grueso y corto, la corteza lisa que se cae anualmente en placas de diferentes tamaños. La copa cubre casi todo el árbol con hojas de color verde rojizas, alternas, lanceoladas. La floración es bastante difusa, en las zonas cálidas puede darse en el invierno. Inflorescencias en umbelas, con 6-14 flores. Semillas, pequeñas, de aproximadamente 1 mm con formas cuboides teniendo dos cubiertas en cada semilla, la capa externa es de color amarillo a amarillo-marrón en color, mientras que la capa interna es de color marrón-negro (otras variedades tienen semillas con un solo color marrón oscuro, Boland *et al.*, 1980). Las semillas son anemócoras y viables durante más de 10 años (Dean *et al.*, 1986).

Ecología

Originario de Australia. Fuera de su área de distribución natural coloniza los cursos de agua (Henderson, 2001). Su primera aparición en Europa tuvo lugar en Francia, en España desde mediados del siglo XIX, con fines económicos. Puede vivir en ambientes alterados y adaptarse bien a terrenos con un pH neutro ó ácido, siendo poco exigente, incluso en substratos silíceos poco desarrollados y pobres, aunque prefiere los suelos calcáreos y arenosos (Ceballos & Ruiz de la Torre, 1979). Resiste la sequía prolongada, aunque su pluviometría óptima es alrededor de 450 mm. Habita en taludes, cunetas, dunas consolidadas y ramblas, tolerando bien los vientos salinos de procedencia marítima. De acuerdo con Brown & Gubb (1986), el eucalipto está cómodo en las proximidades de las casas de labor, arrabales urbanos, plantaciones forestales con varias especies, arcenes de carreteras y ferrocarriles, llanuras de inundación, zonas arenosas y rocosas. Debido a su gran vigor en las zonas invadidas, al descomponerse la hojarasca en el suelo, produce sustancias alelopáticas que desplazan a otras especies. Las hojas son ricas en cineol y eucaliptol, de propiedades balsámicas y antisépticas, útil en farmacología y es una buena planta melífera para la apicultura. Rebrotan con vigor tras los incendios. Entre los años cuarenta, cincuenta y sesenta tuvo su máximo apogeo

para la producción de materias primas, principalmente papel en muchas regiones de España.

Resultados obtenidos

En la zona estudiada hemos hallado una mayor abundancia en las unidades ambientales de dunas y humedales. Aparece en los matorrales cerca de la marisma, entre la Punta del Moral y las urbanizaciones de Canela. Por Isla Cristina, abunda por toda la zona de dunas conviviendo con pino y retama, siendo muy conspicuos, los árboles que forman alameda hasta la playa central. Toda la banda desde Isla Cristina hasta la Antilla, se encuentra salpicada de eucaliptos, prolongándose por el Lancón, más allá del río Piedras. Bordea la laguna del Portil y su presencia es menor hasta Matalascañas. En todas estas zonas, el eucalipto rojo convive con otras especies además del pino y la retama, como *Pancratium maritimum*, *Pistaccia lentiscus* y *Cakile maritima*, y algunas exóticas como *Opuntia dillenii*, *Opuntia ficus indica*, *Oxalis pes-caprae*, y *Arundo donax*. Igualmente plantado de manera muy dispersiva en los campos de golf y algunas urbanizaciones, si bien, se piensa que en estas últimas, los eucaliptos observados, por su tamaño y edad, fueron plantados con anterioridad a la construcción de estas zonas urbanas que conservaron los árboles para proporcionar sombra y absorber agua en las posibles inundaciones.

Características de la invasión

La introducción del eucalipto rojo en la línea costera de Huelva fue intencionada, con el objeto de servir de panel de choque contra las inundaciones de corrales dunares, si bien en otras zonas del país, el interés fue económico, para la construcción de traviesas de ferrocarril (el sendero marítimo de Isla Cristina está construido con traviesas de ferrocarril, a base de eucalipto). En algunos lugares concretos, han sido utilizados para desecar zonas humedales y delimitar cunetas de caminos internos húmedos en monte público y carreteras accesos a estos.

La presencia de eucaliptos en el cinturón costero es claramente observable, incluso en su ausencia actual, por la hojarasca que tapiza el suelo y que impide el enraizamiento de otras especies, incluso después de eliminado el árbol, debido al contenido de las sustancias alelopáticas ya citadas. Por ello, el impacto es negativo y supone un hándicap para el establecimiento de otras especies, introducidas o no, que intenten colonizar estas unidades ambientales. Estas características son las que han contribuido a considerar al eucalipto como especie invasora, lo cual desde la más estricta definición de especie invasora, el eucalipto no lo es, puesto que no se extiende ni por semillas ni vegetativamente (Binggeli *et al.*, 1998), pero sí capaz de transformar los hábitats (Henderson, 2001). Otros autores consideran los aspectos negativos de su introducción en el carácter combustivo de su madera, siendo un riesgo de incendio, al que contribuye el manto de hojas secas del suelo ralo (Hernando, 2009), lo cual no tiene nada que ver con el factor invasor, puesto que ese mismo problema se puede tener con el pino o la adelfa, muy abundantes en el cinturón costero de Huelva.

Especie similar: *Eucalyptus globulus* (Labillardère, 1779). Fam. Myrtaceae.

Eucalipto, eucalipto azul, eucalipto blanco, calistro.

Descripción. Según Ceballos & Ruiz de la Torre (1979).

Árbol de gran talla de entre 35 y 50 m, tronco grueso y derecho con la corteza coriácea desprendiéndose anualmente en tiras longitudinales de diferentes tamaños,

similares a las del eucalipto rojo. Los frutos están en cápsulas globosas, de hasta 12 x 25 mm teniendo cuatro costillas y con 4-5 valvas. Semillas similares también a las de la otra especie y reproducción idéntica.

Resultados obtenidos

El eucalipto blanco está poco representado en la zona de estudio. En Islantilla, se localiza en el campo de golf, entre pinares y matorrales con *Pinus pinea*, *Retama monosperma*, *Opuntia dillenii*, *Acacia saligna*, *Arundo donax* y *Lantana camara*. Esta especie es más abundante por la zona del Lancón y el Rompido, entre *Opuntia dillenii*, *Cortaderia selloana* y *Lantana camara*. En Punta Umbría existe una pequeña mancha alrededor de la laguna del Portil y más aparente frente al puerto comercial de los ferrys de Huelva; también visible en los jardines y alrededores del parador nacional de Mazagón, entre *Pinus pinea*, *Retama monosperma* y *Acacia saligna*. Más allá, el eucalipto blanco sólo se observa muy esporádicamente siendo su presencia testimonial.

Características de la invasión

La introducción del eucalipto blanco fue similar a la de la especie precedente, por lo que no vale la pena repetir las mismas aseveraciones, sólo que su uso fue más restringido que el del eucalipto rojo, pero sus repercusiones fueron y son idénticas a las de aquel. No obstante, Potts *et al.*, (2004), señalan que el eucalipto blanco proporciona mejor madera que su hermano, por lo que puede destinarse la del eucalipto rojo para papel y la del blanco para mobiliario.

Aprovechamiento de ambas especies

Como se sabe, los eucaliptos fueron introducidos para la construcción de diques y la contención de las aguas de arribada, más tarde para producir traviesas de ferrocarril y finalmente para la fabricación de papel, actividades que tuvieron su cénit durante los años cincuenta del siglo pasado. La plantación de eucaliptos por la zona costera tuvo otros objetivos, entre los cuales figura el de contención de la humedad, por ser un árbol que absorbe mucha agua y viene muy bien en zonas inundables, razones por las que también fueron plantados en las riberas de ríos con riesgo de arribada. Estas últimas aplicaciones son las que verdaderamente primó en la plantación de eucaliptos en zonas costeras, no el de uso económico de su madera. Recientemente, también se usa para la obtención de energía por su biomasa combustiva, ya que se aprovecha el árbol completo, desde las raíces hasta las hojas. Y finalmente, el uso ha decaído por ser más barata la madera proveniente de terceros países y no se planta ya en las zonas costeras, siendo sustituidos por árboles oriundos, que no produzcan fenómenos alelopáticos. Por ello, si se desea reconstruir las zonas antaño ocupadas por eucaliptos, lo primero debería ser la refertilización orgánica de los suelos, mediante humus ecológico, siendo el mejor, el lombricompost, que además de aportar nutrientes equilibrados, deposita en el sustrato gran cantidad de micorrizas y rizobacterias, además de las propias lombrices que seguirán fertilizando dichos suelos.



Mancha de eucaliptos rojos al lado de la casita azul en el monte público de Isla Cristina.



Mancha de eucalipto blanco al norte del puerto comercial de Huelva.

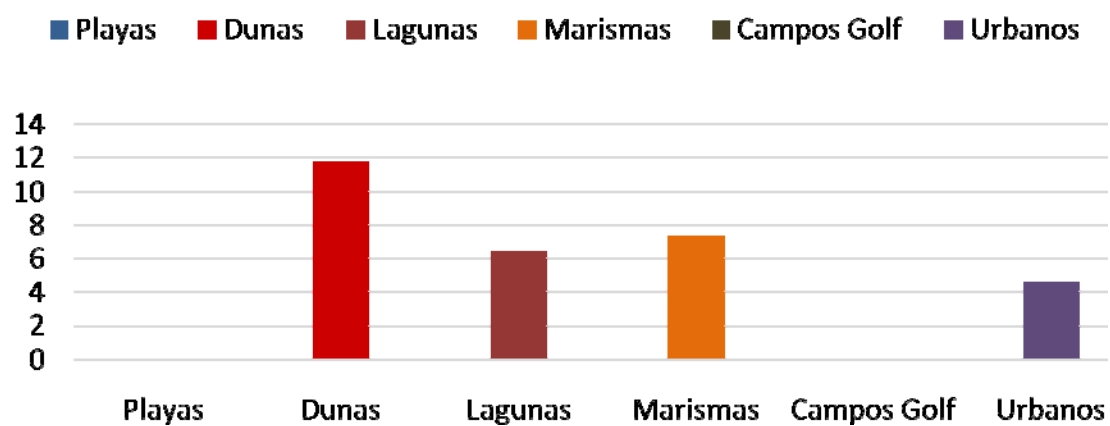
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Eucalyptus camaldulensis*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales	2.400	20.000	300						22.700	
		2.Pinares y enebrales		101.400							101.400	
	3. Lagunas						600				600	
	4. Marismas		600	300				600			1.500	
	5. Campo de golf											
	6. Urbanos		30	50			20				100	
	Total de cada subzona		3.030	121.750	300		620	600				126.300 (m²)
	Total de cada zona		3.030	122.050		620		600				

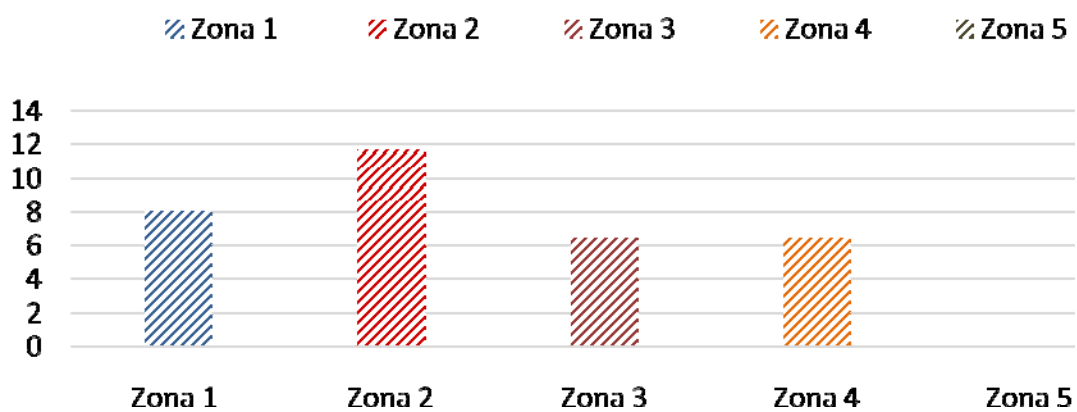
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3 : 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Eucalyptus camaldulensis

Unidades Ambientales



Zonas



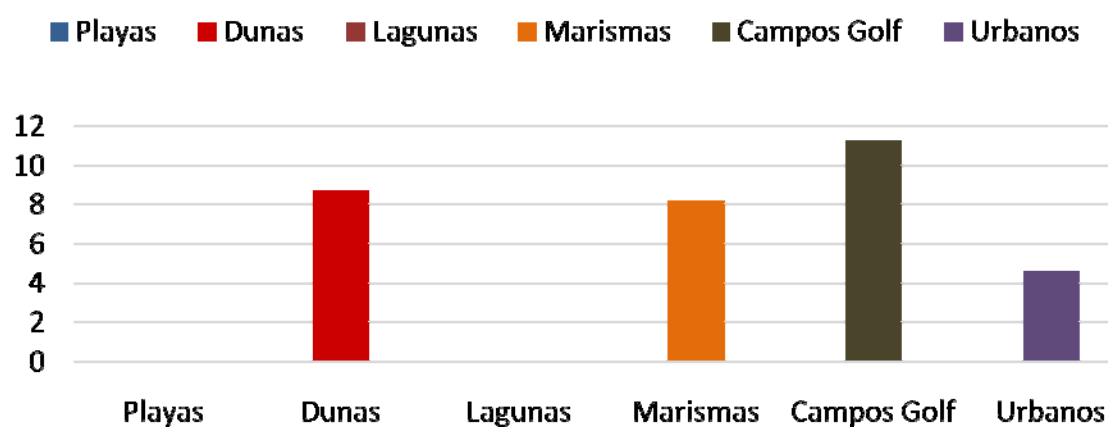
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Eucalyptus globulus*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales							3.050			3.050
		2.Pinares y enebrales								3.000		3.000
	2. Lagunas											
	4. Marismas					3.600					3.600	
	5. Campo de golf			19.125	19.125	39.000					300	77.550
	6. Urbanos			30	30	40						100
	Total de cada subzona			19.155	19.155	42.640			3.050	3.000	300	87.300 (m²)
	Total de cada zona			38.310		42.640			6.350			

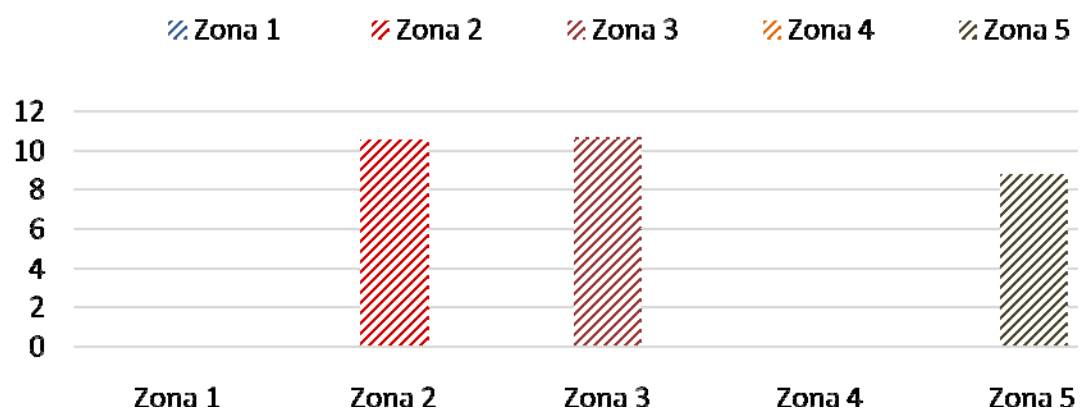
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Eucalyptus globulus

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 7



Flores de banderita española en los enebrales de Punta Umbria.

Especie: *Lantana camara* (Linneo, 1753). Fam. Verbenaceae

Lantana, banderita española, filigrana, mora de caballo.

Descripción. Según Ali & Jafri (1980)

Arbusto siempre verde pudiendo alcanzar un porte de más de 5 m de altura, trepador, teniendo el tronco y los tallos con espinas, muy ramificados, con la corteza de color verde glauco. Las hojas son opuestas con márgenes aserrados. Florece de marzo a octubre, aunque en zonas de inviernos muy suaves puede hacerlo durante casi todo el año. Las flores son color rojo, amarillo o rosa, siendo las de color rojo más tóxicas que las de color rosa (Thirunavukkarasu *et al.*, 2001). Las inflorescencias están en cimas corimbosas axilares terminales con corola en tubo estrecho. La polinización es alógama y entomógama. El fruto es una drupa en forma globosa con una única semilla, aunque puede producir miles de frutos por planta. Se reproduce de manera sexual y vegetativa, rebrota fácilmente de cepa y las ramas tienen capacidad para enraizar y emitir estolones. Las semillas germinan con mucha facilidad (Sastry & Kavathekar, 1990) y en cualquier momento del año con suficiente humedad del suelo (Parsons & Cuthbertson, 2001; Day *et al.*, 2003). La dispersión de las semillas es zoócora pudiendo ser transportadas a gran distancia.

Ecología

Originaria de América tropical hasta el norte de Argentina. Se encuentra introducida en muchas regiones cálidas del Mundo como planta ornamental. Introducida en Europa desde finales del siglo XVII, en las zonas costeras mediterráneas, se cultiva como un arbusto ornamental en casi todos los jardines de España, Italia y Portugal. Es rehusada por los animales porque producen problemas gastrointestinales (Broughton, 2000). No soporta el encharcamiento y es muy poco exigente. Soporta bien el fuego, rebrotando después de los incendios. En muchas regiones es una importante planta melífera (Fichtl & Admasu Adi, 1994) y los extractos de las hojas tienen una fuerte actividad insecticida y antimicrobiana (Lal, 1987).

Resultados obtenidos

La banderita española está bien representada en la zona de estudio. En Ayamonte aparece por las zonas urbanizadas y campo de golf de Isla Canela. También presente de manera dispersa entre Isla Cristina hasta la Antilla, más frecuente en los alrededores de Urbasur, menos en el campo de golf de Islantilla. Lo mismo se observa en el Portil y Punta Umbría. Es esporádica en Mazagón, pero vuelve a aparecer en Matalascañas.

Características de la invasión

En el cinturón costero de Huelva esta planta se puede observar en varias unidades ambientales como dunas y campos de golf, creciendo con especies tanto nativas como introducidas. Como muchas otras residentes en el litoral de Huelva, se ha visto entre especies autóctonas como *Pinus pinea*, *Retama monoesperma*, *Ammophila arenaria*, *Pancratium maritimum*, *Cakile marítima* y *Medicago marina*, y especies alóctonas como *Opuntia dillenii*, *Acacia saligna* y *Arundo donax*.

La lantana ha dado lugar a ciertos dramas ecológicos en Australia, India y Sudáfrica, donde se han tomado medidas agresivas para erradicarla, durante el siglo XX, pero los resultados han sido negativos y la invasión sigue en alza (Bhagwat *et al.*, 2012). Por ello y a pesar de que en el litoral onubense, la lantana no supone ningún peligro, el hecho de que en otros países (con clima mediterráneo), esté dando problemas ambientales, obliga a tener a esta especie bajo control o al menos vigilancia.



Mancha de lantana alrededor y el interior de un pino piñonero en el campo de golf de Matalascañas.

Aprovechamiento

La lantana ha tenido históricamente un aprovechamiento medicinal. Con las hojas y raíces se fabrica té, para tratar diarreas, vómitos, dolor estomacal y de muelas. Las flores fermentadas previenen el reumatismo, también como diurético y contra picaduras de insectos (Márquez *et al.*, 1999).

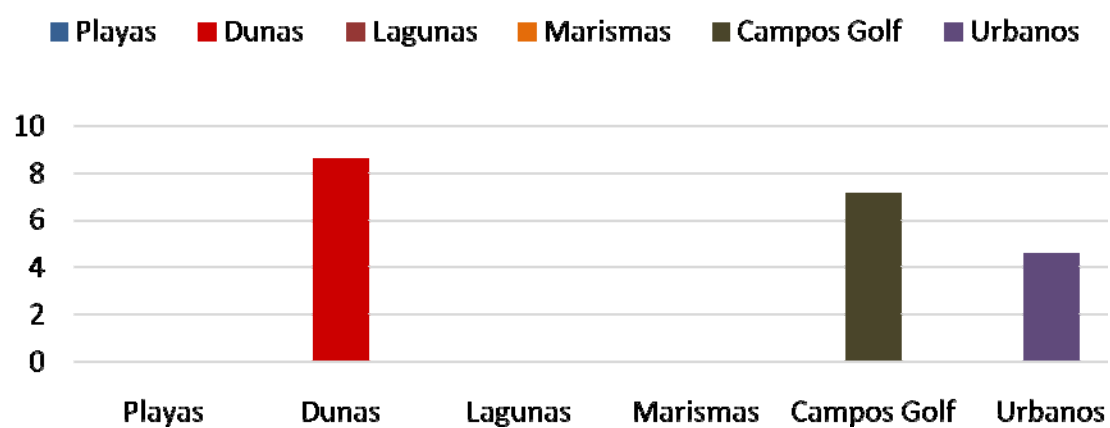
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Lantana camara*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales	200			115	500		200		10	1025
		2.Pinares y enebrales		100			4.500					4.600
	3. Lagunas											
	4. Marismas											
	5. Campo de golf		300	250	250	150					300	1.250
	6. Urbanos		30	20	20	10					20	100
	Total de cada subzona		530	370	270	275	5.000		200		330	6.975 (m²)
	Total de cada zona		530	640		5.275			530			

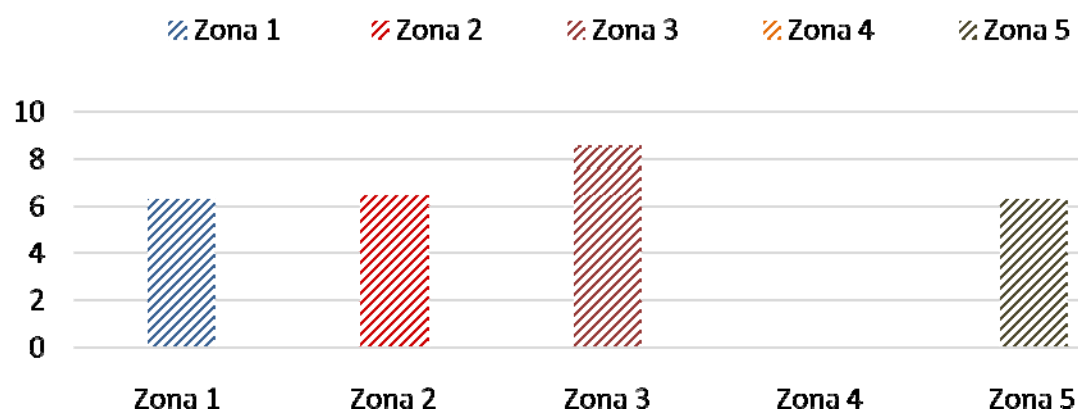
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Lantana camara

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 8



Fruto de ricino en Pozo del Camino, Isla Cristina

Especie: *Ricinus communis* (Linneo, 1753). Fam. Euphorbiaceae.
Ricino, higuera del infierno, higuera infernal, catapucia mayor, higüerillo.

Descripción. Según Valdés *et al.* (1987).

Arbusto de talla media de unos 4 metros de altura, pudiendo alcanzar los 6 metros, teniendo el tronco de color púrpuro y las hojas de color verde claro a azuladas, a veces rojizas, caducas y palmeadas, de bordes irregularmente dentados. Flores dispuestas en cimas bracteadas, reunidas a su vez, en panículas terminales; unisexuales, estando las femeninas dispuestas en la parte superior de la inflorescencia con sépalos lanceolados, rojizos y las masculinas situadas en la parte inferior de la inflorescencia teniendo los sépalos de color verde-amarillentos y numerosos estambres. Los frutos son cápsulas más bien globosas, cubiertos de aguijones de color pardo-rojizo. La dispersión es zoócora y dadas las condiciones ambientales correctas, pueden reproducirse en cualquier época del año. La reproducción vegetativa mediante brotes de cepas y raíces pudiendo el nuevo ricino aparecer a varios metros de la planta madre (Cronk & Fuller, 1996).

Ecología

Originario de África tropical, Etiopía y Somalia, siendo una especie de domesticación muy antigua, conocida ya por los babilonios y los egipcios. Fue naturalizada por los romanos y se usaba en la Edad Media como planta ornamental y para medicina natural. Es una especie muy termófila, que requiere climas cálidos y no tolera el frío de cierta intensidad, pero sí resiste sequías prolongadas. Puede vivir en ambientes alterados, indiferente a la naturaleza mineralógica del substrato, siendo una planta muy nitrófila, propia de terrenos ruderales y zonas verdes de origen antrópico, con frecuencia en lugares donde se acumulan vertidos. Este arbusto invade pastizales, brezales, comunidades ribereñas y tierras de cultivos abandonados (Weber, 2003).

Resultados obtenidos

El ricino invade poco las costas de Huelva. Hemos visto algunos ejemplares al borde de la carretera que va desde Ayamonte a la Punta del Moral. En Isla Cristina, está presente en la carretera que va desde Pozo del Camino a Redondela, cercano a escombreras. Ningún pie de planta desde Islantilla al Terrón, lo mismo que desde el Rompido a Punta Umbría, ni desde Huelva a Matalascañas.

Características de la invasión

Parece que el ricino fue introducido en la costa de Huelva por motivos ornamentales, en jardines privados, siendo posteriormente abandonado su cultivo. El abandono provocó la invasión de terrenos próximos y de ahí fue extendiéndose aunque sin gran profusión. Actualmente aprovecha los terrenos incultos y dada su nitrofilia, coloniza zonas de vertidos. En las áreas donde se ha visto, convive muy bien con eucaliptos y retamas. Si antaño era abundante en el cinturón costero, actualmente es una planta nada abundante, por lo que la invasión es testimonial y más bien es beneficiosa dadas las áreas que ocupa, sin provocar competencias a la flora autóctona.



Varios pies juntos de ricinos en Isla Cristina

Aprovechamiento

La tradicional introducción del ricino se basa en sus características oleaginosas y medicinales. Contiene una toxoalbúmina, la ricina y el alcaloide ricinina, con apreciable cantidades de lipasas, por lo que se ha considerado una especie tóxica para el ganado y el ser humano, si bien las aves parecen ser más resistentes. Las semillas son venenosas y su ingestión masiva es muy peligrosa (Henderson, 2001). Por ello, el ricino, al menos en el cinturón costero de Huelva, no es una especie aprovechable, ni por su abundancia ni por su ubicación, ni por sus características. Así, la consideramos neutral, ya que no compite con la flora autóctona y tampoco ofrece grandes ventajas, puesto que sus conocidas propiedades laxantes son fácilmente sustituibles, sin los efectos secundarios que acarrea.

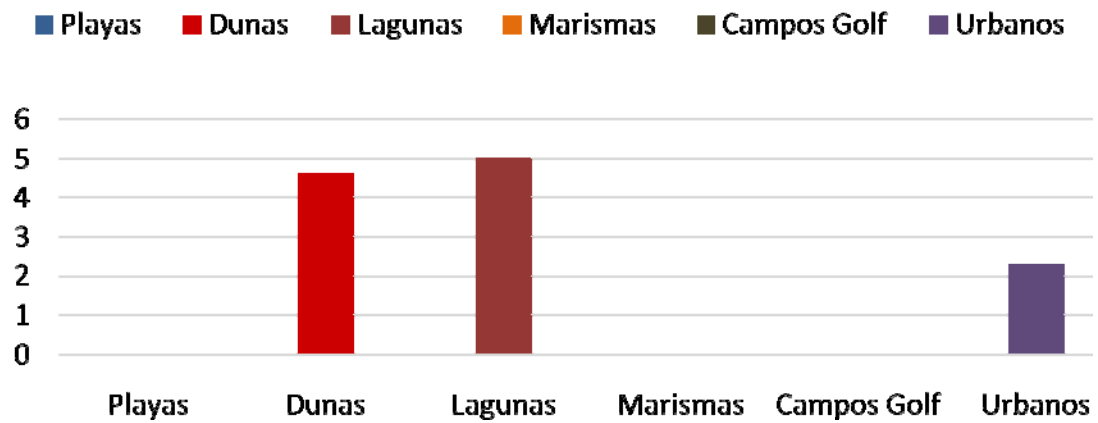
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Ricinus communis*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa										
	2.Dunas	1.Matorrales	50	50							100
		2.Pinares y enebrales									
	3. Lagunas										
	4. Marismas		50	100							150
	5. Campo de golf										
	6. Urbanos			10							10
	Total de cada subzona		100	160							260 (m²)
	Total de cada zona		100	160							

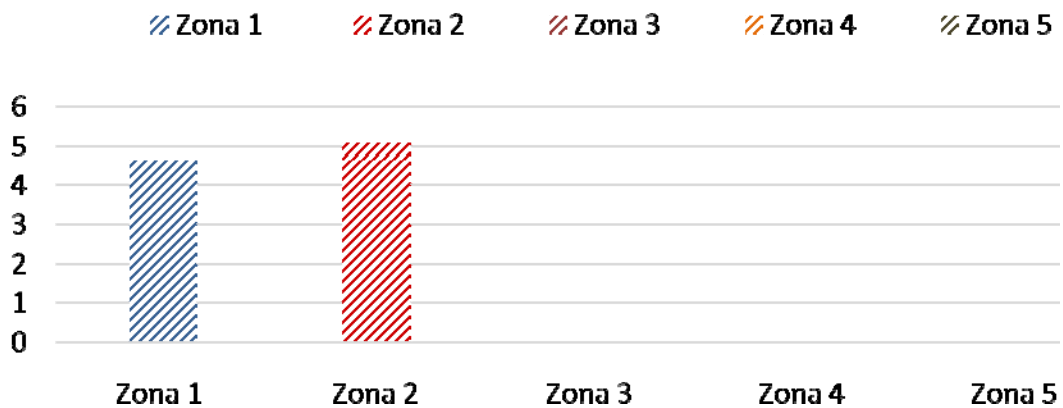
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Ricinus communis

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 9



Anémonas pegadas a cañaillas en Isla Cristina

Especie: *Haliplanella lineata* (Verrill, 1869). Fam. *Haliplanellidae*.

Anémona.

Descripción. Según Eldredge & Smith (2001).

Es una pequeña anémona, teniendo el cuerpo liso y de forma cilíndrica, de color verdoso con rayas blancas o de color naranja y por lo general 50-60 tentáculos (y un máximo de 100), completamente retráctiles, transparentes o ligeramente coloreados. Su carácter euritermo se evidencia por el gran rango latitudinal de su distribución y su capacidad de sobrevivir durante la exposición al aire entre mareas. En periodos más prolongados puede formar quistes cubiertos de mucus, lo que podría permitirle sobrevivir a trasportes accidentales en seco a largas distancias (Cohen, 2005). Eurihalina, pudiendo sucumbir a exposiciones prolongadas de salinidades menores de 12. Suele formar poblaciones efímeras, que aparecen de repente en grandes cantidades y desaparecen con igual rapidez (Shick & Lamb, 1977). Se reproduce sexual y asexualmente (Moreno, 2009; Slick, 1991; Cohen, 2005). La propagación asexual puede producirse por escisión longitudinal o por laceración del pie. La sexual se produce por liberación de gametos a la columna de agua y fertilización externa (Shick & Lamb, 1977). Es carnívora, alimentándose de protozoos, pequeños crustáceos y larvas de moluscos (Bumann, 1995).

Ecología

Es originaria de la costa pacífica de Asia (Japón, China, Hong Kong). Fue introducida en el Atlántico, adherida en los cascos de buques (Manuel, 1988; Gollasch & Riemann-Zurneck, 1996), ya en el siglo XIX. Se encontró por primera vez en las costas atlánticas americanas en 1892, y en menos de una década ya se distribuía en las costas americanas del Pacífico (Charlton, 1979), probablemente asociada al comercio de ostras, y a conchas de moluscos incrustados en cascos de barcos (Gollasch & Riemann-Zurneck, 1996). Ocupa hábitats intermareales y submareales, viviendo sobre sustratos sólidos en áreas protegidas, generalmente estuarios y puertos. Ocupa actualmente esos

hábitats en todo el hemisferio norte, tanto en el Mediterráneo como en costas atlánticas europeas y norteamericanas (Barnes, 1994; Cohen, 2005).

Resultados obtenidos

Distribuida a lo largo de la costa de Huelva y localizada en tres pequeñas poblaciones del piso mesolitoral rocoso: Ayamonte-Isla Cristina, El Rompido-El Portil (río Piedras) y Matalascañas, datos que confirman lo realizado anteriormente por otros autores (López-González, 1993; García-Berthou *et al.*, 2007; Consejería de Medio Ambiente, 2009). En Isla Canela, aparece concretamente en los caños del Pinillo. También en la ría Carreras, a su paso por Isla Cristina, así como en los pilones del muelle del Terrón y finalmente en el puerto deportivo de Matalascañas.

Características de la invasión

La *haliplanella* muestra una tolerancia extrema a factores de salinidad y temperatura (Gollasch & Riemann-Zurneck, 1996), lo que contribuye sin duda a su éxito para invadir nuevos hábitats. No se dispone de información precisa sobre abundancias o densidades, pero es posible que pueda significar una amenaza competitiva con cnidarios nativos. No obstante, debido a que aparece repentinamente y desaparece también de manera brusca, no parece por el momento significar una preocupación, aunque sí debe ser vigilada. Sí parece ser más potencialmente exitosa que las anémonas oriundas, ya que no se han observado estas, donde aparece la *haliplanella*. En las áreas donde se han localizado anémonas exóticas y en un momento desaparecen, estas zonas son colonizadas por autóctonas, principalmente *Anemonia sulcata* (Blasco, com. pers.).

Aprovechamiento

La *haliplanella* no tiene aprovechamiento alguno. Si bien, las actinias y anémonas nativas se capturan para ofertarlas como ortiguillas, su pariente alóctona no se consume, sea por su escasa presencia, sea por sus características palatales, las cuales se desconocen. No se han encontrado datos de su consumo en sus áreas originales de distribución, si bien se señala que especies similares concentran patógenos del tipo del cólera (Epstein, 1993), por lo que el principio de precaución aconseja ser prudentes a la hora de consumir estos animales, hasta que no se haga un estudio exhaustivo de los mismos relacionando densidad poblacional, usos potenciales y vigilancia sanitaria.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Haliplanella lineada*.

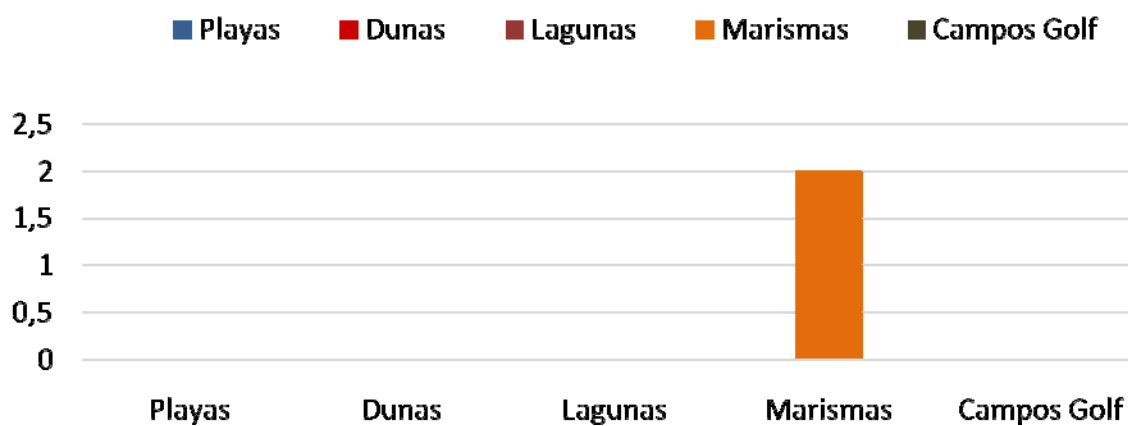
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	A-1	A-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales									
		Pinares y enebrales									
	Lagunas										
	Marismas		1	2	2	2	2			1	2
	Campo de golf										
	Total de cada subzona		1	2	2	2	2			1	2
	Total de cada zona		1	2		2			1		

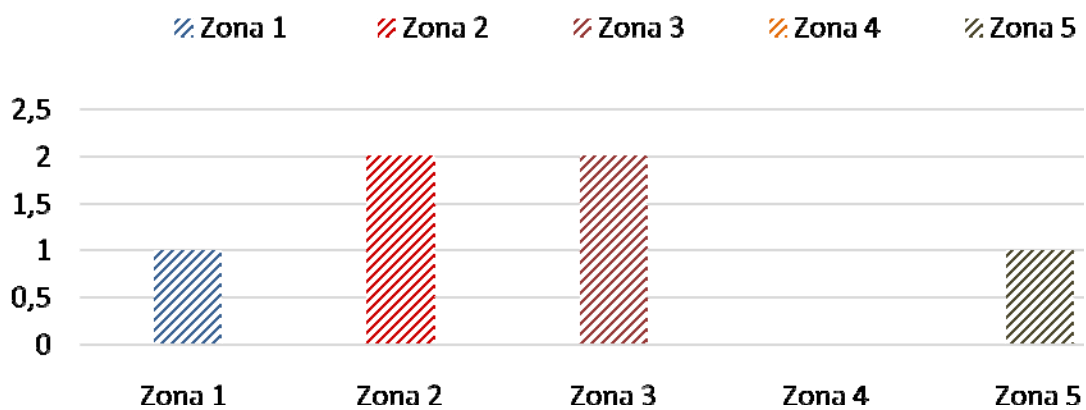
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Haliplanella lineada

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 10



Ostra japonesa capturada en la ría Carreras (Isla Cristina).

Especie: *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). Fam. *Ostreidae*.

Ostra japonesa, meriñaque, ostión portugués.

Descripción. Según (Eble & Scro, 1996).

Valvas alargadas y sólidas siendo la inferior de mayor tamaño y más cóncava que la superior, la cual es bastante aplanada. La superficie externa de la concha está esculpida con pliegues grandes, irregulares, redondeados y radiales. En la cara interna presentan las huellas de los músculos retractores. Se fija a cualquier superficie dura, aunque también se pueden observar individuos en áreas fangosas y arenosas. Muy resistente a altos niveles de turbidez y estrés ambiental, con concentraciones de oxígeno de sólo 2.9 µg/l siendo su crecimiento rápido, habiéndose registrado en el Mar de Wadden hasta un tamaño de 100 mm en su primer año de vida, con una longevidad de hasta 30 años (Nehring, 2003; Gil *et al.*, 2012). Es hermafrodita sucesiva protándrica irregular, madurando durante el primer ciclo gonadal como machos y pudiendo cambiar de sexo entre dos estaciones (Buroker, 1983; Guo *et al.*, 1998). En España, Ruiz *et al.* (1992), describen dos picos de puesta para un mismo año. Alimentación planctónica, filtradora y detritívora, por lo que actúa de agente limpiador (Eble & Scro, 1996). Eurihalina y euriterma, muy resistente a las enfermedades.

Ecología

Es oriunda de Japón y el sudeste de Asia. Introducida prácticamente en todos los países ribereños. De manera espontánea se citó en Portugal, en el siglo XVI, suponiéndose que llegó adherida a los cascos de los barcos, confundiendo en principio con la ostra portuguesa u ostión, *Crassostrea angulata*, de la que se diferencia de la ostra japonesa mediante métodos moleculares (Boudry *et al.*, 1998; Boudry *et al.*, 2003), defendiendo algunos autores que las diferencias moleculares no bastan para diferenciar especies que hibridan normalmente, lo que ocurre con estas dos ostras (Huvet *et al.*, 2002). Sin embargo, O'Foighil *et al.* (1998), consideran a *C. angulata* estrechamente relacionada con la ostra japonesa, pero no idéntica a ella. Es una especie común en determinadas zonas de la costa atlántica, pero rara en el litoral

surmediterráneo (García-Sarasa, 2001; Gómez *et al.*, 2010). Esta especie se adaptó mucho mejor a las condiciones de cultivo, obteniéndose un crecimiento más rápido, por lo cual es considerada como una de las especies marinas de mayor producción mundial (Grizel & Heral, 1991). Otros autores la han considerado como especies diferentes con un extraordinario polimorfismo, pero claramente emparentadas, por lo que por el momento se aconseja mantener las dos especies como tales (Menzel, 1974; Huvet *et al.* 2002; López-Flores *et al.* 2004; Cross, 2005). Actualmente ya se expande de forma natural en las áreas colonizadas, a través de sus larvas planctónicas por toda la costa onubense, debido a su gran adaptabilidad, lo que ha llamado la atención de muchos autores (Cardoso *et al.*, 2007).

Resultados obtenidos

La ostra japonesa está bien representada en marismas y estuarios de todo el litoral portugués, desde Ayamonte hasta Matalascañas, ocupando la zona intermareal hasta los primeros metros del infralitoral. De todas maneras, no podemos determinar si lo observado en los mercados y lonjas de Isla Cristina y Punta Umbría, así como en los establecimientos y rocas de todo el litoral se puede definir como ostra japonesa o portuguesa, que se conoce de forma vernácula como meriñaque. En cualquier caso, la japonesa se cultiva en algunos centros piscícolas, por lo que dada su adaptabilidad es posible que se encuentre presente en la zona y con toda probabilidad así es.

Características de la invasión

La introducción de la ostra japonesa es intencionada por interés comercial. También se ha citado su presencia en las aguas de lastre (Gollasch, 1997). Este hecho ha provocado la aparición de híbridos en la costa portuguesa, española y marroquí (Fernández, 2008). Por ello, se considera que la ostra japonesa debe competir con la portuguesa pero no se puede asegurar que no coexistan e incluso la hibridación haya sido de tal magnitud que en las zonas estudiadas, ya no existan ni una ni otra, sino el resultado del cruce de las dos, cuya deriva génica permitirá el mantenimiento del material genético de ambas y el resultado de la hibridación. Por ello y de acuerdo con la directiva del Consejo de Europa (2007), se debería ser cautos con nuevas introducciones y si es necesario, favorecer el cultivo de la ostra nativa, puesto que cualquiera de las dos tienen suficiente demanda comercial.

Aprovechamiento

El uso de que se hace de la ostra japonesa debe mantener a sus poblaciones suficientemente controladas, por lo que la noción de especie invasora se diluye. Tanto el cultivo como la presencia de la misma en el medio libre, supone un gran recurso económico para los pescadores y empresas. Así, el aprovechamiento que se hace tanto de su carne en fresco como precocinado, y el uso de las conchas excedentarias para aportar carbonatos a los piensos de volatería, redundan en el control de las poblaciones y de ahí se explica que la ostra japonesa haya sido extraída del listado de especies invasoras

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Crassostrea gigas*.

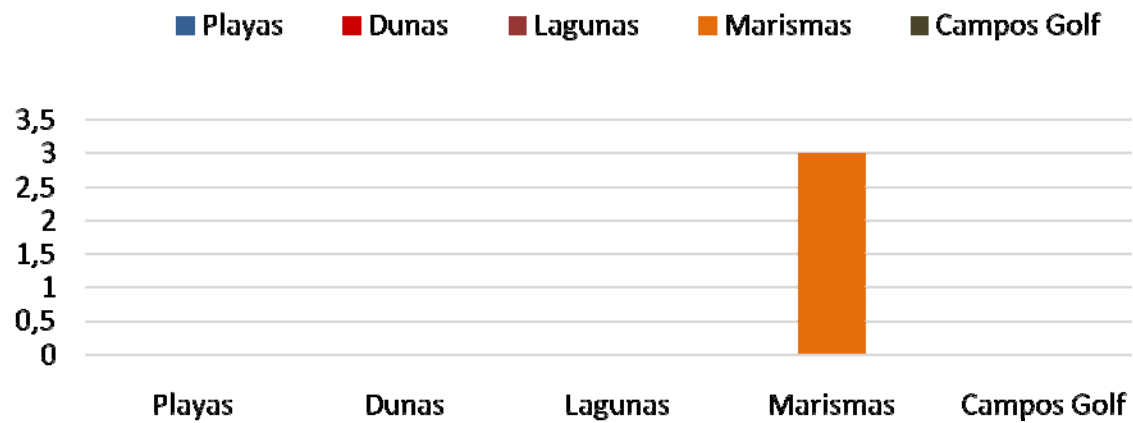
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales									
		Pinares y enebrales									
	Lagunas										
	Marismas		3	3	2	1	1	1			3
	Campo de golf										
	Total de cada subzona		3	3	2	1	1	1	1		3
	Total de cada zona		3	3		2		1	1		

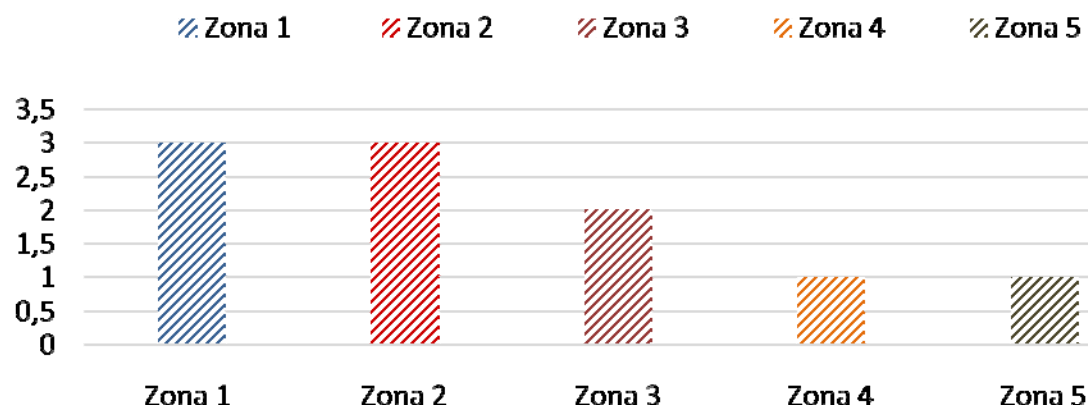
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Crassostrea gigas

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 11



Almeja japonesa adulta.

Especie: *Venerupis philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). Fam. *Veneridae*.

Almeja japonesa.

Descripción. Según Morris *et al.*, (1980).

Concha de valvas proporcionalmente grandes, más o menos iguales, adornadas de estrías radiales y concéntricas que le dan un aspecto reticulado. De perfil triangular, ligeramente redondeado. Es llamativa la unión casi completa de sus dos sifones. El color es variable; la superficie exterior generalmente es crema, rayado de diversas maneras, en bandas, manchada o en zig-zag, siendo el interior pulido, de color blanco a rosado-blanco o tinte de color amarillo pálido y con tinte púrpura violeta en una amplia zona por debajo de los umbones (Qi, 1998). Sexos diferenciados, aunque algunas veces se pueden encontrar hermafroditas. La fecundidad es muy alta, entre 0,5 y 8 millones de ovocitos por hembra (García-Martin *et al.*, 2007). A los 2 años aproximadamente alcanzan la talla de 40 mm, pudiendo alcanzar hasta 80 mm en condiciones de laboratorio. Esta especie vive enterrada en arena y lodo arcilloso siendo su longevidad alrededor de 7-8 años (Ponurovskii, 2008; Garaulet *et al.*, 2012). La alimentación la realiza filtrando el agua a través de sus dos sifones (uno de entrada y otro de salida), capturando microalgas, protozoos y pequeñas larvas de invertebrados.

Ecología

Originaria de Japón, se ha introducido en diferentes regiones del mundo, donde se ha establecido de forma permanente (Flassch & Leborgne, 1992). En Europa, se distribuye actualmente por sus costas tanto atlánticas como mediterráneas, introducida por razones acuícolas a principios de los años setenta. Debido a su rápido crecimiento, se transfirió a otros países como Portugal, Irlanda, Italia y España, adonde llegó en 1972 para surtir a las granjas marinas de Galicia, Cantabria, Cataluña y Andalucía. Habita en estuarios, en fondos arenosos o fangos, desde el nivel intermareal hasta unos pocos metros de profundidad. El interés comercial, elevada productividad, rápido crecimiento, resistencia a las enfermedades y alta resistencia a las diferentes condiciones

ambientales, han contribuido a su elevada y rápida propagación. La almeja japonesa responde mejor a temperaturas de entre 22 y 24°C y salinidades de entre 25 y 34 por mil (Helm & Bourne, 2006). La densidad puede sobrepasar los 1000 individuos/m² (Breber, 2002).

Resultados obtenidos

Actualmente se desarrolla en bancos naturales, originados a partir de cultivos comerciales, en los estuarios del Carreras y del Piedras, desde donde se han extendido por toda la costa, con sustrato fangoso o lodoso. Al igual que la ostra japonesa, la almeja se observa en Cádiz, donde se recogen miles de kilos todos los años mediante rastro y marisqueo a pie (García-Sarasa, 2001).

A diferencia de la ostra, la almeja la hemos visto asiduamente en las rías ya citadas. Los mariscadores a pie, consiguen el cupo diario, a veces sin respetar las vedas, lo que al parecer no ha provocado disminución de poblaciones. Las rías concentran gran cantidad de detritus, base alimentaria para multitud de larvas, que se nutren también de bacterias y algas unicelulares que utilizan los mismos recursos que evacúan las alcantarillas y canales urbanos. Esta masa viva son recursos aprovechados por las almejas, las cuales concentran en sus branquias una gran cantidad de patógenos, lo que obliga a una depuración previa a su comercialización, lo que no siempre se hace, con el consiguiente peligro para la ciudadanía. Los resultados obtenidos son similares a aquellos observados para la ostra japonesa, por lo que no cabe insistir más en ello, salvo que la almeja ocupa un nicho diferente a aquella, puesto que la ostra vive en lugares pedregosos y como máximo arenosos, mientras que la almeja se distribuye por los fondos fangosos y lodosos, como máximo en sustratos de arena muy fina. Hemos podido demostrar que cuando la almeja japonesa se captura en estos fondos arenosos es porque los lodosos han perdido sus características fundamentales o han concentrado determinados metabolitos que son tóxicos para la almeja.

Características de la invasión

La introducción es dirigida por los cultivos intensivos, de donde larvas y semillas se escapan de las piscinas y semilleros, y colonizan los fondos cercanos, donde abunda el alimento, cuyo origen es también la empresa acuícola. Bartoli *et al.* (2001), informan que el cultivo de *R. philippinarum* en el Mediterráneo a densidades de 2000-2500 individuos/m² ha tenido efectos pronunciados sobre los ciclos biogeoquímicos, la abundancia de plancton microbiano, zooplancton y el crecimiento de macroalgas, todo ello provocado por el alimento sin ingerir, facilitado a las almejas y su offspring.

Aunque la morfología de la almeja japonesa y la almeja nativa (*V. decussatus*) es similar, así como el ciclo biológico y la alimentación, el hecho de convivir juntas no provoca hibridación, pero sí competencia a favor de la exótica (Delgado & Perez-Camacho, 2007). Por ello, si por alguna razón, la almeja japonesa dejara de capturarse, el equilibrio se rompería y traería consigo una explosión de la alóctona en detrimento de la almeja fina. A partir de entonces, *Venerupis philippinarum* tendría que ser considerada invasora, cosa que por el momento no es necesario. De ahí que sea necesaria desde el punto de vista ambiental, que la almeja exótica debería ser capturada y comercializada de la misma manera que se ha aconsejado para otras especies alóctonas, como el black bass, la perca sol o la ostra japonesa.

Aprovechamiento

La almeja japonesa es un magnífico recurso para pescadores de subsistencia. Da empleo a muchas personas sin formación o que han perdido recientemente su empleo, lo

cual es muy frecuente en las costas onubenses, debido a la fluctuación turística. No obstante, la comercialización de la almeja debe ser controlada, debido a la posibilidad de contraer enfermedades víricas y bacterianas. La presencia de hepatitis A, disenterías y tifoideas es relativamente frecuente en las zonas costeras cuando se ingieren moluscos bivalvos sin garantías. Por ello, la depuración de almejas en agua filtrada durante 48 horas es una necesidad y de ahí una obligación, con frecuencia olvidada. Los vendedores ambulantes deberían ser controlados y vigilada su mercancía, garantizando de esta manera que el producto a ingerir es perfectamente apto para el consumo. Ello interesa incluso a los subproductos procedentes de moluscos, tales como la harina de concha, dirigida a la alimentación de pollos, puesto que las conchas desecadas pueden albergar patógenos enquistados, los cuales permanecen en diapausa durante mucho tiempo.



Ría Carreras donde se capturan almejas japonesas, en Isla Cristina.



Varios tamaños de almejas japonesas sobre una mesa de una depuradora en Isla Cristina.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Venerupis philippinarum*.

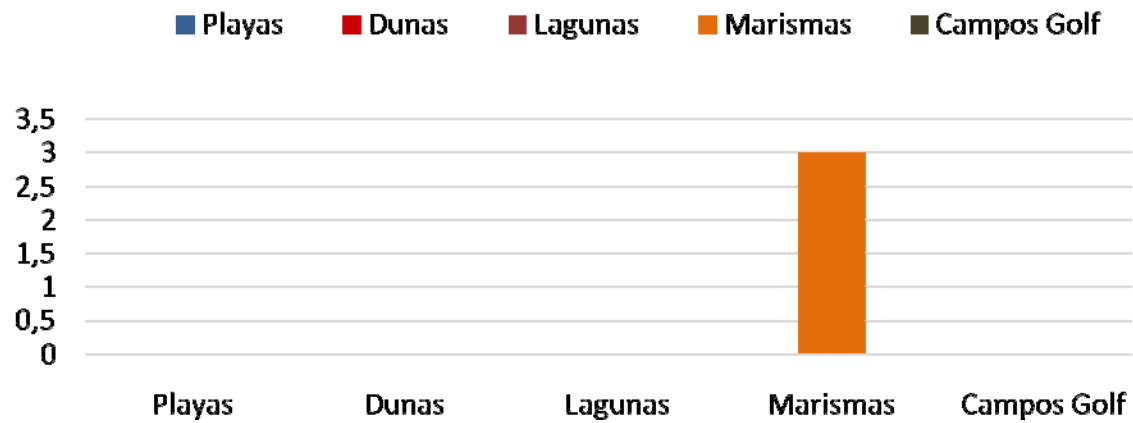
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales									
		Pinares y enebrales									
	Lagunas										
	Marismas		3	2	2	2					3
	Campo de golf										
	Total de cada subzona		3	2	2	2					3
	Total de cada zona		3	2		2					

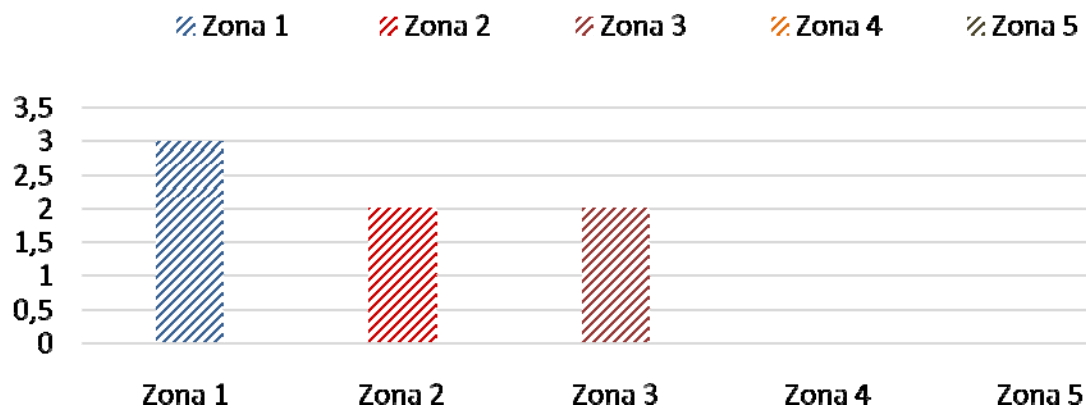
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Venerupis philippinarum

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 12



Artemia franciscana en tanque de cultivo

Especie: *Artemia franciscana* (Kellogg, 1906). Fam. Artemiidae

Artemia de cultivo.

Descripción. Según Alonso (1996).

Es un pequeño crustáceo filtrador, propio de hábitats acuáticos de elevada salinidad. Durante las primeras horas larvarias, el nauplius permanece dentro de una membrana de eclosión que cuelga debajo de la cáscara del quiste, lo que se conoce como "etapa paraguas". Tras cuatro estadios larvarios se llega al estado adulto después de unos 57 días de desarrollo (Castro, 2004), cerrándose el ciclo. Ovovivíparos, en condiciones adversas, los huevos forman quistes en diapausa, los cuales pueden acumularse en los sedimentos lacustres o ser transportados por aves marinas introducidos en otras áreas. La duración de la vida es de unos 100 días. La artemia se alimenta habitualmente de microalgas.

Ecología

Es originaria de Utah (Salt Lake), Estados Unidos, aunque en la actualidad se encuentra distribuida prácticamente por todo el mundo, debido a su uso desde los años cincuenta para su uso en el comercio de acuarios y la piscicultura. La primera vez que se detectó *A. franciscana* en Europa lo fue en Portugal, en 1981 y se ha extendido a lo largo de las salinas atlánticas utilizando las aves playeras. Según algunos autores, una vez *A. franciscana* se establece en una localidad, la artemia nativa tiende a desaparecer, lo cual está por demostrar. De todas maneras, parece que donde se usa la artemia americana su expansión es inmediata, lo cual se ha dado en todo el Mediterráneo occidental (Amat *et al.*, 2005), pero mucho más intensamente en España (Alonso, 1996; Amat, 2005), Italia (Mura *et al.*, 2006) y Francia (Scalone & Rabet, 2013). La especie alóctona es propia de hábitats acuáticos hiperhalinos por lo que coloniza áreas imposibles para especies próximas, lo que favorece la instalación de aquellas y la adaptación paulatina a ecosistemas menos salinos, compitiendo lentamente con las especies nativas (Vanhaecke *et al.*, 1984; Triantaphyllidis *et al.*, 1998; Honturia *et al.*, 2012).

Resultados obtenidos

Artemia franciscana se diferencia en muy pocos caracteres externos de *Artemia salina* por lo que nos ha sido imposible reconocer a la forma exótica. Pero hablando con los técnicos de las empresas de acuicultura nos aseguran que utilizan masivamente a la artemia americana en sus tareas diarias, por lo que es lógico pensar que los posibles e inevitables escapes de las mismas, haya redundado en una cada vez mayor presencia de ellas en el entorno libre. Y así, es posible cuando menos, su presencia en Ayamonte, en la marisma cercana al puente fronterizo sobre el Guadiana, desde donde se ha podido extender al resto de las salinas. Lo mismo en Isla Cristina y en el Lancón, así como en Punta Umbría. Como se ha citado en Doñana, es posible que también se distribuya por el resto de marismas de Moguer y Matalascañas.

Características de la invasión

La introducción de esta especie, es claramente intencionada, para fines industriales dirigidos a la acuicultura y la acuariofilia, tanto en forma de quiste, como la formas larvarias y adultas (Vinatea, 1995; Persoone *et al.*, 1980; Monroig *et al.*, 2006; Haga *et al.*, 2006; Godinez *et al.*, 2004; Bransdena *et al.*, 2005). El éxito del uso de *A. franciscana* estriba en el gran conocimiento que se tiene de la especie y el fácil manejo de sus cepas, de las que existen miles de formas, cada una de ellas adaptadas a singulares medios, a menudo creadas de manera personalizada y a demanda. Por tanto, es fácil deducir que el incremento de su presencia en las costas hipersalinas y aún eurihalinas será un hecho, con fenómenos de hibridación entre cepas diferentes en líneas de contacto (Sorgeloos *et al.*, 1986; Amat *et al.*, 2004). De todas maneras, la diferenciación con la artemia nativa es muy relativa y muchos autores creen que *A. salina* y *A. franciscana* son una misma especie con leves diferenciaciones morfológicas (en realidad, no se distinguen ni al microscopio), necesitándose de técnicas moleculares para encontrar algunas diferencias, por lo demás del mismo rango o casi igual que las encontradas en las diferentes cepas de la artemia americana (Honturia & Amat, 1992).

APROVECHAMIENTO

El aprovechamiento de la artemia americana es obvio. Se utiliza para todo uso de acuariofilia y acuicultura tanto artesanal como industrial. Igualmente es una especie asiduamente usada en investigación y docencia, de ahí el gran conocimiento que se tiene de ella, en detrimento de la artemia nativa. Se adquiere libremente en el mercado, pero se captura fácilmente en las salinas, por lo que también es fácil iniciar un cultivo doméstico, aumentando así exponencialmente las probabilidades de expansión, sobre todo en las áreas costeras. Usos futuros se podrán dirigir a la gastronomía, puesto que otras formas planctónicas ya se utilizan para ese menester y ello a partir de formas silvestres, más caras, mientras que la artemia es asequible y accesible a la vez.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Artemia franciscana*.

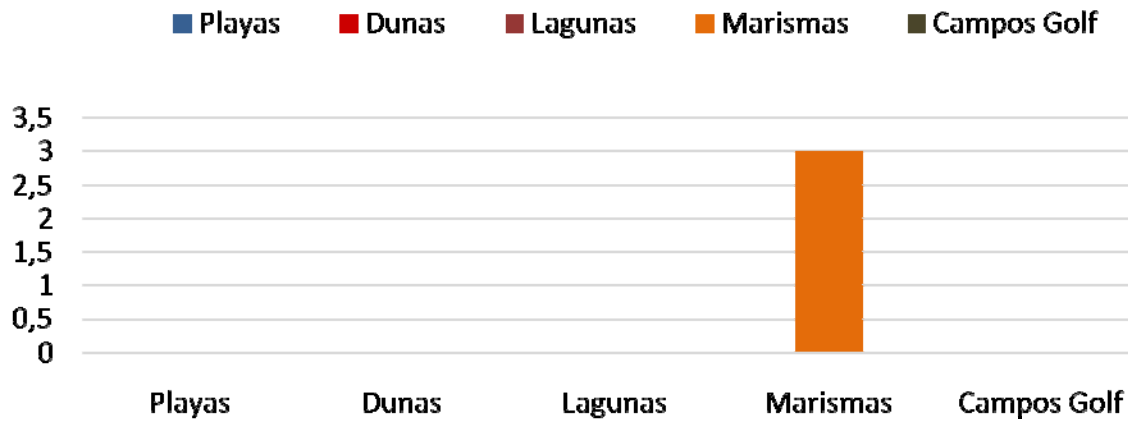
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales									
		Pinares y enebrales									
	Lagunas										
	Marismas		3	3	3	2	2	2	2		3
	Campo de golf										
	Total de cada subzona		3	3	3	2	2	2	2		3
	Total de cada zona		3	3		2		2	2		

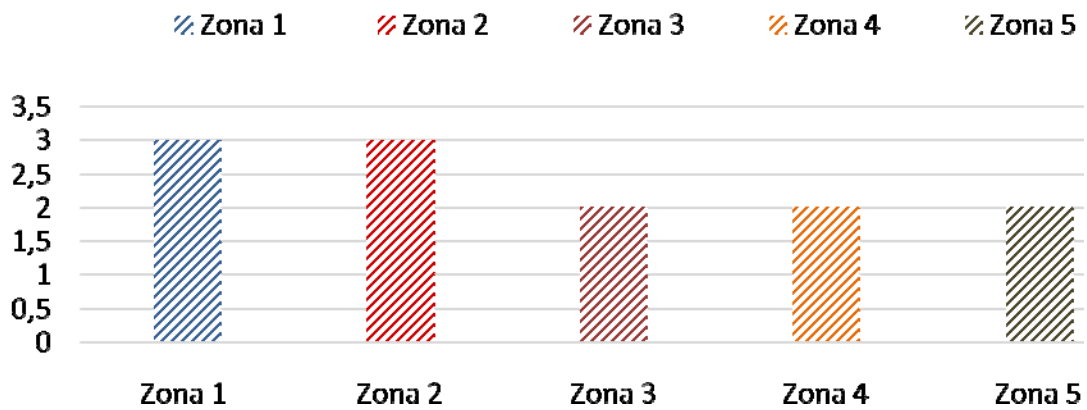
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Artemia franciscana

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA Nº 13



Gusano del ancla.

Especie: *Lernaea cyprinacea*. (L., 1758) Fam. *Lernaeidae*

Gusano ancla, también conocido como cyprinacea

Descripción. Según Thatcher *et al.* (1998).

Este copépodo pasa por muchos estadios siendo hipermetamórfico. Las primeras larvas viven libremente hasta que el estado copepodito se ancla a un pez. El macho muere tras fecundar a la hembra, transformándose esta en una forma alargada cuya cabeza queda definida por un órgano de fijación con cuatro brazos agudos, que le dan ese aspecto de ancla, el tronco queda fuera del huésped, en forma de saco alargado transportando los huevos (Al-Hamed & Hermiz, 1973). Los machos presentan la forma típica de un crustáceo copépodo con sus largas antenas nadadoras y cuerpo globoso, corto y terminando en furca (Gutiérrez & Lacasa, 2005). Varias generaciones al año si las condiciones ambientales son favorables (Calman, 1911; Gurney, 1993; Hoffman, 1967; Yamaguti, 1963).

Ecología

Es originaria de Asia, aunque hoy en día se encuentra distribuida prácticamente por todo el mundo. Su introducción en Europa fue a través de Gran Bretaña, en la década de los sesenta. Su expansión se ha realizado a través de la importación de peces vivos parasitados. En el cuadrante sur occidental de la Península Ibérica se ha introducido a través del Guadiana, vectorizado por ciprínidos, pasando de ahí a la cuenca del Guadalquivir (Pérez-Bote, 2000).

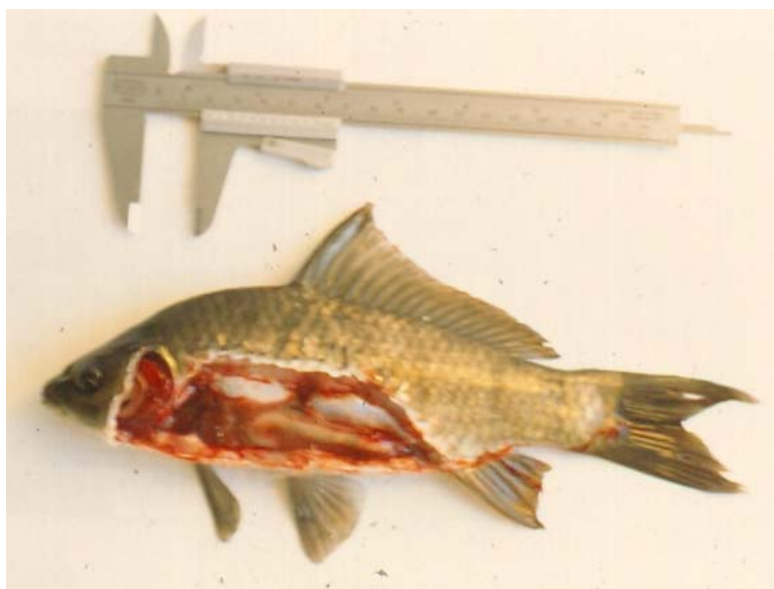
Resultados obtenidos

El gusano ancla ha sido visto esporádicamente en peces dulceacuícolas, capturados en lagunas interiores del litoral de Huelva. No es fácil de ver y los datos que se poseen son todos indirectos, procedentes de pescadores deportivos y de técnicos de medio ambiente de la Junta de Andalucía. Las únicas citas disponibles proceden de ejemplares capturados con caña en la laguna del Portil, no disponiéndose de datos en el resto de zonas dulceacuícolas. En estos momentos se está haciendo un estudio de los

peces que se capturan con caña en la laguna de Prado Hondo de Isla Cristina, primero con el objeto de denunciar su presencia y posteriormente para evaluar sus consecuencias, siendo imprescindibles tales estudios para considerar en su justo valor la importancia del gusano ancla como especie invasora.

Características de la invasión

La introducción ha sido derivada de la importación de peces tropicales, posiblemente con destino a la acuariofilia, los cuales peces han convivido en estanques con ciprínidos que posteriormente han sido liberados en ecosistemas acuícolas continentales (Blanc, 2001). Si es así, la entrada ha sido llevada a cabo por cíclidos tropicales, que han tenido un nulo control por parte de la Administración, hecho universal en el comercio acuariológico. A pesar de que los vectores habituales son los peces ciprínidos, como la carpa común, *Cyprinus carpio* y sus cepas acuariófilas, se ha encontrado atacando a una gran variedad de peces: Ámidos, Catostómidos, Salmónidos, Murénidos o Úmbridos, entre otros. Se cree que la larva busca zonas del cuerpo del pez resguardadas, donde se pueden proteger de la fuerza de las corrientes. La invasión de gusanos anclas en un mismo pez causa la muerte del mismo, por debilitamiento que provoca otras parasitosis por virus, bacterias y protozoos, extendiéndose la enfermedad muy rápidamente. Ello determina que si en las lagunas dulces del litoral de Huelva apareciera con insistencia el gusano ancla, deberían tomarse las medidas necesarias que por ahora no parece serlo.



Carpa seccionada, para analizar la presencia de *Lernaea cyprinacea*.

Aprovechamiento

El gusano ancla no tiene aprovechamiento alguno, por lo que constatada su presencia de manera peligrosa, debe llevarse a cabo la retirada de los peces infectados para evitar la propagación, que por otra parte, una vez instalado su erradicación es difícil.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Lernaea cyprinacea*.

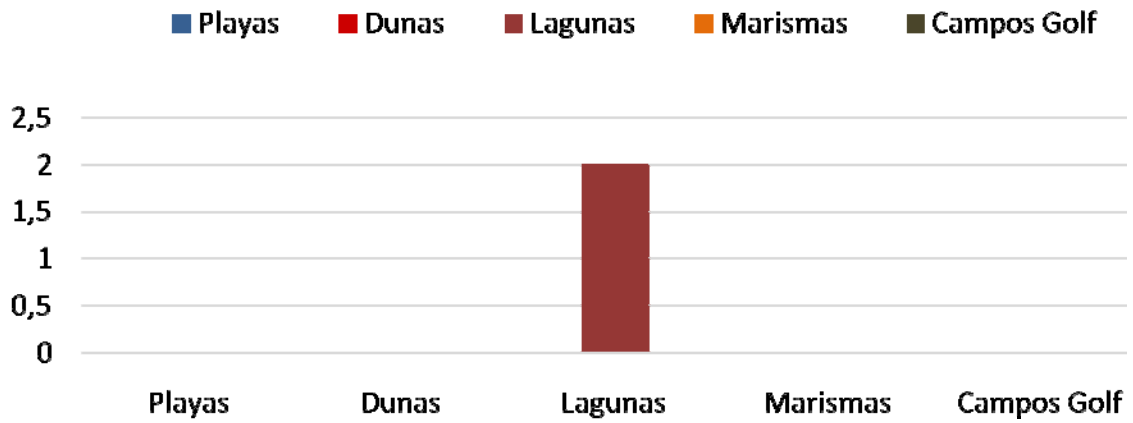
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

	Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
			A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y enebrales										
	Lagunas			1			2		1	1	2	
	Marismas											
	Campo de golf											
	Total de cada subzona			1			2		1	1	2	
	Total de cada zona			1		2			1			

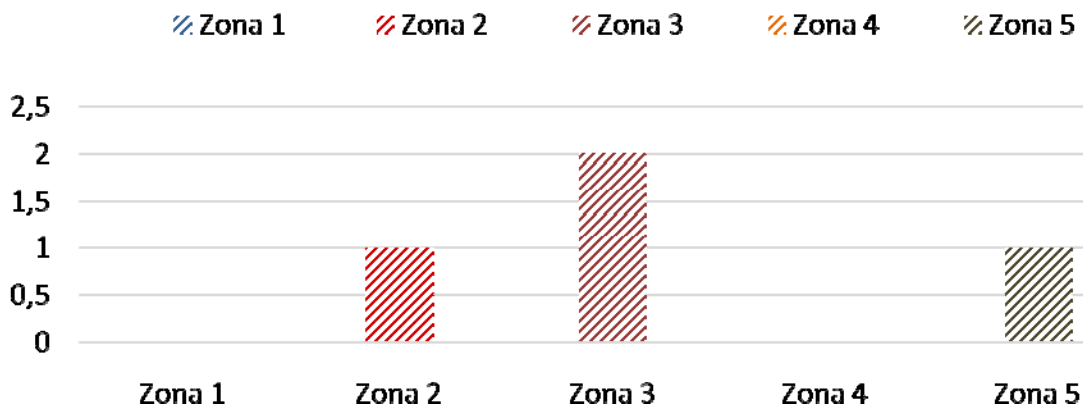
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Lernaea cyprinacea

Unidades Ambientales



Zonas



III.3. Especies consideradas exóticas invasoras en catálogos no oficiales y presente en litoral costero de Huelva

Flora

1. *Xanthium strumarium* (L., 1753), (bardana, bardana menor, lampazo menor, arrancamoños, cachurrera, cadillos).

Fauna

2. *Periplaneta americana* (L., 1758), (cucaracha americana).
3. *Phoracantha semipunctata* (Fabricius, 1775), (foracanta, barrenador del eucalipto de cuernos largos, taladro del eucalipto).
4. *Penaeus japonicus* (Bate, 1888), (langostino tigre, langostino japonés).
5. *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), (carpa común)

FICHA N° 1



Arrancamoños en las dunas de la Punta del Moral (Ayamonte).

Especie: *Xanthium strumarium* (L., 1753). Fam. Compositae

Bardana, bardana menor, lampazo menor, arrancamoños, cachurrera, cadillos.

Descripción. Según Rzedowski & Rzedowski (2001).

Es una planta herbácea anual teniendo de 50-150 cm de altura siendo monoica, robusta, erecta y pubescente. Las hojas tienen un pecíolo de 3-12 cm de longitud, con el limbo cuneado en la base siendo triangular-ovado, de 5-20 x 4-19 cm y de forma irregularmente lobado-dentado. Las flores son monoicas siendo las masculinas poco visibles, de 5-8 mm de diámetro estando agrupadas en las puntas de las ramas o axilar por encima de las flores femeninas de color verdoso que maduran de julio a septiembre por polinización anemógama. Esta planta forma grandes bancos de semillas en el suelo, que germinan de manera escalonada a la vez que conservan la capacidad germinativa durante mucho tiempo, por lo que una vez establecida es muy persistente. Los frutos, son de color marrón oscuro teniendo forma de fresa ovoide de 1.5 a 2.5 cm de largo estando cubiertos de espinas ganchudas 2 a 4 mm de largo, con dos picos en las zonas terminales, que se adhieren fácilmente a la ropa y la piel, y por lo tanto son de fácil propagación (Holm *et al.*, 1977). Las plantas vigorosas pueden producir 500-2300 frutos por planta (Weaver & Lechowicz, 1983). Las plantas de más edad a menudo brotan a partir de yemas axilares si la raíz no se ha roto.

Ecología

Es nativa de América del Norte, aunque en la actualidad es prácticamente cosmopolita, presente en la mayoría de las regiones templadas del mundo. Esta especie fue introducida en Europa y cultivada en los jardines botánicos europeos durante el siglo XVIII (Thellung, 1912). El mismo autor señala que se encuentra naturalizada en Italia desde el año 1820 y en Alemania desde 1830. La cita más antigua en territorio español es de Vayreda (1882) que la menciona en Gerona. Poco exigente en cuanto a la naturaleza mineralógica, tolerando una amplia variedad de tipos y texturas de suelo, y un intervalo de pH de 5,2 a 8,0, así como inundaciones frecuentes y condiciones salinas

extremas (Weaver & Lechowicz, 1983). Se trata de una planta termófila, de fenología estival, que en climas continentalizados muere con la llegada de los fríos invernales. Se la encuentra en los campos de cultivo, a lo largo de las playas, dunas costeras, cursos de agua, terraplenes, bordes de caminos, bordes de los campos y lugares de residuos. Prefiere comunidades abiertas y desaparecerá si está en zona de sombra (Kaul, 1971). Los cotiledones contienen un compuesto tóxico, carboxiatractoryloside, estando ausente en las plantas más viejas (Weaver & Lechowicz, 1983; Hocking & Liddle, 1986; Martin *et al.*, 1992). Los pelos glandulares en las hojas y el tallo segregan una sustancia que causa dermatitis de contacto en las personas alérgicas (King, 1966).

Resultados obtenidos

La bardana está muy poco representada en la zona de estudio, siendo posiblemente una de la que menos individuos se han inventariado. En Ayamonte aparece en la desembocadura del río Guadiana y zona de Canela, tanto bordeando la playa como las dunas. En Isla Cristina la hemos datado al norte de la marisma en fincas agrícolas con manchas dispersas. Desde Islantilla hasta la flecha del Rompido no se ha detectado su presencia, y desde Cartaya hasta Matalascañas, tampoco se ha avistado.

Características de la invasión

Este arbusto ha sido introducido de manera intencionada para su mantenimiento en jardines botánicos llevándose a cabo su naturalización de manera espontánea e involuntaria. Existen referencias de su presencia con carácter invasor en numerosos países del mundo con clima templado, invadiendo tanto cultivos agrícolas de regadío o secano fresco como ambientes naturales y seminaturales de tipo ripario o costero, donde compite con la flora nativa a la que al parecer, desplaza. Como se ha comentado, la bardana no es muy frecuente en las zonas costeras del sur de Huelva. En su estado joven, la bardana es tóxica para las vacas, ovejas y posiblemente para otros tipos de ganado, debido a la sustancia de carboxiatractoryloside. A los borregos le afecta principalmente a la calidad de la lana, al reducir la longitud de las fibras. También resulta preocupante para los cultivos agrícolas de la zona, como fresas, naranjos y tomates, habiéndose citado su influencia negativa sobre otros cultivos, como, uva, alfalfa y algodón (Villaseñor & Espinosa, 1998). En pocas palabras, la bardana no parece ser una especie invasora importante para el litoral de Huelva, aunque sí lo puede ser en el futuro.

Aprovechamiento

Se ha utilizado con fines medicinales, incluyendo el tratamiento de la malaria (Mitch, 1987; Talakal *et al.*, 1995). Por su baja densidad en el litoral costero de Huelva, no tiene un aprovechamiento especial. Si acaso, en el futuro las densidades son importantes, podría utilizarse para su compost o su uso en biomasa.

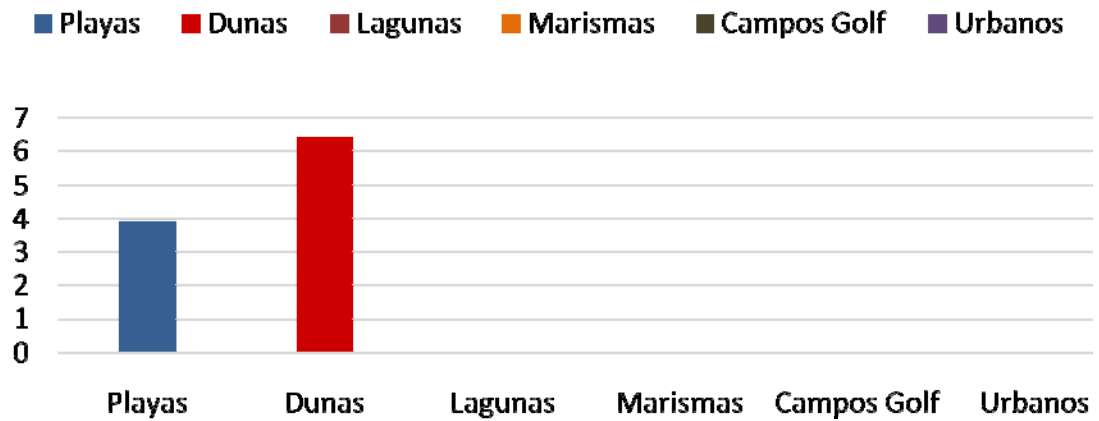
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Xanthium strumarium*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3	
Unidades Ambientales	1. Playa		50								50
	2.Dunas	1.Matorrales	400	200							600
		2.Pinares y Enebrales									
	3. Lagunas										
	4. Marismas										
	5. Campo de Golf										
	6. Urbanos										
	Total de cada Subzona		450	200							650 (m²)
	Total de cada Zona		450	200							

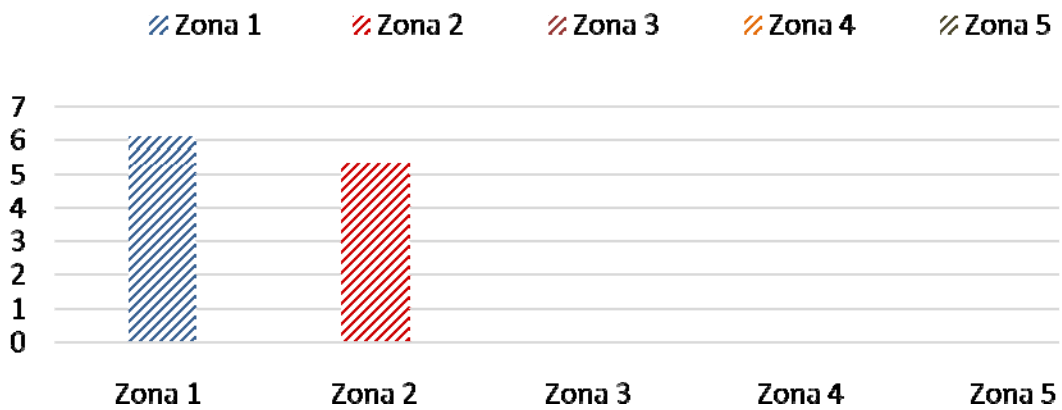
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera-5.2 Moguer- 5.3 Almonte).

Xanthium strumarium

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 2



Cucaracha en Isla Cristina.

Especie: *Periplaneta americana* (L, 1758). Fam. Blattidae.

Cucaracha americana, cucaracha urbana.

Descripción. Según Cochram, D. (1982).

El adulto mide unos 5 cm de longitud, siendo su coloración oscura, con tonalidades marrones y rojizas, aunque los patrones suelen variar. Aplanados, de aspecto ovoide y con largas antenas. El abdomen está protegido por dos pares de alas, de los cuales el primero (tegminas), está algo endurecido respecto al segundo. Las patas son delgadas y gráciles, lo que les permite alcanzar una apreciable velocidad. Aunque los adultos vuelan perfectamente, prefieren no hacerlo y moverse por el suelo; si se ven amenazados, no dudan entonces en volar. Las hembras producen una ooteca de color marrón oscuro que contiene de 14 a 16 huevos aproximadamente, dispuestos en dos filas paralelas. La etapa de ninfa varía entre 168 hasta 789 días, siendo el número de crías promedio por año de unas 600 por hembra. En condiciones ideales una hembra adulta puede vivir 200 y 225 días, mientras que los machos viven algo menos. Habitan generalmente en áreas húmedas y con temperaturas cálidas. Prefieren lugares oscuros, siendo sus lugares más comunes las grietas de los edificios, sótanos y alcantarillados. Debido a sus necesidades de calor y humedad, suelen encontrar un hábitat ideal debajo de las máquinas de café, alimentándose de los detritus en los bares. También debajo de los microondas y de los expositores de alimentos de los establecimientos de alimentación.

Ecología

Originaria de África tropical, fue introducida en el continente americano a principio del siglo XVII, probablemente con el tráfico de esclavos. Parece ser que esta especie llegó a la Península a principios de la década de los setenta y ha desplazado muy eficientemente a las clásicas cucarachas, *Blatta orientalis* y *Blatella germanica*. En estos momentos, en la mayoría de las ciudades españolas, miles de kilómetros de alcantarillado están colonizados por este blatido

Resultados obtenidos

Actualmente la cucaracha americana está introducida y naturalizada en todos los lugares del litoral donde tenga acceso al agua. El desarrollo de urbanizaciones, campings y hoteles han propiciado una rápida invasión de la cucaracha americana, antaño desconocida. En menos de veinte años, este blático ha invadido todas las zonas y unidades ambientales que en sus proximidades tengan basuras y restos de comida. Desde las alcantarillas y urbanizaciones, se ha extendido por ecosistemas naturales, debido a la concentración de personas en estas áreas durante los fines de semana. La falta de higiene y la descomposición de alimentos (más exagerada en los meses de primavera tardía, verano y otoño temprano), propiciando el desarrollo. Incluso pueden viajar en las bolsas que los ciudadanos se llevan para casa, iniciando una nueva invasión. De esta manera y dadas sus costumbres, la cucaracha americana es posiblemente el invasor animal más potente conocido y por las características del litoral onubense, el problema irá en aumento y no al revés.

Características de la invasión

Con todo lo dicho anteriormente, puede ya decirse que la cucaracha americana invade nuevas áreas, favorecidas por el comportamiento humano, la desidia en la eliminación de basuras y la concentración de personas en áreas favorecidas, siendo las urbanizaciones las principales dianas para la propagación de la especie. En Isla Cristina, ya se han tenido tres explosiones poblacionales, con plagas que en algunos edificios, como en las llamadas Torres, han contabilizado más de 2.000 individuos, siendo necesaria la desinsectación urgente. Lo mismo se puede decir por la zona del puerto. También se tienen noticias de otro boom en Isla Canela, siendo aún más importante, el aparecido en Matalascañas, hace 8 años (obs. prop.).

La vigilancia policial y la consiguiente desinsectación en el litoral de Huelva es por tanto una necesidad imperiosa, máxime cuando estos insectos suponen un peligro sanitario, ya que actúan como transmisores de enfermedades y reservorio natural de patógenos que pueden provocar reacciones alérgicas, tales como sarpullidos, picor de ojos y garganta, congestión nasal, asma y estornudos. Se ha demostrado de manera experimental, que la cucaracha aloja y transmite alrededor de 100 especies de bacterias de las cuales, al menos 25 pertenecen a la familia *Enterobacteriaceae*, la misma que es causante de gastroenteritis en el hombre (Ramírez, 1989). En la actualidad se conocen alrededor de 45 especies de microorganismos transmitidos por *Periplaneta americana* mediante sus patas, cuerpo, heces, entre otros. Especies como *Escherichia coli* y también *Salmonella typhi*, son frecuentes en el intestino de la cucaracha, sin afectarles su abundancia, siendo sus agentes causantes de gastroenteritis (Ponce *et al.* 2005), así como otros patógenos como *Enterobacter cloacae*, *Serratia sp*, *Citrobacter freundii* y *Klebsiella pneumoniae* (Bonney *et al.* 2008; Feizhaddad *et al.*, 2012).

Aprovechamiento

Como ya se puede suponer, la cucaracha americana no tiene ninguna utilidad y sí es un peligro público de primera magnitud. Su erradicación es por el momento imposible y sólo la información al ciudadano y la eliminación responsable al unísono, puede hacer disminuir el problema. En un futuro, es posible que las investigaciones, actualmente en vías de desarrollo sobre la presencia de antibióticos naturales en el cerebro de las cucarachas, puedan suponer un aprovechamiento de sus poblaciones (Lee, 1997). Por el momento, esta especie debe considerarse como un potente invasor que además lleva adicionado el calificativo de plaga universal.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Periplaneta americana*.

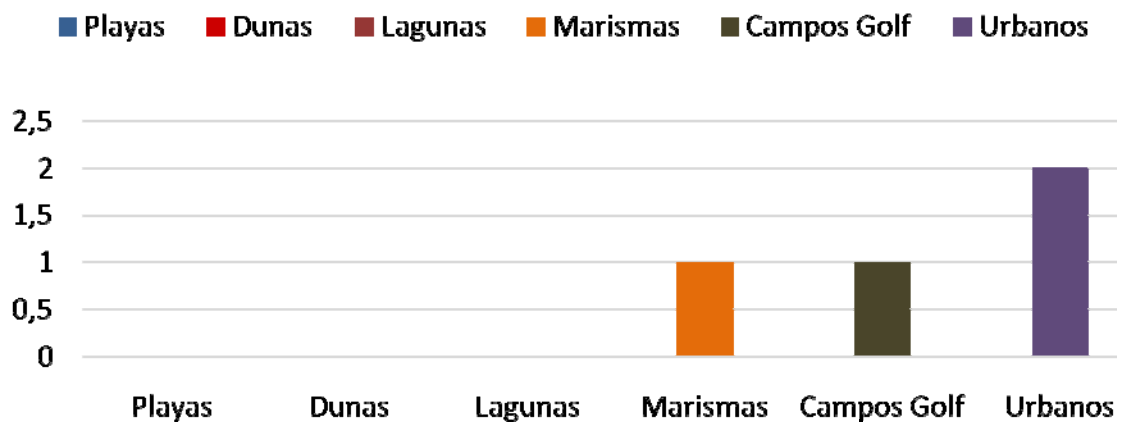
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental	
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3		
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y enebrales										
	Lagunas											
	Marismas		1	1	1	1			1		1	
	Campo de golf		1	1	1	1				1	1	
	Urbanos		2	2	2	2	2		2		2	
	Total de cada subzona		2	2	2	2	2		2		2	2
	Total de cada zona		2	2		2			2			

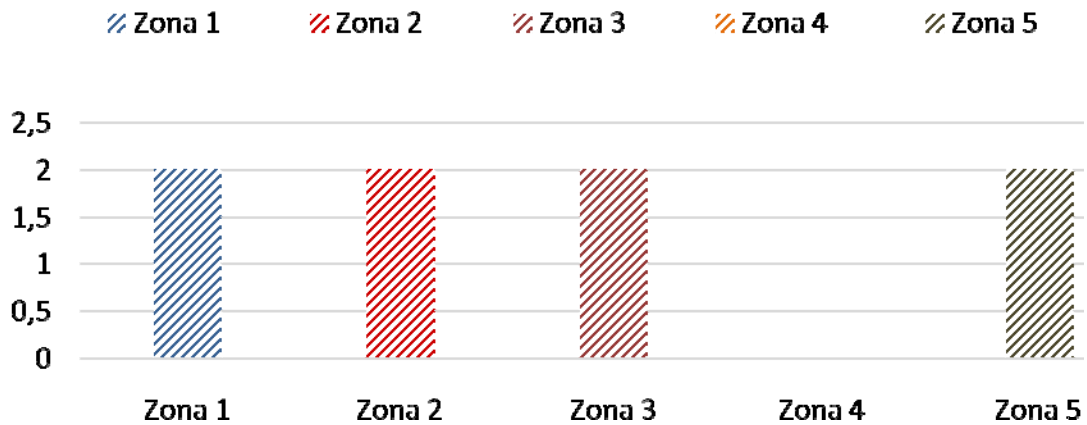
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Periplaneta americana

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 3



Barrenador del eucalipto

Especie: *Phoracantha semipunctata* (Fabricius, 1775). Fam. *Cerambycidae*.

Foracanta, barrenador del eucalipto de antenas largas, taladro del eucalipto.

Descripción. Según Cadahía (1981).

El adulto mide de 22-28 mm de longitud, con un cuerpo brillante, de color marrón rojizo oscuro, apreciándose una banda de color amarillento que se extiende a través de la mitad superior de los élitros y otras bandas oblicuas de forma oval. Después del apareamiento casi inmediatamente, los machos custodian a las hembras y estas buscan los sitios óptimos para la oviposición (Hanks *et al.*, 1996). Las hembras ponen más de 600 huevos (Bybee *et al.*, 2004). La larva tiene una forma subcilíndrica, algo aplanada, con la cabeza redondeada, siendo de color blanco amarillento. El período de pupa suele durar entre 32 y 40 días, comenzando a principios de primavera hasta finales de verano y alrededor de 110 días en las pupas formadas en otoño. En Andalucía presenta dos generaciones, una de primavera-verano y otra, de otoño-invierno, hasta enlazar con la primavera a través de una parada de desarrollo larval invernal. Los adultos son nocturnos, permaneciendo durante el día protegidos de la luz, ocultos bajo la corteza desprendida.

Ecología

Originario de Australia, como las especies en las que vive, se ha extendido a muchas partes del mundo incluyendo casi todos los países donde se han introducido eucaliptos. En la actualidad, la infestación se extendió por el mediterráneo europeo a partir de los eucaliptos interoducidos en el centro y sur de Italia, incluyendo las islas (Cavalcaselle, 1980). A finales de 1980, se observó por primera vez en Setúbal, Portugal. A partir de aquí, se extendió a casi todas las plantaciones de eucalipto al sur del río Tajo. En 1981 se detectó un pequeño foco en el suroeste de España, donde una gran cantidad de troncos de eucalipto había sido importada de Portugal (González-Tirado, 1986). A partir de 1983, prácticamente se infestaron todas las plantaciones de eucalipto en las provincias de Huelva, Sevilla y Badajoz, favorecido por las intensas sequías de aquellos años. El elevado contenido de humedad de la corteza previene la

penetración exitosa de las larvas de primer estadio (Scriven *et al.*, 1986; Hanks *et al.*, 1991, 1999). La tasa media de mortalidad de los eucaliptos fue estimada entre 2,23 y 3,88 % desde 1981 a 1983, lo que equivale a 6.207 hectáreas (González-Tirado, 1986). La presencia de agallas debajo de la corteza, que contienen las larvas y los excrementos, representa un síntoma de daño del barrenador (Ferari & Ramírez, 1998).

Resultados obtenidos

Actualmente, la foracanta está introducida en todas las zonas donde habitan los eucaliptos, conviviendo sin problemas con la cochinilla del eucalipto. Hemos visto foracantas en eucaliptales de todo el litoral onubense, desde Ayamonte hasta Matalascañas, si bien con distinta importancia. Los más infestados se sitúan entre Ayamonte y Lepe, o al menos es donde más hemos visto al parásito, si bien, es posible que su denuncia sea debido a un mayor número de muestreos o de observaciones indirectas, mediante entrevistas a ingenieros forestales encargados de la policía de los montes públicos. Pero también es posible, que se deba a que en estos términos municipales, la presencia doble de foracanta y cochinilla, supongan un mayor debilitamiento de los árboles, provocando en ellos una mayor abundancia de foracantas (y cochinillas). Si es así, estamos delante de una sinergia entre dos especies parásitas sobre un mismo huésped. En el resto de zonas, no se ha visto esta presunta sinergia y los eucaliptos presentan una menor infestación, aunque ningún árbol se libra del parásito en mayor o menor medida.

Características de la invasión

La introducción de la foracanta no ha sido intencionada sino vectorizada, transportándose los ejemplares o sus formas cronológicas (huevos, larvas, pupas o imagos) junto con los eucaliptos o fardos de madera de este árbol. La madera de baja calidad se utiliza con frecuencia para la fabricación de cajas, paletas y otros usos, llevando consigo los parásitos en cuestión (Iede *et al.*, 2000). Por tanto, es posible que la foracanta haya sido transportada a Huelva, a partir de fardos de viruta con destino a la fábrica de celulosa. No es extraño pensar esto porque los primeros datos se tienen de la zona de Palos de Moguer y San Juan del Puerto (obs. pers.).

Dado que la foracanta no ataca a ninguna especie nativa y no representa ninguna amenaza para el ecosistema, no puede ser considerada una forma invasora, aunque sí plaga, si los eucaliptos son definidos como especies de importancia forestal.

Aprovechamiento

Actualmente no conocemos ningún uso o utilidad comercial.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Phoracantha semipunctata*.

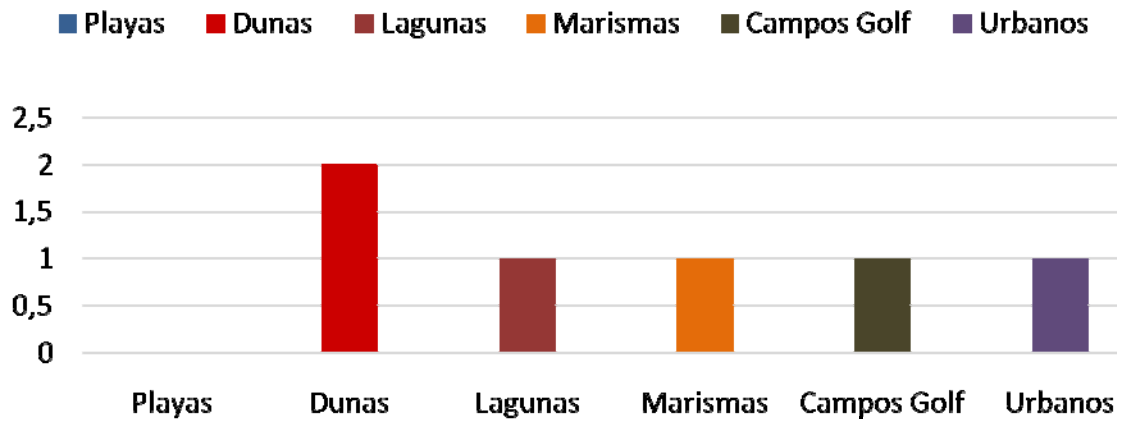
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										(0)
	Dunas	Matorrales	1	1	1				1		1
		Pinares y enebrales		2					1		2
	Lagunas					1				1	
	Marismas		1	1		1	1			1	
	Campo de golf			1	1	1				1	
	Urbanos										
	Total de cada subzona		1	2	1		1	1	1	1	2
	Total de cada zona		1	2		1		1	1		

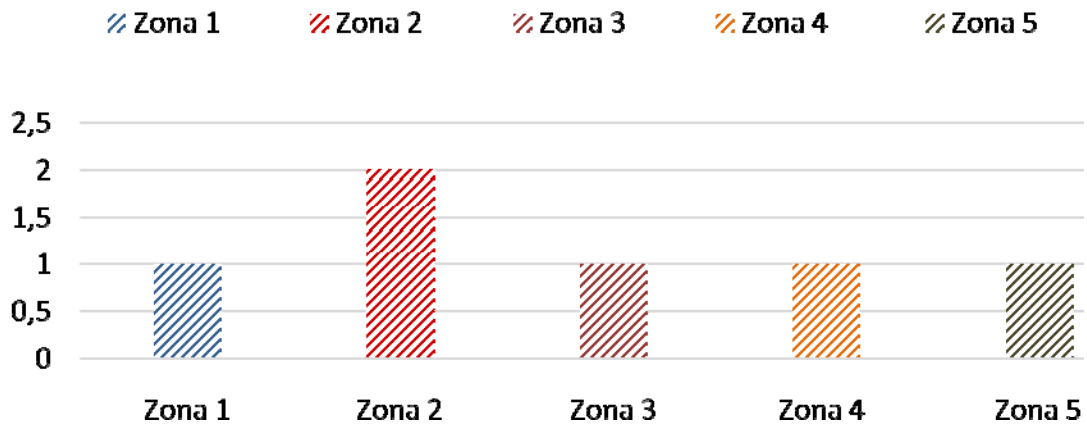
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Phoracantha semipunctata

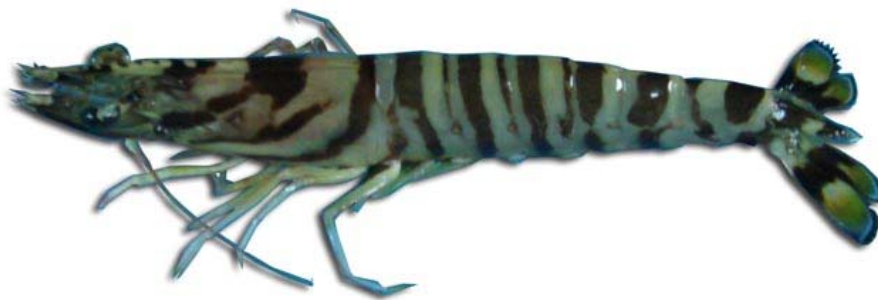
Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 4



Langostino japonés adulto

Especie: *Penaeus japonicus* (Bate, 1888). Fam. Penaeidae.

Langostino tigre, langostino japonés.

Descripción. Según Galil *et al.* (2002).

Crustáceo decápodo similar a un langostino común (*Melicertus kerathurus*), teniendo el caparazón un surco cervical corto y un rostro con hasta 11 dientes en el borde dorsal y un surco accesorio. El color es verde pálido o amarillento, con manchas transversales marrones muy marcadas y continuas en el caparazón y en el abdomen, con los urópodos con una gran mancha marrón transversal. Telson con punta afilada y 3 pares de espinas distales móviles. Alcanzan la madurez sexual aproximadamente al año de edad. La reproducción tiene lugar en alta mar de abril a noviembre, con una única puesta por temporada. Las larvas nauplio se transforman en zoea en dos días y comienzan a alimentarse de fitoplancton. Tres días después son mysis, tras la cual se transforman en post-larvas, realizando una migración desde las zonas de reproducción, en alta mar, hasta las costas, penetrando en estuarios y lagunas salobres. De hábitos nocturnos, permanecen enterrado durante el día y saliendo por la noche a buscar alimento. Como todas las especies de langostinos, se alimentan de pequeñas presas, sobre todo, crustáceos, anélidos, bivalvos y gasterópodos, así como restos orgánicos.

Ecología

Este langostino habita en estuarios, prefiriendo los fondos arenosos entre entre 0 y 90 metros. En las zonas templadas, los langostinos hibernan cuando la temperatura del agua baja de los 10-15°C. Los límites medios de tolerancia térmica van entre 13°C y 34°C; pudiendo vivir en aguas con salinidades del 47 por mil. Nuestras costas parecen reunir las condiciones favorables para la dispersión larvaria y posterior asentamiento. Actualmente se encuentra en bancos naturales originados a partir de escapes de los cultivos artificiales en la costa del golfo de Cádiz.

Resultados obtenidos

El langostino japonés se ha observado en las zonas donde se ha ensayado su cultivo, especialmente en las proximidades del río Guadiana, donde hasta hace pocos años, se ubicaba una factoría de langostinos (Acuinova) y en el Lancón, donde se ubicaba otra para el mismo cometido (Langostinos de Huelva, S.A.). La primera está

cerrada y la segunda ha cambiado sus fines. En Isla Cristina, se ubicaba también un hatchery de langostinos, igualmente cambiado actualmente sus objetivos. No obstante, las larvas de manera fortuita han escapado alguna vez desde las zonas de reproducción y han dado lugar a poblaciones, que mantienen una apreciable economía, que a su vez mantienen en equilibrio la posible invasión.

Características de la invasión

Originaria del Océano Índico y Pacífico oeste, desde el Mar Rojo y el sudeste de África hasta Corea, Japón y archipiélago malayo. Introducido en el Mediterráneo oriental, al que migró por primera vez en 1924 a través del Canal de Suez (Balss, 1927), alcanzando la costa sur de Turquía. Fue introducido en España en 1981 en el delta del Ebro y en las marismas de Huelva a través de las granjas marinas (Estadísticas Pesqueras de Andalucía, 2011). En la costa onubense se capturan mediante trasmallos, nasas, draga hidráulica y barcos de arrastre (García-Sarasa, 2001), observándose junto con langostinos nativos.



Langostino japonés en parque de cultivo para engorde.

Aprovechamiento

El langostino japonés es aprovechado económicamente por los pescadores locales, los cuales en las lonjas se da la doble circunstancia mezclado estos con la especie nativa. Así, el aprovechamiento es esencialmente en Isla Cristina. En las otras áreas, son los pescadores de Isla Cristina, los que explotan el recurso. Sea lo que fuere, lo cierto es que el langostino japonés no representa ningún peligro para las especies nativas y en cambio, son fuente de recurso para los pescadores locales.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Penaeus japonicus*.

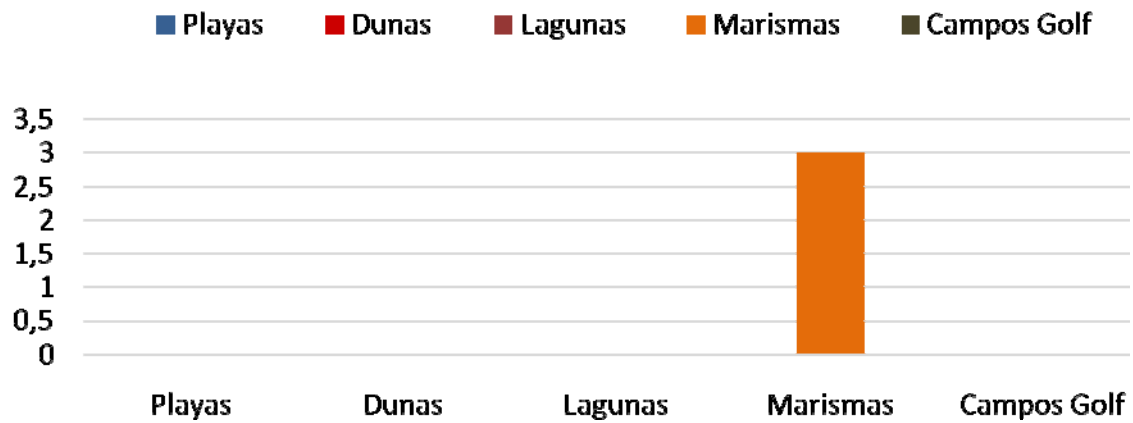
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales									
		Pinares y enebrales									
	Lagunas										
	Marismas		3	2	2	2	2	2	2	2	3
	Campo de golf										
	Total de cada subzona		3	2	2	2	2	2	2	2	3
	Total de cada zona		3	2		2			2		

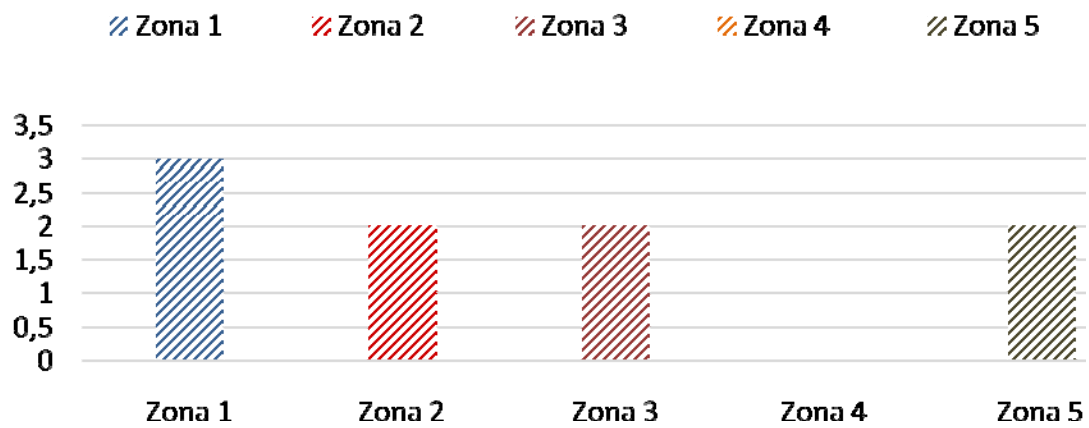
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Penaeus japonicus

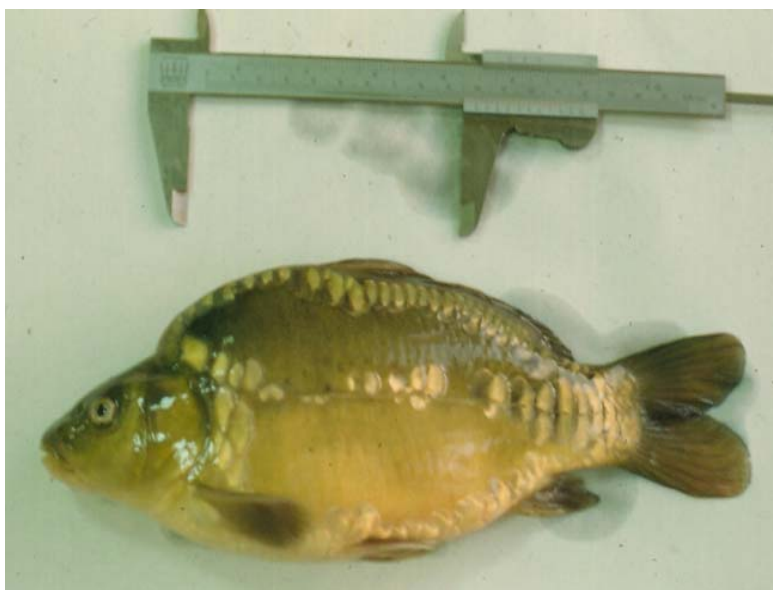
Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 5



Carpa común, capturada para investigación.

Especie: *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758). Familia. *Cyprinidae*.

Carpa común.

Descripción. Según (Lozano-Rey, 1935).

Cuerpo alto, comprimido, de tonalidades amarillentas, anaranjadas, doradas o grisáceas. Puede llegar a medir de 70-80 cm y excepcionalmente, casi un metro, con pesos próximos a los 50 kilogramos. La boca, terminal y protráctil, con los labios carnosos y dos pares de barbillones peribucales. Los machos tienen la aleta ventral más larga que las hembras. Este ciprínido es muy longevo, pudiendo vivir hasta los 40 años; a los cuatro años de vida, alcanzan la madurez sexual. La freza la realiza en primavera y principios de verano, prefiriendo aguas poco profundas con una densa cubierta vegetal, dependiendo de la temperatura del agua. Su alimentación es omnívora, a base de insectos acuáticos, crustáceos, anélidos, moluscos, plantas acuáticas, algas y semillas (Horvath *et al.*, 2002). Las que habitan en estanques se alimentan de organismos del bentos y cuando estos están escasos pueden alimentarse del zooplancton de la superficie del agua (Horvath *et al.*, 2002). Como todos los ciprínidos la carpa no tiene dientes en las mandíbulas pero sí en la faringe (Billard, 1999; Nelson, 2008).

Ecología

Resistente a una gran variedad de condiciones climáticas, prefiere ambientes termófilos, en los tramos medios y bajos de los ríos y embalses. Habita en aguas tranquilas en fondos cenagosos y abundante vegetación. Esta especie es un muy resistente, capaz de vivir en aguas salobres con una temperatura entre 17 y 24 °C. En España los estudios realizados sobre los efectos de la carpa han demostrado que disminuye la calidad del agua, los macrófitos y cambia la composición del zooplancton, así como el fósforo y el nitrógeno total (Angeler *et al.*, 2002).

Resultados obtenidos

La carpa común está representada en la zona de estudio observándose en lagunas y charcas. En Ayamonte no aparece. En Isla Cristina, se tienen noticias de su presencia en el humedal de Prado Hondo, cerca de la Redondela, así como en la balsa del campo de golf de Islantilla, donde ha sido introducida y se reproduce con regularidad, a pesar de la presencia de otros peces depredadores, como la perca sol y el black bass, igualmente introducidos. Muy importante su presencia en la laguna del Portil, donde se han pescado grandes ejemplares, objeto de concursos de pesca. Y ya sólo presente en el campo de golf de Matalacañas, introducido de la misma manera que en el campo de golf de Islantilla.

Características de la invasión

Originario de Asia oriental, extendiéndose de forma natural desde el oeste de Europa hasta China y Sureste de Asia, y desde Siberia hasta el mediterráneo y la India. Hace unos 2000 años se encontraba en el Danubio, siendo uno de los peces mas extendido por la acción del hombre, estando presente en más de sesenta países de los cinco continentes. En Europa fue introducida por los romanos en Italia desde el Danubio. Actualmente es una especie ampliamente distribuida por la Península Ibérica siendo introducida y cultivada en monasterios durante los siglos VII (San Isidoro de Sevilla, 627) y siglo XII *Codex Calixtinus* (Aymeric, P., 1139). Se dice también que fuese introducida en España durante la dinastía de los Habsburgo entre los siglos XVI y XVII (Lozano-Rey, 1935). En Andalucía está introducido en la mayoría de los embalses y tramos lentos de los ríos. Su principal vía de entrada es la translocación de ejemplares entre cuencas fluviales, expandiéndose principalmente desde los embalses por las zonas lentas de las cuencas.

Aprovechamiento

El aprovechamiento de la carpa común es piscícola, por lo que una manera de mantener estables sus poblaciones es motivar su pesca deportiva con retirada obligatoria de los ejemplares, sea cual sea su tamaño, sexo o edad. Por ello, no consideramos a la carpa como una especie invasora, antes bien, está en todo caso, naturalizada y forma parte de la fauna piscícola española. La normativa sobre las especies invasoras que enfatiza sobre la prohibición de su captura, redundaría en un perjuicio económico y lúdico, así como ambiental, al no retirarse los ejemplares, siendo sólo un argumento para mantener viva la idea negativa del fenómeno invasor.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Cyprinus carpio*.

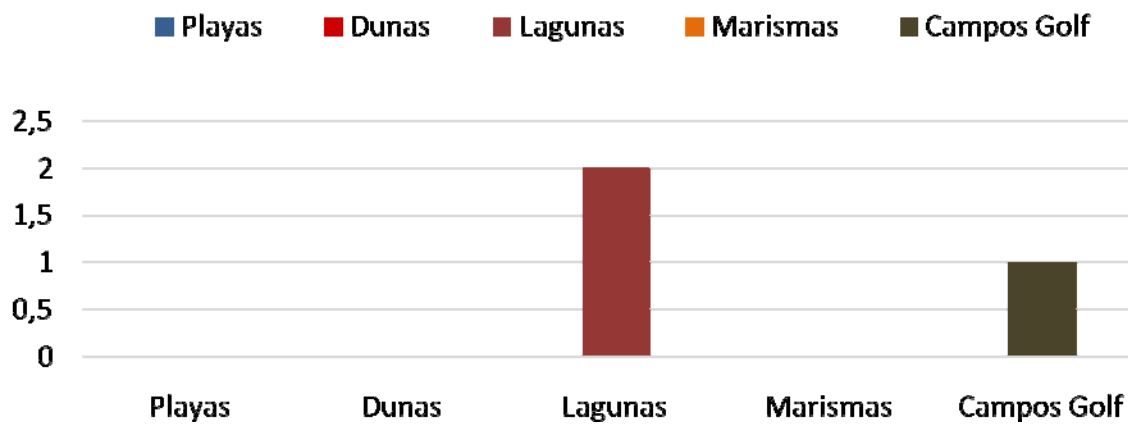
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

	Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
			A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y Enebrales										
	Lagunas			1			2		1	1	2	
	Marismas											
	Campo de Golf			1	1					1	1	
	Total de cada Subzona			1			2		1	1	2	
	Total de cada Zona			1		2			1			

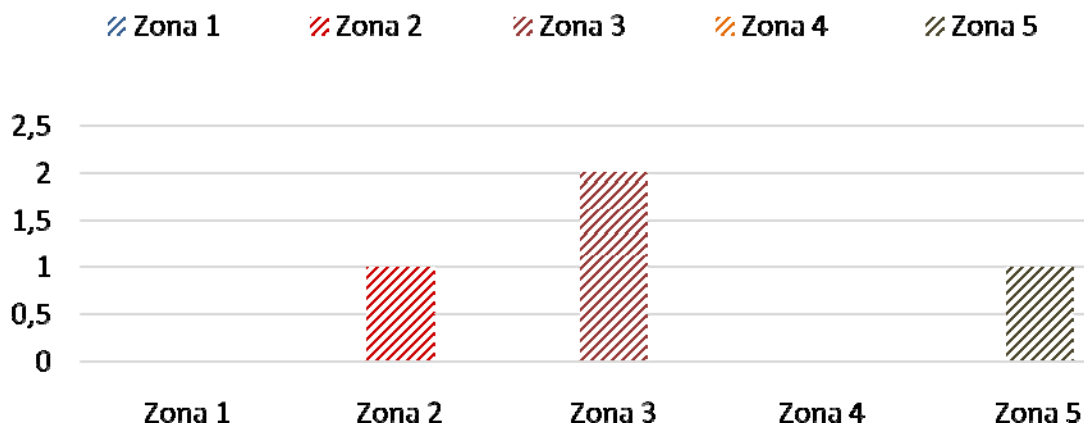
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Cyprinus carpio

Unidades Ambientales



Zonas



III.4. Posibles especies exóticas invasoras del litoral de Huelva no citadas en catálogos y citadas en el presente estudio

Flora

1. *Solanum linnaeanum* (Hepper & P.-M.L. Jaeger, 1986). Tomatillo del diablo, manzanillas del diablo, tomate lobo.
2. *Yucca gloriosa* (L., 1753). Yuca, daga española.

Fauna

3. *Glycaspis brimblecombei* (Moore, 1964). Cochinilla del eucalipto, psílido del escudo.
4. *Cyanopica Cyanus* (Pall., 1776). Rabilargo.
5. *Streptopelia decaocto* (Frisvaldszky, 1838). Tórtola turca.

FICHA N° 1



Flores y frutos del tomatillo del diablo en Isla Cristina.

Especie: *Solanum linnaeanum* (Hepper & Jaeger, 1986). Fam. Solanaceae.

Tomatillo del diablo, manzanillas del diablo, tomate lobo.

Descripción. Según Symon (1981)

Arbusto perenne que puede llegar hasta más de 3 metros, espinas de color amarillo, de 1,5 cm de largo repartidas por toda la planta, excepto en las flores y los frutos. Las hojas son alternas, persistentes y pecioladas, profundamente lobadas, con espinitas esparcidas. Florece durante todo el año con flores de color violeta, con cinco sépalos unidos cerca de la base y cinco pétalos soldados. El fruto es una baya carnosa de forma piriforme, de color amarillo brillante, que cambia a negruzco cuando maduro. La reproducción se realiza tanto a partir de semilla como vegetativa (Bean, 2004). La dispersión es zoocora, principalmente por lagartijas, aves frugívoras y conejos, así como por escarabajos y hormigas. La especie también se propaga por rizomas (Symon 1981; Parsons & Cuthbertson 2001).

Ecología

Originaria del sur de África (Symon, 1981). Actualmente está naturalizada en el norte de África, Nueva Zelanda, Australia, América del norte y sur de Europa, desde el sur de Portugal (Algarve) hasta Italia. Es relativamente abundante en casi todo el litoral de Andalucía. Las primeras citas en territorio español son del año 1874, en diversas localidades de las provincias de Huelva. Habita en lugares incultos, principalmente cerca del mar: borde de marisma, entre pinares y retamas, dunas y zona alta de playas. Tolerancia bien la sequía y los vientos salinos marítimos, aunque prefiere los suelos sueltos y arenosos. La especie es tóxica, modificando las características geomorfológicas del hábitat colonizado, acidificando los suelos. Dos lepidópteros se alimentan de esta planta, *Sceliodes laisalis* y *Apomylois ceratoniae* (Huerta, 2007).

Resultados obtenidos

El tomatillo del diablo está poco representado en la zona de estudio, pero aún así, está presente en casi todas las zonas y unidades. En Ayamonte aparece entre los matorrales y por los bordes de las marismas, tanto en Punta del Moral como en Isla Canela. Igualmente se ve asiduamente en el cinturón costero de Isla Cristina, en el monte público, conviviendo con retamas, pinos y eucaliptos; de la misma manera se le observa en los bordes de la marisma. Lo mismo se ve en el litoral costero, por la flecha de Lepe y proximidades del río Piedras, hasta el Rompido, con el Lancón, en donde se ven pies desperdigados. Pero la zona donde el tomatillo del diablo es más abundante se ubica en Palos de la Frontera, cerca de la laguna de las Madres. Más allá, hasta Matalascañas, no se ha detectado.

Características de la invasión

La introducción fue intencionada para servir de setos de fincas y fijación de dunas. Convive en los pinares con *Retama monosperma* y *Pinus pinea*, así como con *Eucalyptus camaldulensis*, *Arundo donax* y *Oxalis pes-caprae*. También en arenales convive con especies autóctonas como *Retama monosperma*, *Ammophila arenaria*, *Pancratium maritimum*, *Cakile maritima* y *Medicago maritima*. En las marismas, con *Opuntia dillenii*, *Espartina densiflora* y *Oxalis pes-caprae*. A pesar de su carácter netamente invasor, no está incluida en ningún catálogo de especies peligrosas, lo que extraña en consideración, ya que otras menos dañinas, están catalogadas.



Mancha grande de tomatillo del diablo, frente al puerto comercial, en Palos de la Frontera.

Aprovechamiento

El tomatillo del diablo no tiene ninguna utilidad, ni tan siquiera como planta antierosión. Dada la baja densidad, lo mejor es arrancarla, ahora que se está a tiempo.

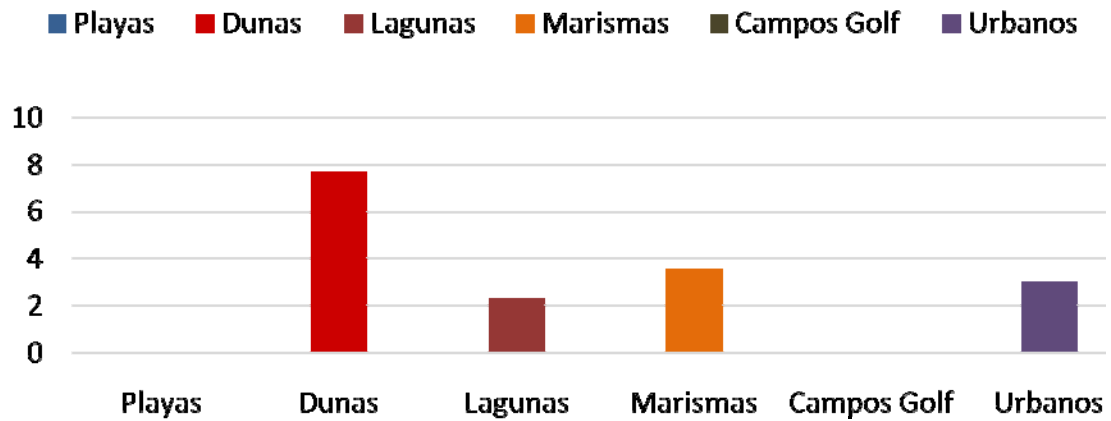
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Solanum linnaeanum*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa											
	2.Dunas	1.Matorrales	25						2000			2025
		2.Pinares y enebrales		110								110
	3. Lagunas								10			10
	4. Marismas		10	20	5							35
	5. Campo de golf											
	6. Urbanos			10					10			20
	Total de cada subzona		35	140	5				2020			2200 (m²)
	Total de cada zona		35	145					2020			

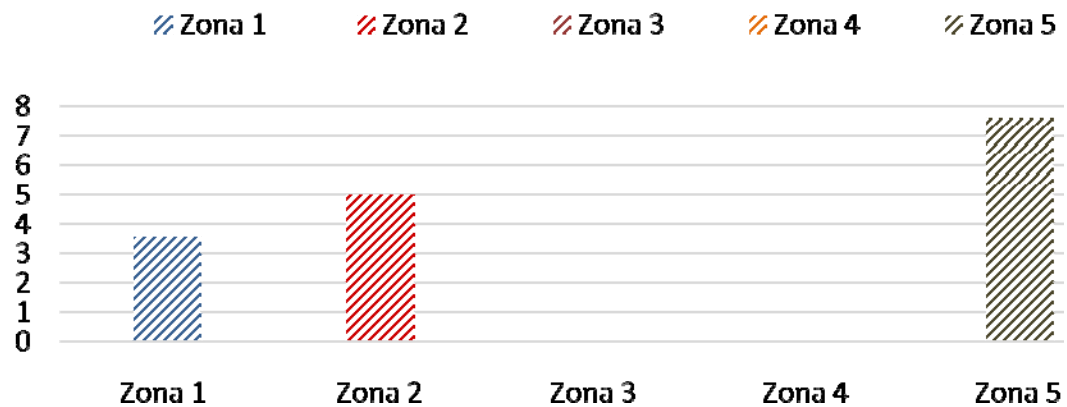
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbría; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Solanum linnaeanum

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA Nº 2



Flores de yuca en la Punta del Caimán (Isla Cristina).

Especie: *Yucca gloriosa* (L., 1753). Fam. Agavaceae

Yuca, daga española.

Descripción. Según Thiede, 2001

Arbusto perenne entre 2 y 3 metros teniendo el tallo simple o ramificado en la parte superior emitiendo generalmente varios troncos desde la base engrosándose con los años. Las hojas tienen una longitud entre 30-60 cm y una anchura de 4 a 6 cm, siendo de color verde teniendo formas lisas, erectas o recurvadas, de consistencia flexible y con los márgenes enteros o con dientes insignificantes acabando las hojas más viejas deshilachándose. Todas las hojas poseen una espina terminal de 1 a 1,2 cm, de color marrón. La inflorescencia es en forma de panícula erecta naciendo parcialmente entre las hojas. El fruto es de color verde y al madurar cambia a marrón siendo indehiscente, con el contorno a modo de pequeño pepino. Las semillas son de color negro (Eggli, 2001). La reproducción se realiza tanto por semilla como por hijuelos o por esquejes de raíz y de tallo. La dispersión es zoócora (lagartijas, aves, conejos, ratas). En cuanto a su cultivo y multiplicación, Cortés (1885) indica que son de cultivo fácil, con tal que la temperatura media anual no sea inferior a 12 grados C°.

Ecología

Originaria de Florida (Pañella, 1970), el sudeste de Estados Unidos (Tutin *et al.*, 1980), y el norte de Carolina a Florida (Walters *et al.*, 1986), también en México y Centroamérica (Hess & Robbins, 2002). Habita en dunas o en playas a lo largo de la costa de las áreas citadas. Actualmente es común en el Mediterráneo y las zonas templadas de todo el mundo (Irish & Irish, 2000). Zubía (1921) indica que en Logroño era cultivada en sus jardines. Ese mismo año, Knoche (1921) observa a la planta en los jardines de Mallorca. En el norte de África, Maire (1958) la denuncia como cultivada ornamental. Las citas para la Península Ibérica se multiplican, denunciando su presencia en los jardines de Barcelona (Isern *et al.*, 1984), cornisa cantábrica (Aseginolaza *et al.*, 1984), jardines de todo el Levante (Torres *et al.*, 2003). En realidad, no hay jardín o

urbanización en la Península Ibérica que no tenga una yuca en sus inmediaciones, tanto ha prodigado. Sin embargo, en muy pocos lugares se la encuentra naturalizada y a su aire. Esta especie tolera bien la sequía y los vientos salinos de procedencia marítima, aunque prefiere los suelos sueltos y arenosos. Las formas de fruto carnoso poseen raíces fibrosas, más adaptadas a las condiciones de sequía; en cambio las especies de fruto capsular poseen rizomas, más propio de regiones húmedas (Matuda & Piña, 1979).

Resultados obtenidos

La yuca está poco representada en la zona de estudio, siendo desde Isla Cristina a Lepe, la que ostenta mayores densidades. En Ayamonte aparece en las playas y en el núcleo urbano de Canela. Muy presente en el cinturón costero de Isla Cristina en todas las urbanizaciones y en el campo de golf. Lo mismo en el litoral costero de Lepe y por los bordes altos en las playas de la flecha del Rompido. Ya desde el Rompido hasta el Portil, es menos abundante pero se la ve entre retamales cercano a las playas. Con cierta frecuencia en las urbanizaciones de Punta Umbria, pero no en las proximidades de Huelva. Su presencia es puntual entre Palos y Mazagón, mientras que vuelve a verse en Matalascañas.

Características de la invasión

La introducción fue intencionada para uso ornamental en jardinería. En las escasas zonas que está naturalizada convive con *Retama monosperma*, *Pancratium maritimum* y *Cakile marítima*, así como con *Arundo donax* y *Oxalis pes-caprae*. En las áreas más playeras, lo hace con *Retama monosperma*, *Ammophila arenaria*, *Pancratium maritimum*, *Cakile marítima* y *Medicago marítima*. Como se ve, la convivencia de la yuca coincide con la observada para el tomatillo del diablo. Sin embargo, nunca hemos visto a estas dos especies exóticas juntas.

La yuca no está incluida en ningún catálogo de especies invasoras, lo cual es sensato, si bien, no se descarta que en un futuro, por su abundancia en urbanizaciones del litoral y su buena adaptación a la naturalización, pase a formar parte del listado de especies exóticas peligrosas

Especie similares: *Yucca elephantipes*. (L., 1753). Fam. Agavaceae

Yuca, yuca elefante, pie de elefante.

Descripción. Según Guillot & Van der Meer (2009).

Planta de porte arbóreo, generalmente con varios troncos que nacen desde una base muy ensanchada alcanzando hasta 10 m de altura estando densamente ramificados en la parte superior. Las hojas pueden llegar a medir un metro de longitud, siendo rígidas, extendidas y planas, de un color verde oscuro brillante, algunas veces rugosas en el dorso, los márgenes son finamente denticulados. Las flores son globosas teniendo los segmentos del perianto ovales, los externos algo más anchos que los internos, con el ovario sésil oblongo. Los frutos son oblongos.



Varios pies de yuca elefante, en playa de Isla Canela (Ayamonte).



Pie aislado de yuca gloriosa en playa de Mazagón (Palos de la Frontera).

Aprovechamiento

Las yucas tienen escaso aprovechamiento, salvo el de servir de planta nornamental. Sin embargo, en sus áreas originales, las semillas y las flores se toman en ensaladas. Se han realizado estudios sobre determinados componentes de la yuca que pueden tener efectos positivos sobre determinadas enfermedades como la artritis (Bingham & Bellew, 1975) e incluso oncolíticos (Sokoloff, 1964). De las semillas se extrae un aceite de gran valor alimenticio (Rosas, 1979).

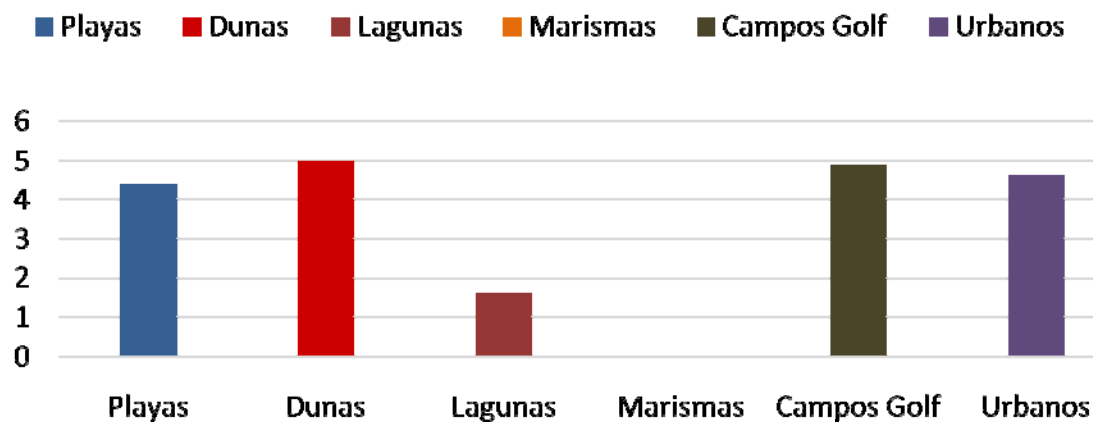
Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Yucca gloriosa*, así como la superficie ocupada en metros cuadrados (m²).

Localidades		Zona 1 (m²)	Zona 2 (m²)		Zona 3 (m²)		Zona 4 (m²)	Zona 5 (m²)			Total por Unidad Ambiental	
		1	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5.1	5.2	5.3		
Unidades Ambientales	1. Playa		50	10	5				10		5	80
	2.Dunas	1.Matorrales	10	65		10	50		10			145
		2.Pinares y enebrales										
	3. Lagunas						5					5
	4. Marismas											
	5. Campo de golf			120							10	130
	6. Urbanos		10	80					5		5	100
	Total de cada subzona		70	275	5	10	55		25		20	460 (m²)
	Total de cada zona		70	280		65			45			

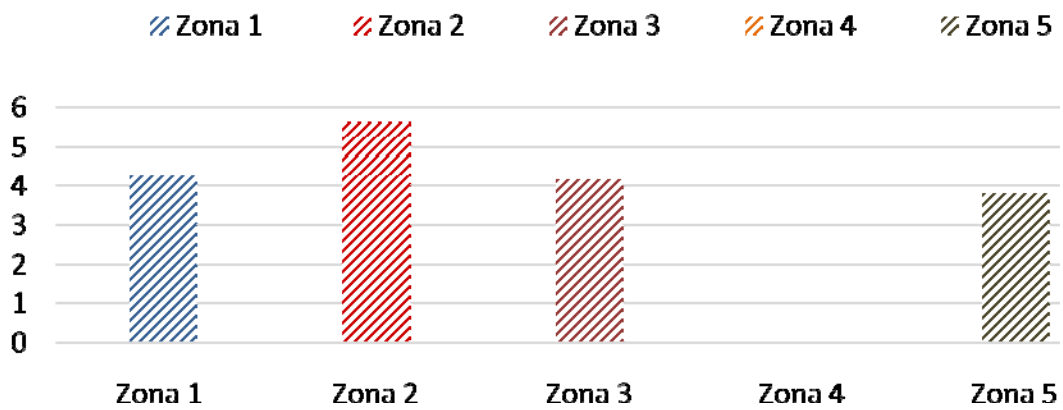
Localidades por Zonas: (1: Ayamonte; 2: 2.1 Isla Cristina-2.2 Lepe; 3: 3.1 Cartaya-3.2 Punta Umbria; 4: Huelva; 5: 5.1 Palos de la Frontera - 5.2 Moguer-5.3 Almonte).

Yucca gloriosa

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 3



Cochinilla sobre hoja de eucalipto.

Especie: *Glycaspis brimblecombei* (Moore, 1964). Fam. *Psyllidae*.

Cochinilla del eucalipto, Psílido del escudo.

Descripción. Según (Moore, 1983).

Este fitófago succionador de savia es de pequeño tamaño, entre 1 y 3 mm de longitud. Los adultos son de color verde con áreas amarillo anaranjadas presentando un buen dimorfismo sexual, siendo las hembras mayores que los machos. Los adultos y ninfas se alimentan de la savia de las hojas, aunque son las ninfas las que provocan el mayor daño (Brennan *et al.*, 2001). Las ninfas construyen un escudo protector cónico azucarado, de color blanco cristalino permaneciendo allí hasta transformarse en adultos. (Morgan, 1984). Las ninfas son de color amarillo anaranjado en sus primeros estadios y en los últimos tienen el abdomen y los esbozos alares de color gris oscuro siendo fácilmente reconocidas por el escudo cónico blanco, secretado por las ninfas al alimentarse, formando una sustancia azucarada que se deposita sobre las hojas, llamada fumagina, fabricada en capas ensambladas que se asemejan a una escama. (Brennan *et al.*, 1999) observaron que las madres no prefieren el follaje inmaduro para la oviposición y desarrollo de las ninfas al igual que otras especies de psílidos. Cuando los adultos completan su desarrollo, vuelan hacia otras plantas para aparearse y así dar inicio a un nuevo ciclo (Moore 1970, 1983).

Ecología

Originario de Australia y asociado a diferentes especies de *Eucalyptus*, sobre todo en árboles adultos. Su expansión en los últimos años ha sido bastante rápida en España y se ha localizado ya en casi todas las comunidades autónomas de la mitad meridional de la Península que tienen eucaliptos. Este psílido provoca daños en los árboles, que va desde la decoloración de las hojas hasta la pérdida del follaje, debido a la caída prematura de las hojas y a la muerte de los brotes nuevos de ramas o del árbol completo, siendo el resultado final, la muerte del árbol, agravados como ya se ha citado,

por ataques de foracanta. Actualmente la plaga se encuentra extendida por todo el cinturón costero de Huelva.

Resultados obtenidos

La existencia de este insecto coincide con la presencia principalmente del eucalipto rojo (*Eucalyptus camaldulensis*). La zona donde la infestación es más potente es la de Isla Cristina, desde Pozo del Camino hasta Islantilla. Todos los eucaliptos están contaminados, observándose una creciente desfoliación de los mismos. La presencia de la cochinilla decrece hacia Ayamonte pero no desaparece, lo que implica que la propagación es reciente. Lo mismo se puede decir de los eucaliptales que van hacia oriente, menos infectados, pero que en un futuro no lejano, tendrán el mismo problema, que se extenderá hacia el interior, a medida que la cochinilla vaya adaptándose a nuevos desafíos climáticos y ecosistemáticos.

Características de la invasión

La forma de introducción de este insecto en la costa de Huelva, no fue intencionada, pero penetró junto con fardos de madera desde terceros países para satisfacer la industria de la celulosa, más barata en otros países que los de producción propia, lo que se ha incrementado en los últimos diez años. Así, gracias a estas importaciones, la industria demandante no quiere ya árboles de la tierra, por encontrarlos más baratos en el exterior. Y al importar estas maderas sin garantías, han infectado a nuestros eucaliptos por lo que los propietarios tienen una doble ruina y sin alternativa. En un futuro próximo este problema estallará y habrá que plantearse qué se hace con los bosques del interior de la provincia de Huelva.



Conos pegados a las hojas de *Eucalyptus camaldulensis* en Isla Cristina.

Aprovechamiento

Como es lógico, la cochinilla no tiene ningún aprovechamiento y como plaga, debe pensarse en su erradicación. No hay que olvidar que es un psílido y por tanto, con una gran capacidad de adaptación. El día que no tenga eucaliptos para alimentarse, se adaptará a otros huéspedes.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Glycaspis brimblecombei* donde existe *Eucalyptus camaldulensis*.

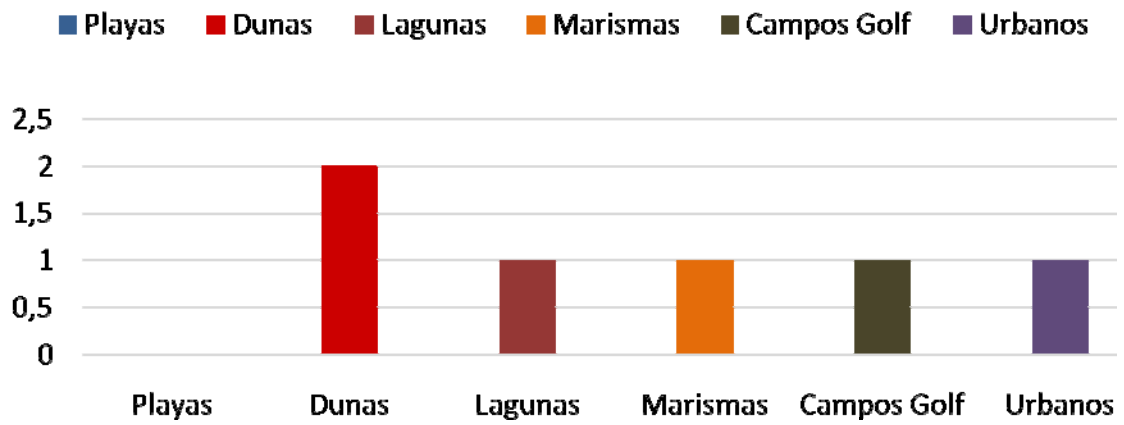
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3	
Unidades Ambientales	Playa										
	Dunas	Matorrales	1	1	1	1					1
		Pinares y enebrales		2					1		2
	Lagunas					1				1	
	Marismas		1	1			1			1	
	Campo de golf		1	1		1				1	
	Urbanos		1	1			1	1		1	
	Total de cada subzona		1	2	1	1	1	1	1		2
	Total de cada zona		1	2		1		1	1		

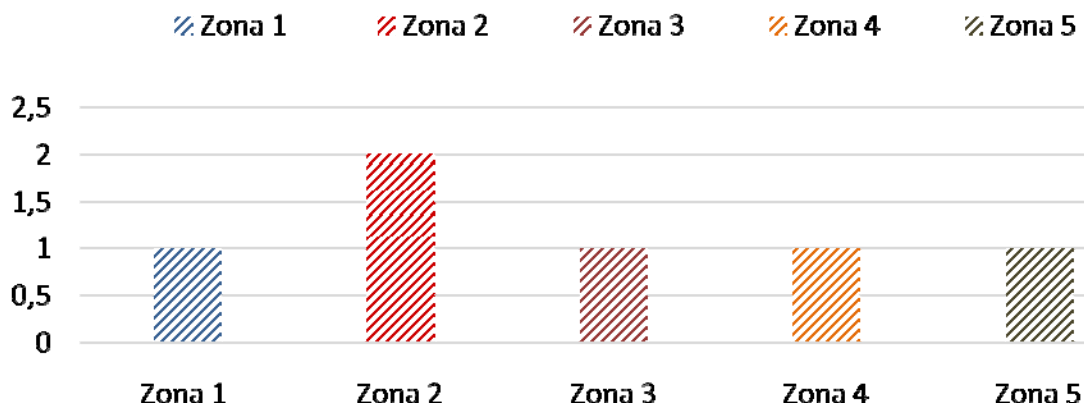
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Glycaspis brimblecombei

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 4



Rabilargo adulto en el suelo monte público de Isla Cristina.

Especie: *Cyanopica Cyanus* (Pall., 1776). Fam. Corvidae

Rabilargo

Descripción. Según De la Cruz, (1988).

Ave de pequeño tamaño pero con cabeza grande, mostrando un capirote negro brillante que abarca casi toda ella. Larguísima cola, que luce un bello plumaje en el que dominan los tonos azulados, marrones con un suave matiz rosáceo y blancos (Solís *et al.*, 2008). La depredación de los nidos disminuye con la brillantez de la coloración de machos y hembras (Avilés *et al.*, 2008). Esta especie posee un marcado carácter gregario, forma colonias compuestas por unas 30-40 parejas, con una estructura muy laxa, en las que la densidad de nidos es muy variable. Los nidos se localizan normalmente en árboles de mediano porte, principalmente quercíneas y pinos, aunque también se han datado nidos en otras especies arbóreas como eucaliptos y arbustos e incluso en chumberas. El nido es abierto siendo construido por los dos sexos, en ocasiones se ha comprobado también la participación de diferentes individuos de la colonia (Valencia *et al.*, 2000 y 2002). El tamaño medio de puesta es de 5-7 huevos (De la Cruz *et al.*, 1990). La dieta del rabilargo comprende una notable variedad de alimentos de origen tanto animal como vegetal teniendo una gran capacidad de adaptación. Según la estación del año, estos pequeños córvidos devorarán grandes cantidades de insectos (sobre todo escarabajos), y pequeños vertebrados como lagartijas y salamandras, visitarán vertederos y muladares en busca de restos o ingerirán ávidamente uvas, higos, cerezas y otros frutos, ya sean silvestres o cultivados.

Ecología

Esta especie, es realmente singular, ya que presenta dos poblaciones separadas por millares de kilómetros. Una de ellas, la más extensa ocupa el este de China, Corea y Japón; la otra, el cuadrante suroccidental de la Península Ibérica (De la Cruz *et al.*, 1990). En Portugal se distribuye por todo el sur y centro del país. En España, su distribución se circunscribe principalmente al suroeste, alcanzando las mayores

densidades en Extremadura, norte de Andalucía y oeste de Castilla-La Mancha. Con menor abundancia también se distribuye por el norte de Madrid, sur de Castilla y León y el oeste de la provincia de Granada (De la Cruz *et al.*, 1990; Carrascal & Palomino, 2008). Muestra preferencia por los bosques, aunque evita los más densos. La presencia de competidores potenciales como la urraca y el arrendajo no tienen influencia sobre su distribución (Palomino *et al.*, 2011). Su distribución en la costa de Huelva esta asociada a zonas de bosques con vegetación de pinares o eucaliptales y frutales.

Resultados obtenidos

El rabilargo está presente en toda la zona de estudio siendo su presencia patente en Canela, donde hay pinares o eucaliptales, también entre frutales. Muy abundante en Isla Cristina, donde domina en los bosquetes de pinos y eucaliptos, con retama, siendo un depredador nato de pequeños reptiles como el camaleón. No es nada rara su presencia en el campo de golf de Islantilla y las urbanizaciones próximas, en donde se adentra en busca de comida, incluso en los contenedores y vertederos espontáneos. Igualmente abundante, pero menos que en Isla Cristina, por los términos de Lepe y Cartaya, pero aumenta en los bosquetes del Portil y en Punta Umbría. Muy abundante también en Mazagón, Palos y Matagorda.

Características de la invasión

Se cree que fue introducido en la Península Ibérica a finales de la Edad Media aunque no existen referencias escritas al respecto (Dos Santos, 1965). También se opina que el rabilargo fue introducido en occidente por navegantes españoles y portugueses hace durante las grandes expediciones a Oriente (Delibes, 1982). Se desconoce la evolución reciente de sus efectivos poblacionales invernales a escala nacional, aunque es probable que hayan tendido al incremento considerando su elevado sedentarismo y el fuerte aumento durante el periodo 1998 a 2010 (aumento del 43% durante el periodo reproductor (Escandell, 2011). El patrón global de preferencia invernal de hábitat es bastante consistente con lo observado durante el periodo reproductor (Martí & Del Moral, 2003; Palomino *et al.*, 2011).

Aprovechamiento

El rabilargo no tiene aprovechamiento económico alguno. Si acaso, su dominancia en el entorno costero va en detrimento de otras especies a las cuales depreda, por lo que si se atiende a su posible carácter invasor en el litoral, urge la necesidad de entresacar animales, los cuales se pueden entregar a instituciones privadas de exhibición de animales, o previa esterilización, satisfacer el mercado de mascoteo.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Cyanopica cyanus*.

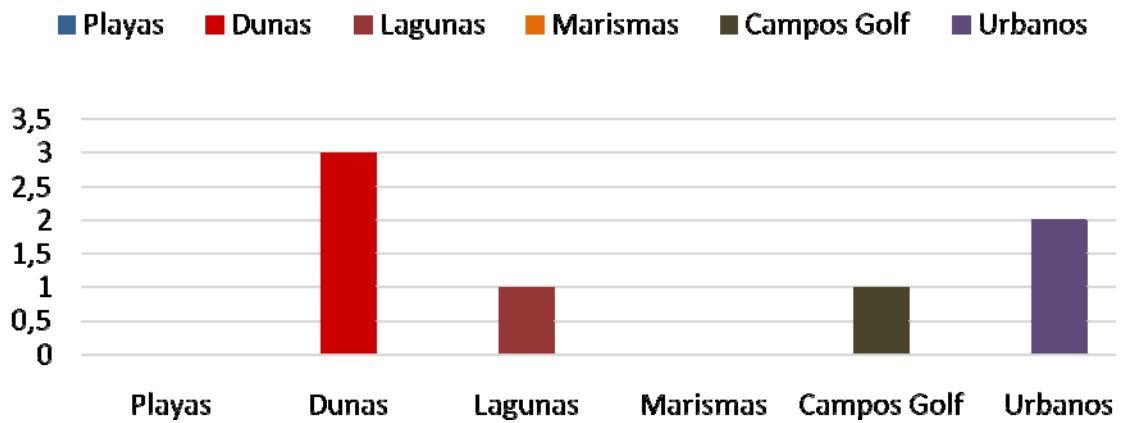
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidades		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental	
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3		
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y Enebrales	1	3	2	2	2	1	1	1	1	3
	Lagunas			1			1		1	1		1
	Marismas											
	Campo de Golf		1	1	1	1					1	1
	Urbanos		2	2	2	2	2		1	1	1	2
	Total de cada Subzona		2	3	2	2	2	1	1	1	1	3
	Total de cada Zona		2	3		2		1	1			

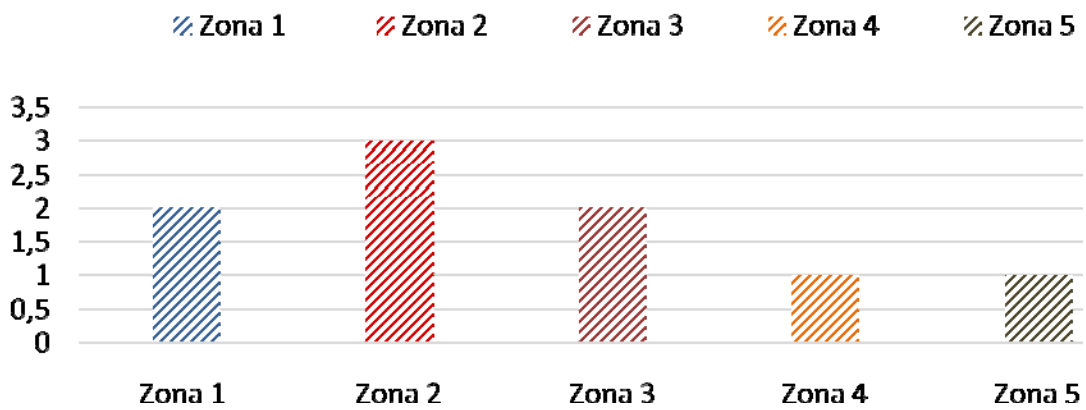
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte). .

Cyanopica cyanus

Unidades Ambientales



Zonas



FICHA N° 5



Pareja de tórtola turca en Isla Cristina

Especie: *Streptopelia decaocto* (Frivaldszky, 1838). Fam. *Columbidae*.

Tórtola turca.

Descripción. Según (Bernis *et al.*, 1985).

Ave de mediano tamaño, similar a la tórtola común, aunque ligeramente mayor. Coloración uniforme pardo claro y cola en gran parte de color blanco grisáceo (sin la raya negra que bordea lo blanco en la cola de la tórtola europea). Las patas son de color rojizo, pico negro y ojos con el iris rojo. Cabeza grande de color gris y mostrando por los laterales del cuello una banda negra ribeteado de blanco. Es una especie gregaria y forma bandadas considerables en invierno cuando hay alimento disponible. La tórtola turca anida en árboles y en edificios abandonados o azoteas. La hembra pone dos huevos de color blanco en días seguidos. La reproducción puede realizarse durante todo el año mientras haya alimento disponible, aunque es raro que se produzca en invierno cuando las temperaturas son frías. Es normal que saquen tres o cuatro nidadas cada año, llegándose a registrar hasta seis en un año, con un elevado éxito reproductor (Rocha & Hidalgo, 2000). Se conocen movimientos dispersivos y saltos aleatorios de jóvenes desde las zonas ocupadas a nuevas zonas sin ocupar, lo que le ha llevado a colonizar en tres décadas y media la práctica totalidad de España (Bernis *et al.*, 1985; Cramp, 1985; Díaz *et al.*, 1996; Martí & Del Moral, 2003). Igualmente, se ha documentado la tendencia de la tórtola turca a formar grupos invernales de varios cientos de aves en zonas favorables (Sanz-Zuasti & Velasco, 2005; De la Puente *et al.*, 2006; Pocino *et al.*, 2005; Herrando *et al.*, 2011).

Ecología

Es originaria de las regiones templadas y subtropicales de Asia, desde Turquía hasta el sur de China, incluido todo el subcontinente indio y Shri Lanka. Se distribuye por gran parte de Europa y Asia, así como por el norte de África (Snow & Perrins, 1998), donde ha continuado su expansión natural hacia el sur hasta llegar a ciertas zonas del sur de Marruecos y el Sáhara Occidental (Thévenot *et al.*, 2003). Además, ha sido

introducida en Estados Unidos (Del Hoyo *et al.*, 1997). Llegó a España en el año 1960, ocupando inicialmente Asturias (Castroviejo, 1972), desde donde colonizó el resto de la Península Ibérica y también colonizó las regiones costeras del norte de África, apareciendo de manera accidental en el norte de Marruecos (Cramp, 1985) y a lo largo de la costa atlántica, desde Rabat hasta la costa de Sidi Ifni, datándose su nidificación en enero de 1994 (Van den Berg & Bosman, 1999), mientras que unos años más tarde ya mostraba una distribución mucho más amplia, alcanzando el extremo sur de Marruecos y algunos puntos del Sáhara Occidental (Bergier *et al.*, 1999). De acuerdo con estos autores, el punto más meridional donde se cita esta tórtola es Dakhla desde octubre de 1998. También guardaría relación con esta expansión su llegada a Salvajes en septiembre de 1990 (Folmer & Ortvad, 1992). Las primeras referencias de las introducciones en España datan de 1960 (Castroviejo, 1972) y posteriormente de 1966, 1968 y 1971 (Castroviejo, 1972; González Morales, 1972; Pardo de Santallana, 1972); en 1974 se detectará en Santander la primera pareja nidificante (González Morales, 1974). A partir de entonces, mediante un proceso conocido como dismigración (Bernis *et al.*, 1985; Cramp, 1985), se produce la colonización del resto de la Península, primero de las zonas costeras del norte, oeste y este de la misma (Cordero-Tapia *et al.*, 1985; Bárcena & Domínguez, 1986), y posteriormente desde éstas hacia el interior.

Resultados obtenidos

La tórtola turca está representada en el litoral onubense por casi toda la zona de estudio, siendo observable en Canela. Igualmente en Isla Cristina, sobre todo en las zonas abiertas, donde no tiene competencia con el rabilargo. Este mismo comportamiento se observa por todo el litoral costero, ocupando las zonas abiertas próximas a edificaciones, pero no en bosques. También muy frecuente en los campos de golf, cercano a las edificaciones de los mismos. Es un fiel visitante de los cables de luz eléctrica, que los utiliza como posaderos.

Características de la invasión

La invasión de la tórtola turca es muy patente. En 1980, se estimaba la población en unas 400 parejas (Bárcena & Domínguez, 1986), pero en 2003, se contabilizaron más de 36.000 parejas (Martí & Del Moral, 2003). No se dispone de datos concretos sobre la evolución invernal de la tórtola turca en España, aunque sí se conoce el caso de Cataluña, donde se ha observado que la población invernante se ha mantenido estable entre 2002 y 2010 (Pocino & Giralt, 2005; Herrando *et al.*, 2011). Los resultados en los estudios muestran que los hábitats preferidos por esta especie invasora coinciden con los hábitats tradicionales de reproducción de la tórtola común, posiblemente la presencia de una excluye a la otra, y a medida que aumenta la densidad de una en un lugar, disminuye la de la otra (Rocha & Hidalgo, 2000), a lo que habría que añadir la ausencia de presión cinegética de que la tórtola turca disfruta. Han facilitado su expansión, la creación de caminos y áreas agrícolas (Fujisaki *et al.* 2010).

Aprovechamiento

Todo lo referido anteriormente para el rabilargo sirve para la tórtola turca, si bien, la especie podría pasar a ser una presa cinegética, con lo cual, la demografía quedaría controlada por la veda y la caza vigilada, cosa que no se puede aplicar al rabilargo.

Ubicaciones y Superficies: en el cuadro adjunto se exponen las zonas y las unidades ambientales del litoral de Huelva donde hemos observado la presencia de *Streptopelia decaocto*.

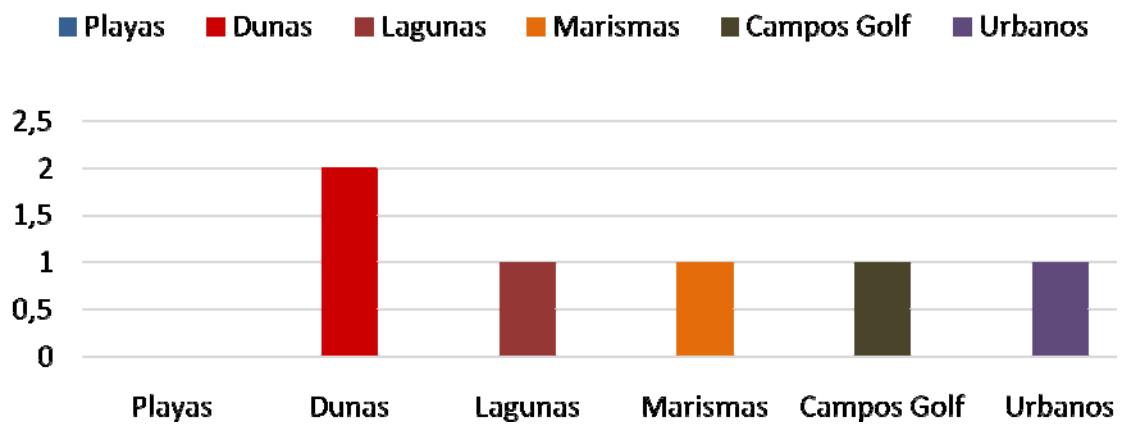
(Ausente = (0), Presente = (1), Escaso = (2), Abundante = (3), Muy abundante = (4))

Localidad		Zona A	Zona B		Zona C		Zona D	Zona E			Total por Unidad Ambiental	
		A	B-1	B-2	C-1	C-2	D	E-1	E-2	E-3		
Unidades Ambientales	Playa											
	Dunas	Matorrales										
		Pinares y Enebrales	1	2	1	2	2	1	1	1	1	2
	Lagunas			1			1		1	1		1
	Marismas		1	1	1	1		1	1			1
	Campo de Golf		1	1	1	1					1	1
	Urbanas		1	1	1	1	1		1	1	1	1
	Total de cada Subzona		1	2	1	2	2	1	1	1	1	2
	Total de cada Zona		1	2		2		1	1			

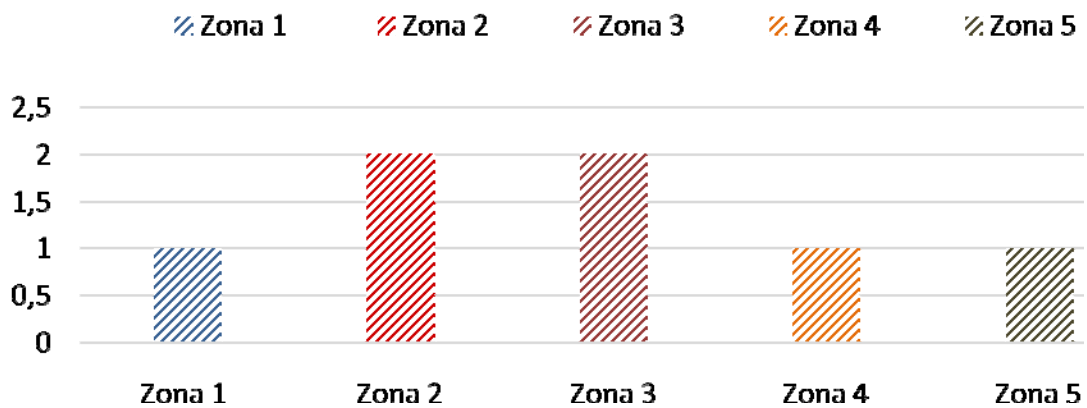
Localidades por Zonas: (A: Ayamonte; B: B-1 Isla Cristina, B-2 Lepe; C: C-1 Cartaya, C-2 Punta Umbría; D: Huelva; E: E-1 Palos de la Frontera, E-2 Moguer, E-3 Almonte).

Streptopelia decaocto

Unidades Ambientales



Zonas



IV. DISCUSIÓN

IV.1. Introducción

La terminología relacionada con el fenómeno de las introducciones biológicas es compleja, sobre todo por la abundancia de términos existentes que, en muchos casos, puede llegar a generar confusión, especialmente cuando se traduce términos del inglés que no se corresponde en castellano. Por ejemplo, el término “translocación” es frecuente en la literatura anglosajona, pero su traducción al castellano tiene que ver con fenómenos genéticos. Igualmente ocurre con el término “alien” muy frecuentemente utilizado en la literatura anglosajona y con un significado particular para los hispanoparlantes (Pérez-Bote *et al.*, 2010). Además, las definiciones relativas a las especies exóticas e invasoras pueden llegar a ser muy diferentes dependiendo del grupo taxonómico, para las que existen distintos criterios (Capdevila *et al.*, 2006).

Por ello, la interpretación depende de cómo se defina a las especies exóticas e invasoras, pudiendo ser desde una normativa legal a nivel mundial hasta las definiciones locales, lo que se complica cuando se incluyen intereses económicos, sociales o ambientales.

Está claro que la historia está plagada de invasiones biológicas por intereses humanos, sin ninguna reflexión sobre las consecuencias de las mismas, ya sean positivas o negativas, lo cual nunca se ha cuestionado. La frase atribuida a Polibio (208 a.C. - 126 a.C): "*Tandem aliquando invasores fiunt vernaculi*", es decir, "*Con el tiempo los invasores serán autóctonos*", refleja claramente la evolución de una invasión.

Desde un plano antropocéntrico, las invasiones biológicas tienen una componente utilitaria, lo que confronta claramente concepciones con frecuencia erróneas, ya que parten de definiciones no justificadas y mucho menos demostradas. Ello explica que el tema sea el centro de un debate que trasciende fronteras, ya que para

un país una especie puede ser invasora y para el país fronterizo una especie utilizable, cuando no protegida.

De lo que no puede dudarse es del interés que las especies exóticas supuestamente invasoras ha experimentado un notable incremento en los últimos años, tanto a nivel internacional como nacional (Cursach, 2003; Pérez-Bedmar & Sanz, 2003). No obstante, es necesario insistir en la gran confusión de su terminología. Un claro ejemplo, se tiene en la diferencia definitoria entre los términos “*naturalizado*” e “*invasor*”. Richardson *et al.*, (2000b), refiriéndose a las plantas “*invasoras*”, añade la necesidad de una alteración del ecosistema. Y es frecuente encontrar este significado en los escritos de otros autores (Castro-Díez *et al.*, 2004; Ceballos, 2005). En este sentido, Richardson *et al.*, (2000b), van más allá y reconocen la existencia de un subtipo dentro de las plantas invasoras, las “*transformadoras*” que se corresponden con tal significado. Por ello, es difícil establecer las fronteras definitorias de las especies propias de un país (autóctonas, nativas o indígenas), de aquellas que no son oriundas del mismo y que han sido introducidas por el hombre (alóctonas, exóticas o no nativas). Además, hay que incluir en este maremágnum de expresiones a las especies adventicias, es decir, aquellas exóticas que pueden florecer e incluso reproducirse ocasionalmente en un área, pero sin llegar a constituir poblaciones permanentes.

Por ello, y dada la ostensible confusión de las definiciones existentes para señalar a las especies invasoras, es obligado debatir y discutir acerca de tales definiciones para poder discriminar correctamente entre especies alóctonas, sean presumiblemente invasoras o no.

En una primera interpretación estricta, puede decirse que una especie exótica es invasora cuando ha sido introducida y esta haya causado un deterioro a las especies autóctonas o sus hábitats. Es preciso reconocer que el concepto de autóctono está ligado al de patrimonio y por lo tanto éste se encuentra impregnado de connotaciones de dudoso rigor biológico. A nuestro juicio, la confrontación entre conservación del patrimonio y evolución tiene un interés más conceptual que práctico. Por eso, existen ciertos intereses en la sociedad que ha evacuado ciertas definiciones para proteger su patrimonio desde el punto de vista político administrativo.

La confusa terminología es claramente ostensible. Así, la (UICN) en 2000, define como “*Especies invasoras aquellas exóticas que se establecen en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales, que son un agente de cambio y que amenazan la diversidad biológica nativa*”. También incide en el tema, el Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP, por sus siglas en inglés), que está coordinado por un consorcio de organismos integrados en el Comité Científico sobre los Problemas del Medio Ambiente (SCOPE), CAB Internacional (CABI) y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), en asociación con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), siendo su finalidad, la de hacer frente a las amenazas mundiales que representan las especies exóticas invasoras y apoyar la implementación del artículo 8(h) del Convenio sobre la Diversidad Biológica del año 2002, según el cual, cada parte contratante, “*impedirá que se introduzcan y controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies*”. Se entiende por especie exótica invasora, tal y como se define en el Convenio sobre Diversidad Biológica, como “*aquella especie exótica (no nativa), cuya introducción y propagación amenaza a los ecosistemas, hábitats o especies produciendo daños ambientales*”.

La IUCN identifica las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Según la Comisión Europea, también se identifican las 15 especies de plantas invasoras de mayor impacto en las islas mediterráneas. Por su parte, el grupo de especialistas en invasiones biológicas (GEIB), ha expuesto en 2006, las 20 especies exóticas invasoras más dañinas en España y publicado las características de las 10 especies invasoras más peligrosas de España (Fernández-Muerza, 2012), provocando en su opinión, una grave reducción de la biodiversidad y cuantiosos daños económicos. El Ministerio de Medio Ambiente ha publicado el plan de control y eliminación de un listado de especies vegetales exóticas invasoras en los sistemas dunares en 2011. Y existen catálogos en casi todas las comunidades autonómicas sobre las especies invasoras incluida la publicada por la Junta de Andalucía.

Caso aparte merecen destacar las definiciones de especies exóticas como invasoras desde el punto de vista científico, haciendo referencia al proceso de introducción, establecimiento y expansión de especies procedentes de otras áreas geográficas. No obstante, incluso en la comunidad científica existe una gran confusión en la terminología y en su concreción material, tanto a nivel internacional como nacional (Cursach, 2003; Pérez-Bedmar & Sanz, 2003). Destaca la diferencia entre los términos “naturalizado” e “invasor”. En España, se ha usado normalmente el término “naturalizado” en la acepción que recoge Font Quer (1970): “Aplicase a la planta que no siendo oriunda de un país, medra en él y se propaga como si fuese autóctona”, si bien no se trata la importancia de las repercusiones en tanto que posible invasora.

Es importante destacar igualmente la interpretación que se hace de las especies exóticas como invasoras desde el punto de vista cualitativo, que trata de alertar sobre la magnitud de la introducción de las especies exóticas fuera de su área de distribución natural y posterior invasión en espacios naturales causando impactos importantes en la conservación de la biodiversidad, lo que ya fue esbozado por uno de los pioneros de la disciplina ecológica (Elton, 1958). Desde entonces, la investigación se ha encaminado básicamente a resolver las características de las posibles especies invasoras y los ecosistemas vulnerables a las invasiones, determinando el tipo de impacto de una invasión.

Siguiendo estos análisis de carácter definitorio, Chapin *et al.* (1995), consideran que en la mayoría de los casos, las especies con mayor impacto son aquellas que más difieren de las especies nativas en la comunidad receptora en lo que respecta a la capacidad de obtener sus recursos. También, Baldacchino & Pizzuto (1996), creen que los sistemas sin una rica diversidad (como algunos ecosistemas áridos), son más susceptibles de ser invadidos, que sistemas en los que hay una gran abundancia de especies con interacciones arraigadas. Por su parte, Kowarik (1999), observa que las áreas urbanas e industriales sufren perturbaciones periódicas muy significativas: puertos, lagos, estuarios y alrededores de los recursos hídricos (donde los efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas suelen ir de la mano), son claras dianas vulnerables a las invasiones. Y Lonsdale (1999), introduce el término de invasibilidad, es decir, la susceptibilidad de los ecosistemas a la invasión, independientemente de las tasas de introducción, determinando el grado en que una especie introducida es capaz de sobrevivir a las nuevas condiciones ambientales y bióticas de la región receptora.

Levine *et al.* (2003), van más allá y compara áreas invadidas y no invadidas, indicando que las especies que invaden espacios naturales tienen el potencial de alterar significativamente la dinámica de las poblaciones, la estructura de las comunidades y los procesos a nivel de ecosistema, pudiendo modificar el ciclo de los nutrientes, las

tasas de erosión o cambiar el régimen hídrico local, lo cual ha sido rebatido por otros autores.

Por su parte, Castro-Díez *et al.* (2004), consideran que son dos principalmente las hipótesis que se manejan para explicar el patrón de susceptibilidad del medio frente a las invasiones. De un lado, la idea del nicho vacío, la cual se basa en que algunos nichos biológicos pueden encontrarse vacíos, debido a circunstancias biogeográficas o filogenéticas (Lloret *et al.*, 2015). Estos nichos podrían ser potencialmente ocupados por especies exóticas que cumplen unas funciones en la comunidad totalmente distintas a las especies nativas. De otro, ausencia de enemigos, la cual postula que el éxito invasor de algunas especies se basa en la ausencia de competidores, depredadores, parásitos y enfermedades que favorecen la proliferación y expansión de las especies invasoras.

De esta manera, se incluye ahora la importancia del estado del medio ambiente en el momento de la introducción o invasión. Así, Scalera & Zaghi (2004), definen como organismo invasor a una especie, subespecie o población que se extiende con o sin ayuda del hombre en hábitats naturales o seminaturales, produciendo un cambio significativo en la composición, estructura, o procesos de los ecosistemas, causando pérdidas económicas en las actividades humanas. En este sentido, Copp *et al.* (2005), defienden la capacidad de que los organismos correspondientes, puedan atravesar determinadas barreras geográficas, ambientales o reproductivas ya sea por desaparición de las mismas o por la capacidad de cruzarlas con ayuda o no de la actividad humana.

Por tanto, haciendo una sinopsis de lo aseverado por los autores anteriormente citados, se puede definir cualitativamente un organismo exótico, como un alóctono o no nativo (especie, subespecie o población, incluyendo gametos, propágulos o parte de un organismo que puede sobrevivir y reproducirse), que no está presente en un área geográfica determinada por dispersión natural. Su presencia en el área es debida directa o indirectamente al hombre.

Algo diferente es la consideración semicuantitativa de especies invasoras. Para evaluar la importancia del impacto de estas formas en determinados ecosistemas fue llevado a cabo un estudio por Campos (2000) para el País Vasco, y por Silván & Campos (2001), para la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, aunque esta metodología ha sido revisada y mejorada posteriormente por Herrera & Campos (2003). El sistema se basa en la metodología propuesta por Hiebert (1997), en la que se evalúan semicuantitativamente para cada especie de plantas, una serie de características y parámetros demográficos y ecológicos, quedando relegado a un segundo plano el impacto que produce o pueda producir en los ecosistemas nativos.

Y ya desde un punto de vista cuantitativo, deben ser consideradas las especies invasoras, posiblemente, la concepción más sensata y exacta, discriminando entre especie exótica invasora y no invasora. Para ello, es necesario evaluar la magnitud del impacto de las especies considerando la velocidad de invasión, definiendo a esta como una relación entre el espacio invadido y el tiempo de invasión, expresado en metros o en kilómetros, por años de invasión.

Ello naturalmente es demasiado mecanicista y encorsetado, dependiendo de las condiciones ambientales y la estructura de la población. Los que más se fijan en cuantificar las invasiones son Richardson *et al.*, (2000b), aseverando que una especie vegetal se considera invasora si en menos de 50 años se ha establecido a 100 m del foco

de entrada (si su reproducción es por semillas), o más de 6 metros en 3 años (si su reproducción es vegetativa a través de rizomas, tallos o estolones).

Evidentemente, estos autores se limitan a especies vegetales y con una intención u objetivo globalizador, pero con un sentido puramente ecológico, proponiendo que el término invasivo sea utilizado sin carácter negativo, esto es, independientemente de su impacto ambiental o económico.

Por ello, estos autores que definen cuantitativamente, los tres grados del proceso invasor (introducción, naturalización e invasión), tienen en cuenta las siguientes denominaciones:

Plantas autóctonas (“Native plants”): taxones que se han originado en un área determinada sin intervención humana o que han llegado allí con intervención intencionada o no del hombre desde un área en el que son nativas (sinónimos: plantas nativas, plantas indígenas).

Plantas alóctonas (“Alien plants”): plantas cuya presencia en un área determinada es debida a la introducción accidental o intencionada derivada de la actividad humana o que han llegado allí sin la ayuda del hombre desde otra zona en la que son autóctonas (sinónimos: plantas exóticas, plantas no nativas, plantas introducidas, plantas no indígenas).

Plantas alóctonas casuales (“Casual alien plants”): plantas exóticas que pueden florecer e incluso reproducirse ocasionalmente fuera de cultivo en un área, pero que no forman poblaciones perdurables y necesitan de repetidas introducciones para su persistencia (sinónimos: adventicias, según De Candolle (1855), subespontáneas, según Thellung (1918).

Plantas naturalizadas (“Naturalized plants”): plantas alóctonas que mantienen poblaciones durante varias generaciones (o por un mínimo de 10 años), sin la intervención directa del hombre, reproduciéndose por semillas o vegetativamente (rizomas, tubérculos, bulbos, tallos, etc.). Como sinónimo, se usa la expresión “plantas establecidas”.

Plantas invasoras (“Invasive plants”): plantas naturalizadas que producen nuevos individuos reproductores, a menudo en gran número, a cierta distancia de los parentales (>más de 100 m en 50 años para taxones que se dispersan por semillas y otros propágulos; y más de 6 m en 3 años para especies que se reproducen por raíces, rizomas, estolones o tallos rastreros), y tienen el potencial para propagarse en una gran área. Muchas plantas alóctonas que en la actualidad no son clasificadas como “invasoras”, según este criterio porque no cumplen con aquellos, pueden serlo en el futuro. Evidentemente, aquellas que lleven ya un largo tiempo en el nuevo hábitat y no han demostrado capacidad invasora, no lo serán nunca (se estima groseramente que deben pasar al menos 50 años).

Transformadoras (“Transformer plants”): plantas invasoras que producen cambios en el carácter, condición, forma o naturaleza de los ecosistemas en un área significativa en relación con la extensión de ese ecosistema; se trata por tanto de plantas que tienen claros impactos en los ecosistemas, posiblemente las únicas invasoras que deben ser tenidas en cuenta a corto plazo. No obstante, este es un término ecológico que sólo se aplica a ecosistemas naturales y seminaturales.

Malas hierbas (“Weeds”): plantas (no necesariamente alóctonas), que crecen en zonas donde no son deseadas y que usualmente tienen efectos económicos y/o

medioambientales perceptibles. Se trata de un término antropocéntrico; una planta es considerada una mala hierba si interfiere con los intereses humanos (sinónimos: plagas vegetales, especies dañinas, plantas nocivas).

Caso aparte, merecen citarse las especies exóticas animales, consideradas como invasoras las cuales sólo pueden ser interpretadas desde el punto de vista semicuantitativo, como ausente, presente, escasa, abundante, muy abundante. Una manera de estimar la importancia de la invasión, es otorgarle un valor según dos grupos de variables, capacidad invasora y conversión en plaga, dándole a la suma de las dos una valoración (evidentemente subjetiva, pero que tiende a ser realista), de 1 a 10 o de 0 a 5.

Estas aseveraciones han permitido interpretar durante la elaboración del presente estudio, la importancia de las posibles especies invasoras en el litoral costero de Huelva, teniendo en cuenta los listados, catálogos y tablas publicados sobre especies invasoras, así como las consideradas como tales por organizaciones ambientalistas y finalmente las aportaciones propias derivadas de la elaboración del presente trabajo. De acuerdo con ello, se ha creído oportuno debatir las razones por las que deben ser consideradas invasoras las especies observadas como tales en el litoral costero de Huelva.

IV.2. Especies Exóticas Invasoras según el Catálogo Español (R.D. 630/2013)

En este catálogo, se han observado para el litoral de Huelva 19 especies, 10 vegetales y 9 animales, las cuales son discutidas a continuación teniendo en cuenta su importancia como posibles invasoras.

IV.2.1. Pita (*Agave americana* L. 1758)

Según el Catálogo Español especificado en el R.D. de 2013, está considerada especie invasora, lo cual también es definida en el anterior Decreto de 2011. Igualmente, se define como invasora por la UICN (2000), no estando considerada entre las 100 especies invasoras más dañinas, pero sí está citada como tal en el Convenio sobre Diversidad Biológica (2002), y muy dañina en las islas mediterráneas. Sin embargo otras organizaciones la consideran naturalizada y no invasora por no formar manchas continuas (GEIB; Fernández-Muerza, 2012), ni tan siquiera en sistemas dunares, pero sí aparece como especie invasora en el catálogo andaluz (no oficial), siguiendo a Font-Quer (1970).

Sin embargo, desde un punto de vista cualitativo, no podemos considerar a la pitera común, una especie invasora, ya que no se manifiesta de manera continua y casi siempre está relacionada con la jardinería y la ornamentación, exhibiéndose en las entradas de las fincas. No obstante, se observan algunos ejemplares en ecosistemas protegidos, pero nunca de forma continua, por lo que su erradicación es fácil y en ningún momento se observa impacto sobre dichos ecosistemas, mucho menos, se comportan como especies transformadoras.

Lo mismo puede decirse si se tiene en cuenta el baremo semicuantitativo. Los niveles de impacto son muy bajos, no llegando a 30 puntos sobre 100. Y desde el punto de vista cuantitativo, al menos en la zona de estudio, ya que su presencia es mínima, relacionada con zonas urbanizadas. Ello contrasta con algunas aseveraciones como las

de Arriaga & Ezcurra (2002), que defienden su activa propagación o las de Badano & Pugnaire (2004) que creen en su poder invasivo para el sudeste de España.

Por todo ello, para la zona de estudio y siguiendo a Richardson *et al.* (2000b), la pita debe ser considerada como especie exótica naturalizada y no invasora. Desde una perspectiva utilitaria, el agave no se usa para ninguna aplicación (obtención de fibra, licores), por lo que posiblemente no tiene en España sentido su implantación, aún considerando su inocuidad. No obstante lo anterior, si se considera que la pitera puede ser una especie potencialmente competidora para las especies autóctonas, su erradicación es fácil, sustituyéndolas por formas autóctonas, siendo la especie de elección el *áloe vera*, lo que debe ser adecuadamente aconsejado por los agentes autorizados. La citada erradicación debe comenzar por la propia Administración, ya que se da la paradoja que la misma publica un Decreto y no actúa en consecuencia, obligando en cambio a la ciudadanía a cumplir con dicha ley.



Figura 11: Distintos licores a partir de agave con muchos grados de alcohol, botella izquierda 38° y botella de la derecha 32°.

IV.2.2. Ailanto (*Ailanthus altissima* Mill. Swingle, 1788)

Esta especie es considerada invasora, tanto en el Real Decreto de 2013 como el R.D. de 2011. Lo mismo defienden la UICN (2000), si bien no está citada dentro de las 100 especies más peligrosas, pero sí como tal para las islas mediterráneas, lo que también cita el listado del GEIB para las 20 especies más peligrosas en España, pero no en las 10 citadas por Fernández-Muerza (2012). Sí aparece como tal invasora en el listado para Andalucía. Finalmente, el Convenio de Diversidad Biológica (2002), insiste en ese tema.

El ailanto, procedente de China, se ha extendido por todo el mundo como árbol muy utilizado en taludes medianeros de carreteras y autovías, así como ornamental en jardinería.

Si se atiende a su importancia cualitativa en la zona de estudio, no es una amenaza preocupante en los momentos actuales, pero dado el potencial reproductor observado (manchas densas de la misma especie, aunque bien identificadas), la especie

es desde un punto de vista cualitativo una amenaza real para el futuro, acarreando posiblemente una transformación del medio.

Desde el punto de vista semicuantitativo, la valoración es muy alta, por encima de 70 sobre 100 puntos, por lo que bajo este epígrafe, la especie es netamente invasora. Y finalmente, siguiendo a Richardson *et al* (2000), la velocidad de invasión es alta y su densidad en zonas concretas es igualmente alta, de ahí que se refrenda el carácter de invasora y transformadora, aconsejándose su urgente erradicación. Todo ello, viene también demostrado por otros autores que llegan a la misma conclusión para otras zonas que se expande a una mayor velocidad que las especies autóctonas (Castro *et al.*, 2008), muy conspicuo en Cataluña (Crespo *et al.*, 2008), incluso amenazando claramente la diversidad cuantitativa de dicha autoctonía (Constan *et al.*, 2008).

Aunque se ha usado para la obtención de algunos principios (astringencia, antihelmíntico, antidiarreico), para hacer papel y para colorear tejidos, dicha importancia es escasa. Por ello, se insiste sobre su erradicación, sustituyendo el arbolado por especies autóctonas de idéntica función, como el almez (*Celtis australis*, L. 1753) o el plátano de sombra (*Platanus hispanica*, Mill. Münch, 1770). Dada la abundancia de ailanto, se aconseja igualmente su talado y uso como biomasa energética, dándole una utilidad a la erradicación, a la vez que se materializa su sustitución.

IV.2.3. Diente de León (*Carpobrotus edulis* L., 1753)

Consideramos que esta especie es considerada como exótica invasora según las definiciones del organismo internacional (UICN) en 2000, y el convenio sobre diversidad biológica de 2002. Por razones de brevedad, se incluyen en este epígrafe la especie próxima, *Carpobrotus acinaciformis*, por lo que las aseveraciones para una, son las mismas para la otra.

Según la (IUCN), que identifica las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo, no está catalogada, pero sí lo está en el listado de la comisión europea de las 15 especies de plantas invasoras de mayor impacto en las islas mediterráneas. El GEIB las identifica dentro de las 20 especies invasoras más dañinas de España; sin embargo, no se citan en la lista de Fernández-Muerza (2012), para las 10 especies invasoras más peligrosas de España, aunque sí lo están en el listado de especies invasoras de sistemas dunares e igualmente, también aparece catalogada como exótica invasora en Andalucía.

Desde el punto de vistas cualitativo, no existen diferencias significativas, pero sí de acuerdo con el baremo semicuantitativo con respecto a las especies exóticas invasoras del R. D. 630/2013, en donde sí tienen carácter invasor valorando la importancia del impacto con dos índices; el nivel actual del impacto (1A), siendo 30 puntos y la capacidad innata de ser plaga (1B), que es de 41 puntos, por lo que la suma de ambos totalizan 71 sobre 100, dando idea de la importancia del impacto.

Los datos cuantitativos estimados en el presente trabajo abunda en este sentido. De acuerdo con los datos analizados la densidad observada es de 43.140 m², una gran superficie si se tiene en cuenta la totalidad del litoral costero onubense. Por ello, consideramos que esta especie alóctona es también transformadora, de acuerdo con las aseveraciones generales de Richardson *et al* (2000b). A estas mismas conclusiones se llega para el sur de Portugal (Campelo *et al.*, 1999).

Por todo ello, creemos que estas dos especies deben ser erradicadas y en lo que se pueda, ser sustituidas por otras más acordes con el ecosistema. Parece tener éxito el

hinojo marino, *Chrithmum maritimum* como herbácea y la retama (*Retama sphaerocarpa*), como arbustivo, sin olvidar que algunas aromáticas como el romero (*Rosmarinus officinalis*), dan también muy buenos resultados.

IV.2.4. Plumero (*Cortaderia selloana* Schult. & Schult., 1900)

El plumero argentino es una planta asiduamente utilizada en jardinería, pero que en zonas costeras por la tendencia al abandono, se extiende peligrosamente, si bien, no da lugar a manchas continuas, como lo hace el diente de león o el ailanto. No obstante, se cita como claramente invasora en los convenios sobre diversidad de 2000 y 2002. Sin embargo, otras organizaciones, atendiendo a su función ornamental, consideran que el carácter invasor es relativo, por lo que no está catalogada dentro de las especies más dañinas, salvo por algunas sociedades atomizadoras y autores (GEIB; Fernández-Muerza, 2012), que sin embargo, no demuestran tal carácter. Sí aparece como invasora en los respectivos boletines oficiales de España (2011 y 2013), así como en el catálogo no oficial de especies invasoras de Andalucía.

Desde el punto de vista cualitativo, se intenta alertar sobre la magnitud de la introducción del plumero argentino en urbanizaciones de la costa, donde la especie es asiduamente utilizada, observándose igualmente en taludes cercanos a carreteras.

Si se tiene en cuenta el baremo semicuantitativo adoptado en el presente estudio, el carácter invasor está demostrado, ya que el nivel actual del impacto (1A), alcanza 31 puntos y la capacidad innata de ser plaga (1B), los 43 (suma de ambos, 74 sobre 100), por lo que se demuestra su importancia como especie invasora de carácter discontinuo.

Y finalmente, desde la perspectiva cuantitativa, la especie sólo abunda en zonas ajardinadas, siendo su presencia en el medio natural muy esporádica. De ahí que si bien, la magnitud del impacto es relativo, la amenaza es cuantitativamente real partiendo de núcleos urbanizados, definiéndose en este caso como potencialmente transformadora (Richardson *et al.*, 2000b).

A pesar de lo citado anteriormente, las especies ornamentales utilizadas en parques públicos son fáciles de erradicar, por lo que el plumero argentino puede ser sustituido de dichos entornos con rapidez (Dana & Sanz-Elorza, 2008). Más complicada es su erradicación de jardines privados y urbanizaciones, que requiere una cierta educación, y costes económicos y estéticos, no siempre fáciles de asimilar. Por ello, si por un lado, la eliminación selectiva de zonas públicas va en beneficio de la disminución del fenómeno invasor, mientras se mantengan reservorios en espacios privados, los resultados serán muy relativos. De ahí que junto a la mentalización, debe facilitarse la alternativa, suministrando plantas y semillas que puedan sustituir a las invasoras, en este caso, el plumero. Un sustituto nativo sería el carrizo (*Fragmites communis*), al menos en parques públicos. De todas maneras, el plumero argentino da lugar a manchas discontinuas, por lo que su control es fácil, no obstante su peligrosidad.

IV.2.5. Tabaco moruno (*Nicotiana glauca*, Graham, 1828)

El tabaco moruno es una planta introducida tradicionalmente por razones medicinales, las cuales no han sido demostradas y sí su toxicidad. Más tarde, fue usada como ornamental y dado su rápido crecimiento, para su uso en biomasa. Actualmente, abandonado su primitivo uso, crece espontáneamente en taludes, zonas ruderales,

preferentemente en zonas costeras. Aparece en el listado oficial de especies potencialmente invasoras (2011) y netamente invasora en el catálogo oficial corregido de 2013, aunque un boletín posterior de 2015, ha extraído esta especie del catálogo y actualmente no se considera invasora, al menos oficialmente (?).

No obstante, los organismos internacionales siguen considerando al tabaco moruno como especie claramente invasora (2000 y 2002). No se incluye entre las 100 especies más invasoras a nivel mundial, pero sí entre las 15 más peligrosas para los entornos insulares. Tampoco aparece en el listado GEIB ni en la publicada por Fernández-Muerza (2012), pero sí en las citas de especies invasoras dunares y en el listado andaluz, aunque no en otras regiones.

Desde el punto de vista cualitativo, no parece tener una importancia significativa y semicuantitativamente, para la zona de estudio, se corrobora lo aseverado en su cualidad, ya que el nivel actual del impacto (1A) es de 5 puntos y la capacidad innata de ser plaga (1B) es de 22, siendo la suma de ambos índices 27/100. Por ello, y teniendo en cuenta la presencia y frecuencia de la especie en el litoral costero de Huelva, su velocidad de expansión y el impacto, no puede ser considerada invasora, en el sentido de su erradicación urgente, pero debería ser especialmente vigilada para futuras acciones si así se aconseja. Por lo demás y dada su escasa importancia para el medio ambiente, no se propone alternativa, simplemente su erradicación en el momento en que se aconseje.

IV.2.6. Chumbera brava (*Opuntia dillenii*, Ker. Gawl. - Haw, 1819)

Como ya se ha citado en este trabajo, la chumbera brava está restringida a localidades muy específicas de la costa sur de la Península Ibérica, tanto en Portugal como en España, con algunas poblaciones aisladas hacia el interior. De manera universal, esta chumbera es considerada invasora por la mayoría de autores (Balaguer, 2004; Sanz-Elorza *et al.*, 2004; Lowe *et al.*, 2004; Genovesi & Scalera, 2007; Padron *et al.*, 2011; Blasco *et al.*, 2015). Estos últimos autores aseveran que la especie cumple claramente con el concepto cualitativo y cuantitativo de especie invasora, puesto que da lugar a manchas continuas y se reproduce eficientemente por medio de semillas y de manera vegetativa, extendiéndose de manera rastrera, impidiendo el desarrollo de otras especies. Ello ha sido corroborado tanto en campo como en laboratorio (Blasco *et al.*, 2015).

Todos los catálogos estudiados señalan a la chumbera brava (tanto en su denominación de *Opuntia dillenii*, como en su denominación sinónima, *Opuntia stricta*), como invasora, si bien, con mayor o menor énfasis, estando dentro de las 100 especies más peligrosas del mundo y las 15 plantas invasoras más dañinas en las islas mediterráneas. En Canarias, también ocupa zonas de gran extensión en la costa, ahogando claramente a las especies nativas, siempre relacionada con ambientes salinos, lo que coincide con lo observado para el litoral onubense.

Cualitativamente, la chumbera brava, allí donde aparece es decisiva y por su carácter rastrero, impide el enraizamiento de otras especies (ya sean exóticas o nativas). Lo mismo puede decirse desde el punto de vista semicuantitativo, con una fuerte repercusión del carácter invasor, ya que el nivel actual del impacto (1A) es de 36 puntos y la capacidad innata de ser plaga (1B) es de 48 puntos, siendo la suma de ambos índices de 84 puntos (sobre 100), uno de los más altos observado para todas las especies estudiadas en el presente trabajo.

Finalmente, los trabajos cuantitativos abundan en esta hipótesis, con una presencia casi dominante en la zona de estudio, con una velocidad de expansión inusualmente rápida, por lo que tenemos sobradas razones para definir a esta especie como fuertemente transformadora.

La chumbera brava es posiblemente la primera especie que llegó a España desde América, ya que originalmente, esta opuntia se distribuye por las islas caribeñas. Se utilizó como valla ecológica durante el siglo XIX, dadas sus agudas espinas y su potente resistencia a depredadores. Su extensión por áreas adaptables como son las costas del sur de la Península Ibérica, la hizo muy eficiente hasta que se comprobó el daño que hace al ecosistema transformando el medio, lo que sólo se ha demostrado muy recientemente.

No obstante, no todo es negativo. Como las palas se extienden por el suelo y forman una red inexpugnable de espinas y púas, el sustrato es ideal para que los pequeños animales se refugien huyendo de depredadores. Así, hemos observado al extraer plantas completas, que debajo de las mismas aparecen multitud de lagartijas de los géneros *Psammodromus* y *Acanthodactylus*, las cuales especies se consideraban o extintas o en clara regresión, lo cual no justifica el mantenimiento de la chumbera brava.

Por ello, se considera que la erradicación de la chumbera brava no admite dilación y su alternativa es fácil, ya que el sustrato arenoso donde se asienta puede ser fácilmente colonizado por matorrales bajos como el romero o arbustos como la retama. Como sustituto de valla ecológica, la zarzamora es una magnífica alternativa, si bien, por la rápida expansión de esta última especie, debe vigilarse para que no obstante, tratarse de una forma nativa, no perjudique al resto del ecosistema.



Figura 12: Mancha mezclada de *Opuntia dillenii* y *Opuntia ficus indica*, compartiendo el mismo suelo en Isla Cristina.

IV.2.7. Chumbera (*Opuntia ficus indica* L. Mill., 1768)

En primer lugar, enfatizamos que la denominación de la especie como *Opuntia maxima* es absolutamente errónea. En ningún país del mundo, la chumbera común se

denomina así. Su nombre científico es *Opuntia ficus indica*, por lo que a partir de este momento, abandonamos la sinonimia para nombrar a la especie como es general.

La chumbera común, es posiblemente, la opuntia más extendida y con razón. Es una especie multipropósito, cultivada asiduamente en multitud de países, desde Canadá hasta el sur de Argentina y Chile, por todo el entorno mediterráneo, varios países africanos, Asia y Oceanía.

La chumbera común está en el litoral costero de Huelva menos representada en masa que la chumbera brava, pero más visible en cuanto a dispersión. Forma pequeñas manchas poco profusas, si se exceptúa su presencia como cerca viva, tanto en su forma inerme como espinosa; en cualquier caso, no representan manchas importantes ni continuas. Por otra parte, al ser una especie erecta, no rastrera, permite la colonización del sustrato por otras especies. Y finalmente, hay que tener en cuenta que la edad máxima de un pie de chumbera común no excede los cuarenta años. Si a ello, se añade que esta especie es el resultado de numerosas y continuas hibridaciones desde hace al menos 5.000 años, las semillas tienen escaso potencial germinativo, si no son estériles. De ahí que la única posibilidad de teórica extensión se realice casi exclusivamente por los tallos (Kiesling, 1998 y 2013; Blasco *et al.*, 2015).

No obstante lo anterior y teniendo en cuenta algunas evidencias puntuales en diversos ecosistemas mundiales, se considera especie invasora por instituciones privadas (UICN, 2000; CDB, 2002), aunque con un valor relativo y reconociendo las dudas al respecto. No se incluye entre las 100 especies invasoras más peligrosas, ni se cita como tal en la mayoría de informes, si bien, aparece como invasora en su forma espinosa y potencialmente invasora en su forma inerme (BOE, 2011), mientras que la forma espinosa es considerada invasora tanto a nivel nacional (BOE, 2013), como a nivel regional, no citándose la importancia de la forma inerme.

Si se lleva a cabo una valoración semicuantitativa, los cálculos dan resultados negativos. En efecto, el nivel actual del impacto (1A) es de 10 puntos y la capacidad innata de ser plaga (1B) es de 27 puntos, siendo la suma de ambos índices 37 puntos, una de las especies consideradas invasoras con el menor valor de impacto. Y ello para la forma espinosa, ya que para la forma inerme, el valor de impacto es de 18 sobre 100, todavía más bajo que la forma anterior.

Y si se atiende a su importancia cuantitativa, los valores son muy bajos, ya que en la zona de estudio, la densidad de chumberas es mínima y no se observa expansión, reduciéndose a fincas y áreas cultivadas, con una escasísima presencia en ecosistemas verdes. Por ello, creemos oportuno definir a la chumbera común, como especie naturalizada desde hace 500 años y no invasora, siguiendo a Richardson *et al.* (2000).

De todo ello, se desprende la no necesidad de buscar alternativa a *Opuntia ficus indica*, ya que no procede su erradicación. Es de destacar que España fue la nación que introdujo en el entorno mediterráneo la chumbera desde su área original de distribución, México, durante el siglo XVII. Actualmente, es el único país mediterráneo que no extrae beneficio de la especie. Italia dedica más de 5.000 hectáreas al cultivo controlado de chumbera común, aparte de extraer rendimiento de más de 100.000 hectáreas de chumberas silvestres en Sicilia y Cerdeña. Israel tiene plantadas más de 4.000 hectáreas, algo menos Grecia y Turquía. Malta extrae también beneficio de chumberas silvestres, lo mismo que Chipre. Portugal ha iniciado el cultivo de chumbera, con unas 500 hectáreas, existiendo ya una Asociación de cultivadores de chumbera y se han inaugurado tres fábricas de procesados. Y los países magrebíes comercializan los frutos

de más de 150.000 hectáreas de chumberas, utilizando las pencas como alimento forrajero. Señalar también que Etiopía tiene proyectado para el quinquenio 2012-2017, la siembra de 300.000 hectáreas de chumbera común para fruto, forraje y carmín, con la ayuda de FAO, prueba irrefutable de que las autoridades internacionales no consideran a esta especie como invasora, aunque sí otras del mismo género, como la ya citada *O. dillenii*.

Por último, señalar que esta especie ha sido cultivada en el sureste de la Península Ibérica, principalmente en Almería y Murcia, donde ha aparecido la cochinilla silvestre del carmín (*Dactilopius opuntiae*), la cual está causando estragos en estas plantaciones, extendiéndose la plaga hacia el norte, llegando ya a Valencia y hacia el oeste, donde ya ha sido citada en Granada, Málaga, Córdoba y Sevilla. Conscientes de este peligro, las autoridades italianas y portuguesas han dado la voz de alerta a la Unión Europea, avisando de que si estas plagas llegan a sus respectivas plantaciones, España será la responsable, instando a nuestro país a erradicar la plaga, lo cual hasta el momento no ha tenido eco.

IV.2.8. Cardón (*Cylindropuntia imbricata* Haw., 1812)

El cardón o cardenche es una cactácea utilizada en jardinería y menos conocida que las chumberas. En la zona de estudio se observa en algunos jardines privados y en Islantilla. Posiblemente la mancha más importante y extensa no está en el cinturón costero, sino formando una amplia cerca en la pedanía de La Ribera, con más de 500 metros.

Existe una cierta controversia, ya que para unos organismos es una especie invasora (UICN, 2000; CDB, 2002) y para otros, no tiene tal consideración. Desde luego, no aparece en ningún listado top. En BOE (2011) aparece en el listado como potencialmente invasora (no en el catálogo).

Desde un punto de vista cualitativo, no tiene tampoco ninguna repercusión en la zona de estudio y siguiendo el baremo elegido para un cálculo semicuantitativo, el impacto es relativamente bajo, no llegando en total a 50 puntos sobre 100. Y cuantitativamente, se corrobora la nula importancia en el litoral costero de Huelva. Por ello, se aconseja se mantenga una cierta vigilancia sobre la evolución de las poblaciones y si se observa una expansión, es fácil su eliminación, dada la escasa vitalidad de la especie.

IV.2.9. Vinagrillo (*Oxalis pes-caprae* L., 1753)

El vinagrillo se ha extendido ampliamente por las costas mediterráneas y forma grandes extensiones, confundiéndose con los tréboles. Dado que da lugar a mantos continuos, preferiblemente por zonas arenosas, se constata como problemática en la zona de estudio. No obstante, también coloniza otros ambientes incluso cultivados como olivares (Petsikos *et al.*, 2007), pudiendo a partir de un solo pie de planta ocasionar una dispersión en todas direcciones (Puetz, 1994). Por ello, casi todos los catálogos, consideran a esta especie como invasora, incluyendo el andaluz, no oficial. Igualmente, aparece como invasora en BOE (2013), pero potencialmente invasora en el listado nacional de 2011.

De todo ello, se deriva que hay dudas sobre la verdadera importancia de la capacidad invasora del vinagrillo. En el presente estudio, se demuestra que su potencial invasor es grande ya que se extiende rápidamente gracias a la producción de bulbos a partir de un bulbo fundador, lo que supone una reproducción vegetativa pero silenciosa porque no se ve. De ahí que cualitativamente se aconseja estar alerta y en caso de presencia real, su eliminación. Ello también se ve apoyado por el baremo semicuantitativo adoptado, cuyo nivel de impacto se sitúa en 32 y la capacidad innata en 30, es decir, un total de 62, superior a 50 sobre 100, lo que obliga a reflexionar sobre la capacidad invasora de la especie, ciertamente importante.

Desde el punto de vista cuantitativo, el vinagrillo se ve en todas las unidades ambientales, en algunas de ellas, muy bien representado, con una ocupación por encima de las 100 hectáreas, lo que hace al vinagrillo especialmente peligroso, dentro de las 10 especies invasoras más extendidas en la zona de estudio. Finalmente y siguiendo a Richardson *et al.* (2002), el vinagrillo es claramente una especie transformadora.

Por todo ello, se aconseja su erradicación, al menos en aquellas unidades donde su presencia es más conspicua, debiendo buscarse una alternativa. Posiblemente la especie nativa con más posibilidades de competir sea la rabaniza (*Diplotaxis eruroides* L., 1753), si bien en la zonas arenosas o dunares cercanas a la costa, puede pensarse en la azucena de playa (*Pancratium maritimum* L., 1753).

IV.2.10. Espartina (*Spartina densiflora* Brongn, 1829)

Como ya se ha citado, esta planta se siente particularmente cómoda en terrenos inundados y salinos, por lo que es abundante en la marisma (Mateos-Naranjo, 2008), bien representada en el litoral de Huelva (Nieva *et al.*, 2001). Es posiblemente, el vegetal más abundante en la marisma, ahogando a otras especies ya sean nativas o introducidas (Nieva *et al.*, 2001). Su presencia es universal, lo que prueba su alto índice de adaptación (Kittelson *et al.*, 1997).

Todas estas razones hacen que la espartina esté citada como invasora en todos los catálogos y listados (UICN, 2000; CDB, 2002), dentro de las 100 más invasoras y en todos los listados de especies invasoras de zonas costeras, especialmente preocupante para Andalucía. Citada igualmente en ambos decretos nacionales de 2011 y 2013.

Cualitativamente es destacable ya que se considera que una vez presente en un nuevo ecosistema, su expansión es muy rápida. Y siguiendo el baremo semicuantitativo, el carácter invasor es claro, puesto que alcanza un nivel de 76 puntos (impacto, 37 y capacidad innata, 39).

Desde el punto de vista cuantitativo de acuerdo con las datos analizados para evaluar la magnitud del impacto de esta especie, considerando la velocidad de invasión, estimamos una densidad total de 2.605.000 m² y ya que ha sido observada en todas las zonas con la misma unidad ambiental, catalogamos a esta especie como transformadora, según el criterio de Richardson *et al.* (2000). Por todo ello, creemos que su erradicación es urgente y no admite dilación alguna, debiendo ser sustituida por especies pertenecientes a otros géneros (*Salicornia* sp ?), evitando así la hibridación.

IV.2.11. Mercierella (*Ficopomatus enigmaticus* Fauvel, 1923)

Aunque se considera una especie invasora, su importancia es de carácter relativo, si aparece en bajas densidades, el efecto es positivo, ya que oxigenan los fondos y suponen un buen sustrato para la fijación de larvas de moluscos y crustáceos.

Por ello, no aparece entre las especies más peligrosas, tanto a nivel mundial como internacional. En el decreto nacional de 2011 aparece en su listado (potencialmente invasora), y no en su catálogo, aunque sí aparece en el catálogo de 2013, pero no en el listado de Andalucía, dada su presencia esporádica.

En efecto, dentro de la zona de estudio sólo se ha detectado su presencia en la marisma de Isla Cristina, en los caños de Pozo del Camino, donde es abundante en zonas muy restringidas.

Por ello, creemos que no son necesarias medidas de erradicación, sólo de vigilancia y observar la posible expansión de esta especie, cuya erradicación por aplastamiento es fácil.

IV.2.12. Picudo rojo (*Rynchophorus ferrugineus* Olivier, 1790)

El picudo rojo es un claro ejemplo del discutible tratamiento que se está dando a las especies denominadas invasoras. Tanto las definiciones más ambiguas como las más concretas, señalan que una especie es invasora, cuando se ha demostrado que es un peligro para las especies autóctonas o sus ecosistemas. Las definiciones más estrictas defienden que además, deben suponer un elemento transformador del conjunto ecosistemático.

Si se consultan los diferentes listados, cuesta trabajo encontrar algún catálogo que no incluya al picudo rojo entre sus especies. Ciertamente, es una plaga de las palmeras, que cuando se implanta es prácticamente imposible erradicar. Y pocas especies de la familia, resiste tal ataque.

Sin embargo, este comportamiento debe ser matizado. Si se atiende estrictamente a la definición (tanto cualitativa como cuantitativa), de especie invasora, el picudo rojo no es una especie invasora para la Península Ibérica, ya que su huésped, la palmera, no es una especie autóctona y la presencia de las palmeras está ligada a ambientes urbanos como jardines y urbanizaciones, es decir, ambientes artificiales, detectándose en *Phoenix canariensis*, *P. dactylifera* y *Washingtonia filifera*. La única arecácea autóctona es el palmito, particularmente resistente al picudo, no habiéndose citado ningún ataque a aquel por parte del escarabajo. Lógicamente, tampoco representa ningún peligro para ecosistemas naturales. Por todo ello, el picudo rojo no es una especie invasora para la Península Ibérica, aunque sí puede catalogarse como plaga, como lo puede ser la lagarta del maíz o el escarabajo de la patata, que atacan a especies foráneas cultivadas, pero no representan peligro alguno para especies autóctonas. Y las palmeras en la Península Ibérica, son árboles cultivados, que se importan desde el exterior o son mantenidos en viveros ornamentales.

Por ello, creemos que el picudo rojo no tiene cabida en ninguna lista nacional peninsular de especie invasora, de lo contrario se está adulterando la definición de invasión, por razones interesadas, lo cual no es sino una devaluación de la importancia y la repercusión que tienen las verdaderas especies invasoras.

Dejando a un lado esta aseveración, que consideramos fundamental para no perder la atención que debe ponerse en las especies invasoras como tales, es cierto que el picudo rojo supone un peligro inmenso para la jardinería, una plaga difícil de erradicar. Fue introducido a finales de los ochenta, a partir de plantones de palmera que provenían del norte de África, a su vez, importadas del sureste asiático (Esteban-Durán *et al.*, 1998).

Para la zona de estudio, no hay palmeral que no esté invadido por el picudo, observándose árboles con las palmas muertas y caídas. Incluso ya se están viendo adultos pululando por zonas muy alejadas de las palmeras, dentro de los pueblos, lo que supone que existe una sobrepoblación que no solamente acabará con las palmeras, sino que los troncos desnudos son reservorios para nuevas invasiones.

Por ello, consideramos al picudo rojo como especie no invasora, pero sí plaga que debe erradicarse. Por el momento y a falta de soluciones químicas, físicas o biológicas, la única manera de luchar contra la plaga es la eliminación de palmeras contaminadas y extracción de tocones y troncos, los cuales deben ser desmenuzados o quemados. Los restos de palmerales pueden valorizarse para usarlo como biomasa o compostaje, por lo que los reservorios serían destruidos, nunca los restos de palmera deben ser enterrados.

Para terminar, el picudo rojo sí es una especie invasora de la mayor importancia para las Islas Canarias, donde está haciendo estragos en la especie endémica (*Phoenix canariensis*). Este endemismo debe ser defendido a toda costa y todas las inversiones serán pocas para defender a la palmera canaria de este invasor insular, claramente transformador para las islas. Por ello, la mejor defensa para erradicar el picudo rojo en Canarias, es eliminando todas las palmeras introducidas (que por ser posibles vectoras del picudo, son invasoras) y sustituirlas por palmera canaria. Con el tiempo, el picudo rojo habrá desaparecido de las islas.

IV.2.13. Fúndulo (*Fundulus heteroclitus* L., 1766)

A diferencia de la especie anterior, el fúndulo sí es claramente una especie invasora y muy abundante en la zona de estudio. Su presencia es casi nacional, apareciendo desde las marismas del Ebro (Gisbert & López, 2007) hasta el Guadalquivir (Fernández-Delgado, 1989), colonizando todo el suroeste peninsular (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1998).

El fúndulo se adapta a condiciones eurihalinas casi extremas, pudiendo vivir en ríos o en marismas, incluso en pilas salineras (obs. pers.). Esta citada en la mayoría de los listados, pero no aparece entre las más peligrosas a nivel mundial, ni dentro de las 20 más peligrosas de España, pero sí lo está en ambos catálogos nacionales de 2011 y 2013.

A nivel semicuantitativo está claramente identificada como invasora con una alta puntuación, siendo el fúndulo, transformador en todas las zonas marismeñas, con una gran abundancia, puesto que en todos los despeques realizados aparece en dominancia (4).

El status invasor del fúndulo aconseja su erradicación, pero la historia natural de la especie apostilla lo difícil de su eliminación. Posiblemente, la única solución, dada su particular abundancia es su captura masiva y conversión en harina de pescado, lo que

puede ser valorado por empresas privadas que ayudarían en su erradicación sin costes para el erario público, a la vez que crearía empleo.

IV.2.14. Gambusia (*Gambusia holbrooki* Agassiz, 1895)

Como se sabe, la gambusia fue introducida como agente antipalúdico, depredando sobre larvas de mosquito. Este objetivo fue ampliamente conseguido, pero tuvo como resultado inesperado su tremenda prolificidad y adaptación a cualquier masa de agua. En salinas, compite con ventaja con especies autóctonas (Alcaraz *et al.*, 2008), con una considerable supervivencia (Hubbs, 2000), siendo casi dominante en las masas de agua de las charcas subsidiarias del Guadiana (Pérez-Bote & López, 2005) y del Piedras (Sousa *et al.*, 2006).

En concordancia con estas aseveraciones, la gambusia está definida como invasora tanto a nivel internacional, como nacional y se incluye entre las 100 especies más peligrosas a nivel mundial. Igualmente, en todos los reales decretos de España y en especial en el listado de Medio Ambiente de Andalucía.

En la zona de estudio, está más restringida que la especie anterior, más adaptada a ambientes menos salinos, por lo que es muy aparente en las lagunas del Portil y lagunas menores de agua dulce del litoral, pero también en ambientes ligeramente salobres.

Desde el punto de vista cuantitativo, el presente estudio le da su importancia, pero aseveramos que esta, es menor que para el fúndulo, con una puntuación semicuantitativa de 3.

Dado que la presencia de la gambusia en la zona de estudio está reducida a ambientes muy específicos y en zonas donde la abundancia de mosquitos es muy grande, cercanas a concentraciones urbanísticas, se aconseja no intervenir contra ella, ya que puede ser en el futuro un agente muy efectivo contra el mosquito tigre.

IV.2.15. Pez sol (*Lepomis gibbosus* L., 1758)

Especie introducida como agente limpiador, las consecuencias ambientales negativas han sido mucho mayores que sus ventajas. Depredador nato, se alimenta profusamente de alevines de especies autóctonas, por lo que es un elemento muy peligroso para el mantenimiento de las poblaciones nativas de peces, lo que ya ha sido demostrado en otras regiones (Pérez-Bote *et al.*, 2010).

En todas las zonas donde ha sido introducido ha causado problemas siendo un claro agente perturbador (Almeida *et al.*, 2009). Las primeras apariciones parece que fueron en el río Guadiana y sus afluentes (De Lope & De la Cruz, 1985; Pérez-Bote *et al.*, 2001), adaptándose muy bien a cualquier temperatura, aunque las altas le favorecen frente a otras especies (Dembski *et al.*, 2006), alimentándose de todo lo que se mueve (Godinho & Ferreira, 1998; Vila & Gispert, 2007), incluso se ha observado en depósitos de refrigeración (Zapata & Granado-Lorencio, 1993), habiéndose extendido por toda la Península Ibérica (De Sostoa *et al.*, 1987).

En la zona de estudio, el pez sol es cualitativamente escaso, pero en las masas de agua dulce del litoral, es muy abundante habiéndose adaptado a todas las situaciones e incluso a estíos con escaso nivel hídrico, lo que le confiere una clara ventaja sobre las

especies autóctonas, además de alimentarse de sus huevos, alevines y cadáveres. Por todo ello, si bien, este pez está poco extendido, donde aparece es dominante (4).

Se aconseja pues, su erradicación, lo cual puede realizarse desde la empresa privada, que puede capturar selectivamente individuos y previa esterilización, ser ofertados como peces de acuario, dada la belleza de su morfología y su adaptabilidad. De esta manera, la erradicación se realizaría sin costes y crearía empleo, como se ha llevado a cabo en otros países.

IV.2.16. Perca americana (*Micropterus salmoides* Lacépède, 1802)

Introducida como especie piscícola de interior, actualmente se considera invasora por varias organizaciones, si bien, en algunos países está considerada de interés piscícola y no es invasora (como en Portugal, Lei de 1999). Lo mismo ocurre en otros países europeos como en Alemania o en Francia (lo cual es un problema, ya que las percas pueden pasar de una cuenca hidrológica a otra, sin tener en cuenta interpretaciones sociales humanas).

Para España, la especie se considera invasora en todos los catálogos nacionales y regionales, debido a su facilidad de aclimatación (Zavala, 1983) y su amplio rango de alimentación (Nicola *et al.*, 1996; Godinho & Ferreira, 1998).

Que la especie debe ser controlada y si es posible, erradicada es un objetivo concordante. Sin embargo, la mecánica de actuación es diferente. Algunas comunidades autónomas, siguiendo la política de otros países, han decidido autorizar la pesca con muerte y retirada de ejemplares, sea cual sea su tamaño y época del año. Pero en otras regiones, se ha considerado más oportuno, prohibir la pesca, lo que puede suponer un incremento de las poblaciones.

Para la zona de estudio, la perca americana ocupa los mismos hábitats que la perca sol, siendo ambas competitivas, pero respecto de las formas autóctonas, los ataques se complementan, por lo que donde coinciden, las especies nativas llevan las de perder. No obstante, la importancia invasora es menor que en el caso de la perca sol, ya que la pesca deportiva supone un freno a su desarrollo poblacional, de ahí que se le otorgue una puntuación menor que a aquella (3).

Recientemente, se ha promulgado un decreto por el que se va a prohibir la pesca de la perca americana. Ello más que una mejora en el equilibrio ecosistemático, puede suponer un descalabro ambiental para las poblaciones piscícolas nativas. Por el contrario, se aconseja que dado el aprecio que tienen los pescadores deportivos por esta especie, la solución más plausible es la de autorizar la pesca selectiva y no sólo con caña sino también con redes, liberando especies autóctonas y reteniendo las alóctonas, ya sean *Lepomis* como *Micropterus*.

IV.2.17. Galápago de Florida (*Trachemys scripta*)

El galápago de Florida debe su expansión al haberse comercializado en todo el mundo a partir de empresas privadas de Estados Unidos, desde donde se han exportado millones de pequeñas tortugas, las cuales, eran liberadas en medios alóctonos, formando poblaciones estables con un gran éxito ecológico. De ahí que sea considerada invasora por muchas organizaciones, apareciendo así en los catálogos nacionales y regionales del país. No obstante, todavía se venden pequeños ejemplares, aunque está prohibida su

importación. Este galápago tiene un amplio rango de alimentación, no despreciando la carroña (como cualquier otro galápago), pero es también depredador, considerándose un elemento provocador en la disminución de larvas de anfibios. Su adaptación a nuevos hábitats es grande (Martínez-Silvestre *et al*, 2011), incluso se atreve con ambientes salobres (Pleguezuelos, 2002).

En la zona de estudio aparece en las lagunas dulces, pero no lo hemos observado en marismas ni en lagunas salobres, a pesar de que algunos observadores aseguran haber visto a este galápago por las marismas. Debido a estas limitaciones, el nivel de invasión es considerado por el presente trabajo, mínimo, no siendo ni tan siquiera competidor de galápagos nativos, con un baremo de 1.

No obstante lo anterior, si se desea erradicar, debe considerarse la iniciativa educadora, aconsejando que cuando se capturen ejemplares, sean retirados y entregados a las autoridades administrativas. Ya que el galápago de Florida tiene ubicación universal, ha sido utilizado como animal de laboratorio. Siguiendo este contexto, los ejemplares capturados podrían ser entregados a instituciones tecnológicas de investigación y desarrollo, así como centros zoológicos, donde el control está asegurado. Estos cometidos son más sensatos que el simple sacrificio, lo cual hoy, no tiene sentido.

IV.2.18. Bengali rojo (*Amandava amandava* L., 1758)

En la zona de estudio, el bengali ha sido observado en ocasiones por zonas de invernadero arbustivo (frambuesa, arándano), incluso herbáceo (fresa). Su presencia no es alarmante, dado que no forma bandadas. También se le ha visto en los arbustos como cañas y cortaderia que son especies exóticas invasoras introducidas, en las áreas cercanas a la costa y urbanizaciones, aunque de estas zonas, es desplazado por el rabilargo.

Como especie invasora es citado en numerosos catálogos, incluyendo los oficiales de 2011 y 2013, pero no oficioso de Andalucía. Tampoco es considerada una especie particularmente peligrosa, en ninguno de los listados de organizaciones privadas, pero sí se reconoce su carácter invasor (?).

En la zona de estudio, la definimos como no peligrosa, siendo fácilmente desplazada en los bosquetes litorales por el rabilargo y en los cultivos abiertos por gorriones. Pulula por los invernaderos en busca de insectos, por lo que desde este punto de vista es beneficioso y dado su vistoso plumaje, a los ciudadanos les atrae y no los molesta.

En el baremo elegido para analizar las especies invasoras animales dentro del presente estudio se valora con un nivel bajo (1).

IV.2.19. Pico de coral común (*Estrilda astrild* L., 1758)

Como en el caso anterior, el pico de coral ha formado algunas poblaciones asilvestradas provenientes de escapes fortuitos en la zona de estudio, pero no parece definir un peligro para las poblaciones nativas ni para sus ecosistemas. Su expansión ya fue denunciada para muchas áreas de España, sobre todo en zonas urbanas densas y grandes ciudades (Reino & Silva, 1998), pero no se ha demostrado su peligrosidad en ecosistemas naturales ni tan siquiera ruderales. En la zona de estudio, se han observado

algunos ejemplares por áreas de sembrado, de la misma manera que la especie anterior, teniendo los mismos problemas que el bengalí, es decir, queda desplazado por especies sociales mucho más competitivas, como el rabilargo y el gorrión. En los sembrados abiertos, es desplazado por especies solitarias como el mirlo y la urraca.

No obstante, aparece citada en los catálogos nacionales y en el listado andaluz, pero no se considera internacionalmente una especie peligrosa, aunque su expansión preocupa. En muchos lugares del mundo se considera más que una invasora, una especie naturalizada, ya que los escapes tan esporádicos, no suele causar problemas al ecosistema, incluso ya viene catalogada como especie propia.

Como en el caso anterior, creemos que para nuestra zona de estudio, el pico de coral no tiene una presencia importante, aunque se ha observado en los plumeros de la pampa y cañaverales que son especies exóticas invasoras en la zona de estudio, también esporádicamente presente en áreas de sembrado, en busca de grano, con fuerte competencia por los autóctonos que tienen el mismo hábitat, siendo mantenido a raya por dichas especies nativas, por lo que no necesita por el momento ninguna medida especial de erradicación. Incluso su presencia por los campos de golf resulta agradable para los ciudadanos, que no los molesta.

Dada la escasa presencia e importancia del pico de coral en la zona de estudio, catalogamos dicha presencia de no peligrosa (1).

IV.3. Especies Exóticas Invasoras según el Catálogo y el Listado Español (R.D. 1628/2011)

Para la discusión del presente trabajo se han tomado como base los diferentes catálogos y listados que están publicados para España. En el capítulo anterior, se han citado las especies supuestamente invasoras observadas en la zona de estudio según el Decreto vigente para España. Sin embargo y en nuestra opinión, en dicho Decreto no se incluyen todas las que hemos observado en el litoral costero de Huelva. De ahí que hayamos considerado muy útil tomar como referencia, igualmente un Decreto anterior, actualmente sin vigencia legislativa, pero que desde el punto de vista ecológico, tiene su importancia, ya que en dicho Decreto de 2011, la discriminación entre especies invasoras y potencialmente invasoras se considera muy útil, lo cual, tiene su repercusión social, puesto que las especies citadas en el catálogo, tienen prohibidos su uso y tenencia, mientras que las potencialmente invasoras (definidas así, porque en otras zonas del planeta, sí han demostrado su carácter invasor, aunque no en nuestro país), se autoriza su uso y explotación, siempre a responsabilidad del interesado.

A continuación discutimos el posible carácter invasor de las especies citadas en dicho Decreto de 2011. Son ocho especies vegetales y cinco especies animales, con distinta repercusión y que tratamos a continuación.

IV.3.1. Acacia de hoja azul (*Acacia saligna* Labill., 1820)

Un árbol utilizado en jardinería y para adornar autovías y carreteras. Se reproduce asiduamente por semillas, si bien, muchos insectos se alimentan de las mismas limitando su expansión. Se utiliza además como planta forrajera y biomasa. Muy recientemente, se ha descubierto el poder antihipertensivo de sus semillas y su utilidad como alimento o aditivo para diabéticos y celíacos.

Introducido en todas las zonas templadas del planeta, sin embargo no provoca una gran preocupación, de tal manera, que la mayoría de las veces, es catalogada como potencialmente invasora, salvo en los listados atomizadores, que sí aparece citada.

En la zona de estudio se observa en urbanizaciones privadas de prácticamente toda la costa, sin formar extensiones ni manchas continuas, salvo en aquellas áreas plantadas exprofeso como son las vías públicas, sin observarse tampoco expansión a partir de estos cultivos ornamentales.

Cualitativamente, esta acacia se encuentra presente en todas las unidades estudiadas y si se atiende a su profusión en carreteras de la zona y tan frecuente en urbanizaciones, cuantitativamente tiene su importancia con un nivel actual de impacto (1A) de 28 puntos y su capacidad innata de ser plaga (1B), de 41 puntos, por lo que la suma de ambos índices es de 69 puntos, lo cual presta a esta especie una importancia en tanto que especie invasora, por encima de su potencialidad, ya que ocupa cerca de 30.000 m².

He aquí un ejemplo de una especie, considerada potencialmente invasora, fácil de erradicar, pero que por su profusa utilización en jardinería, los análisis del presente estudio la catalogan de transformadora, al mismo nivel que el plumero argentino. Por ello, se considera positiva su erradicación y sustitución por especies autóctonas, siendo elegible cualquier arbusto o árbol bien adaptado al litoral, como la retama. En carreteras y autovías, la adelfa o la genista llevan a cabo la misma función y en urbanizaciones, multitud de pequeños arbustos autóctonos cumplen con dichos requisitos, incluyendo el acebuche.

IV.3.2. Margarita africana (*Arctotheca calendula* L., 1753)

Herbácea que se reproduce tanto por semillas como vegetativamente. No obstante, su expansión es débil colonizando sobre todo, áreas desnudas, por lo que compite mal con especies autóctonas. Considerada invasora en muchos catálogos, no aparece como tal en el catálogo nacional de 2013 y es potencialmente invasora para el decreto anterior de 2011. Sí aparece como invasora para sistemas dunares e igualmente citada como invasora en el listado andaluz, que sin embargo, no tiene carácter oficial.

En la zona de estudio, la margarita africana tiene una importante presencia en la zona de estudio y ocupa un total de 17.800 m², visible en todas las zonas de igual unidad ambiental. Según nuestros cálculos el nivel actual de impacto es relativamente alto (30) y con cierta capacidad de dar lugar a una plaga (17), por lo que da un total de 47 puntos, lo que implica que la definición de potencialmente invasora, para la zona de estudio, es muy adecuada.

Por ello, aconsejamos que la margarita africana sea vigilada por si en un futuro debe ser considerada realmente invasora o por el contrario, la competencia natural con especies nativas ha tenido su efecto y la margarita disminuye su presión. De la misma manera, no es necesario, su sustitución por especies propias.

IV.3.3. Caña común (*Arundo donax*, L., 1753)

La caña es un claro ejemplo de una especie cuya introducción artificial en la Península Ibérica es dudosa. Su área original de distribución parece ser Asia (India?) y de aquí se ha extendido por todo el mundo, habiendo sido ya citada en el antiguo Egipto

y en el Nuevo Testamento. Por ello, es posible que la presencia en Iberia sea natural, pero también es posible que haya sido introducida con diversos fines: energía, vivienda, etc. En cualquier caso, su introducción es antigua y puede catalogarse de paleófito, es decir, introducida antes de principios del siglo XVI. Por ello, en muchos catálogos no aparece y en otros se considera de dudosa definición.

De todas maneras, sea introducida o no, la expansión de la caña es tremenda e invade todo tipo de hábitat, ahogando a otras poblaciones, ya sean cultivadas o no, consumiendo una gran cantidad de agua (Watts & Moore, 2011), y extendiéndose mediante rizomas subterráneos varios kilómetros desde su punto de origen (Boland, 2006). Baste ver cómo de cañas queda una zona después una inundación o una playa tras un temporal.

La zona de estudio no es una excepción y todas las unidades ecosistemáticas elegidas presentan manchas extensas de cañas, incluyendo áreas de cultivos, vallados, acequias, vaguadas, tierras abandonadas, riberas, incluso en marismas y lagunas salobres. Por ello, los cañaverales son zonas de refugio y nidificación de numerosas aves, pero también de insectos-plaga y roedores.

Dejando a un lado la controversia sobre si en España es introducida o extendida desde su área primitivamente original, para otras regiones del mundo con barreras geográficas, está claro que la caña es una especie introducida, fuertemente invasora y se considera una de las especies más dañinas para los ecosistemas naturales y lógicamente, un peligro inmenso en las áreas insulares. En Estados Unidos se combate de manera especial, sobre todo en las zonas más cálidas, como en Florida o California (Abinchandani, 2007). Por lo demás, dado que las masas de cañas se aprietan considerablemente, cuando se secan son claras candidatas a fuegos que se extienden peligrosamente a través de los rizomas (Scott, 1994; Coffmann *et al.*, 2010).

Como es lógico, siguiendo el criterio de que la caña es posible que se haya instalado en la Península Ibérica de forma natural, no está incluida en los decretos nacionales de 2011 y 2013, aunque sí se considera invasora para Canarias, sin que se cite Baleares (?).

Desde un punto de vista cuantitativo, en la zona de estudio, se ha estimado un impacto de 32 puntos y una capacidad de convertirse en plaga de 37, dando por ello, un total de 69 puntos sobre 100, lo que se corresponde con una especie de alto riesgo, calculándose una ocupación de cerca de 60.000 m² para toda la zona de estudio. Por ello y con independencia de su origen, por el momento incierto, no hay duda de que la especie es transformadora, según los criterios de Richardson *et al.* (2000).

Así pues, la erradicación de la caña es una necesidad, por su repercusión ecológica. La sustitución por otras especies no cabe en este caso, ya que no se está tratando con una especie claramente invasora en el sentido de su aloctonía, pero sí es necesario controlar su expansión. Y ello es fácil, dada la utilidad de la especie. Como material biomático, la caña es indudablemente un vegetal de elección. Produce más biomasa por hectárea que cualquier otra planta (50 toneladas), con una energía equivalente de 18.000 Kj/kg.

Arundo donax es un claro ejemplo de una especie que sin conocerse a ciencia cierta su origen natural o introducida por el hombre, es invasora y transformadora. Es lógico pensar que su utilidad para la construcción de cabañas y cobertizos, fuera una razón (y lo sigue siendo) para su expansión. Un ejemplo también de que una especie no

tiene que ser introducida por el hombre para catalogarse de invasora y cuyo tratamiento debe ser independiente de su origen.

IV.3.4. Cotula (*Cotula coronopifolia* L., 1753)

Especie bien adaptada a zonas encharcadas y humedales, resistiendo bien la salinidad, razones por las que la hemos encontrado en todas las zonas estudiadas de igual unidad ambiental, formando a veces, grandes extensiones continuas, sin permitir la presencia de otras especies.

Algunos catálogos la consideran netamente invasora para el sur de Europa y círculo mediterráneo, pero otros listados no la creen como tal y ni la citan, mientras que los decretos nacionales consideran esta especie como invasora exclusivamente en Baleares. Sin embargo, la mayoría de catálogos no la consideran demasiado peligrosa, por lo que no describen políticas de actuaciones contra ella. Sí está catalogada como invasora para el listado andaluz, si bien, no se incluyen actuaciones específicas.

Atendiendo a su valoración semicuantitativa, la presencia en todas las unidades y las extensiones que ocupan, se estima un nivel de impacto (1A), de 32 puntos y una capacidad innata de convertirse en plaga (1B), de 37 puntos, siendo la suma de ambos índices de 69 puntos, suficiente para ser considerada claramente invasora y transformadora. En efecto, la densidad calculada ha sido de 208.000 m², igualmente suficiente como para ser catalogada de transformadora.

Se aconseja su erradicación lo más urgentemente posible, sustituyendo la especie por salicornias y juncáceas, cuya fortaleza garantiza la victoria en la erradicación.

IV.3.5. Crocosmia (*Crocosmia x crocosmiiflora* Lemoine, 1898)

La crocosmia la hemos visto en muy pocos jardines de urbanizaciones costeras de Islantilla y el Portil, adornando las entradas de hoteles y de chalets. Su presencia en la zona es esporádica y se cita aquí como planta de jardinería, considerada invasora por algunos pocos listados, no apareciendo en el nacional de 2011, citada exclusivamente como potencialmente invasora y sin especificar actuaciones. En el nacional de 2013 ni tan siquiera aparece.

Se ha estimado una densidad de menos de 1.000 m², con un nivel de impacto de 5 puntos y capacidad de plaga de 23 (a tenor de su presencia en otros puntos del planeta), por lo que su valor total es de 28 puntos, lo que la hacen no peligrosa ni invasora, según la definición cualitativa. Atendiendo a Richardson *et al.* (2000), sólo puede definirse a la crocosmia en la zona de estudio como planta ornamental, deseable de ser sustituida y no utilizada como tal, previniendo así, posibles peligros futuros. El romero o cualquier otro matorral aromático es un buen sustitutivo de la crocosmia, sin que por ello, se pierda belleza y olor.

IV.3.6. Eucalipto (*Eucalyptus* sp., L'Hér., 1789)

Ya que la problemática de los eucaliptos al menos en la zona de estudio es la misma se ha creído oportuno discutir dicha problemática a la vez, para ambas especies, el eucalipto rojo (*Eucalyptus camaldulensis*, Dehnh., 1832) y el eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus* Labill., 1800), en aras a la brevedad.

A pesar de que en muchos catálogos y listados, se define a los eucaliptos como especies invasoras, la misma definición aleja a estas especies de la consideración de invasores. No aparecen en el decreto nacional de 2013 y en el de 2011 quedan definidos como potencialmente invasores para Canarias. Sí aparecen en el listado andaluz, aunque sin carácter oficial.

La densidad de *Eucalyptus camaldulensis* es en la zona de estudio mucho mayor que la de *E. globulus*. Ambas especies dan lugar a una masa forestal que ocupa unos 125.000 m², observándose en mayor o menor abundancia en todas las unidades ambientales del litoral.

Como se sabe, los eucaliptos fueron introducidos y cultivados con fines forestales y económicos, más tarde para adornar vías pecuarias y caminos rurales. En la zona de estudio, forman pequeños bosquetes salpicados entre pinos, enebros, retamas y lógicamente urbanizaciones costeras. Por ello, la función de los eucaliptos es diferente en el litoral costero de Huelva que en las zonas de interior, donde los eucaliptos fueron plantados para alimentar de madera a las papeleras próximas. En el litoral cumple además, con un cometido adicional, la de evitar el encharcamiento de zonas dunares y corrales.

Si se atiende estrictamente a la definición cualitativa de especie invasora, los eucaliptos no son tales, ya que no forman masas continuas de manera espontánea, no se extiende ni se reproduce por sí mismo, ni por semillas ni de manera vegetativa. En ningún momento se han visto pimpollos de eucaliptos como no sean plantados exprofeso. Eso sí, tienen capacidad de rebrotar a partir de tocones, por lo que desde un eucalipto cortado y con raíces sin extraer, pueden surgir nuevas ramas. Pero nunca a partir de semillas o ramas independientes.

Siguiendo a Richardson *et al.* (2000), los eucaliptos tampoco pueden ser considerados especies invasoras ya que en el tiempo no se extienden y se mantienen individualmente en el mismo espacio en que fueron originalmente plantados.

Otra cosa es la acidez que aportan al suelo con sus desechos, tanto las cortezas desprendidas como las hojas caídas y muertas. Pocos parásitos se atreven con estos desechos de manera que el suelo donde viven los eucaliptos se ven alfombrados de residuos de los árboles. Por ello, donde están presentes los eucaliptos pocas especies se observan en sus cercanías, algunas retamas, desperdigadas azucenas de arena y otras especies consideradas potencialmente invasoras (tomatito), o claramente invasoras como la chumbera brava.

Por todo ello, si por un lado consideramos que los eucaliptos no son especies invasoras pues no cumplen con dicha definición, por otros sí creemos que son especies transformadoras, ya que influyen y muy negativamente sobre el ecosistema, lo cual no es una propiedad inherente a especies introducidas. En el litoral costero, el pino piñonero (que a pesar de no ser una exótica), ha sido plantado exprofeso, ya que la zona antiguamente estaba poblada por matorrales dunares y nunca por pino, habiéndose llevado a cabo sucesivas repoblaciones desde finales del siglo XIX y durante el siglo XX. Las acículas del pino piñonero, producen el mismo efecto que los desechos evacuados por los eucaliptos, con más intensidad si cabe, si se incluyen como elementos distorsionadores, los innumerables nidos de procesionaria que cayendo al suelo, intoxican al mismo.

En resumen, de acuerdo con las definiciones de especies invasoras, no consideramos a los eucaliptos del litoral costero de Huelva, como tales, pero sí son

transformadores. Dado que la industria papelera no necesita ya de este árbol, puesto que consigue su materia prima desde países asiáticos y más baratos, y como ornamental, tiene fácil sustitución, cuando paulatinamente se vayan talando los bosquetes de eucaliptos, proponemos una refertilización del suelo y prepararlo para recibir una flora más acorde con el ecosistema. Como anécdota, señalar que en Vilagarcía de Arousa (Galicia), se da la paradoja de que el eucalipto es considerado especie potencialmente invasora, pero un ejemplar por su tamaño y altura, está protegido y forma parte del patrimonio forestal intocable, teniendo 12 metros de circunferencia y 48 metros de altura.

IV.3.7. Lantana (*Lantana camara* L., 1753)

Utilizada como ornamental y en jardinería, su importancia como invasora es más importante que la crocosmia, pero su presencia en la zona de estudio no es decisiva, toda vez que se reduce a urbanizaciones, de donde las aves han extendido su presencia sin ser preocupante. Aparece en el catálogo nacional de 2011, como potencialmente invasora, pero no es citada en el de 2013. No obstante se cita entre las 100 especies invasoras más peligrosas (2000), pero no invade las islas mediterráneas, a no ser que se haya introducido como ornamental. Tampoco está considerada como invasora en el listado andaluz.

En cuanto a su presencia en la zona de estudio, salvo en algunos puntos donde aparece de forma natural y como consecuencia de la diseminación animal de sus semillas, se reduce a zonas ajardinadas, con una densidad de menos de 7.000 m², siendo por ello su presencia mucho menos importante que otras especies utilizadas en jardinería.

Dada esta presencia, estimamos un nivel de impacto de 9, para una capacidad de plaga en la zona de 25 puntos, lo que hace un total de 34. Por ello, consideramos que reconociendo su poder invasor, en la zona de estudio, debe ser una especie vigilada por el momento, aconsejándose su sustitución por especies ornamentales autóctonas, muy numerosas como para tener que acudir a especies como esta. En cuanto a su capacidad de transformación, ya que no forma extensiones continuas, no creemos que tenga ese rango siguiendo a Richardson et al., (2000).

IV.3.8. Ricino (*Ricinus communis* L., 1753)

Otra especie cultivada por razones medicinales y ornamentales. Considerada como invasora, su capacidad de invasión no ha sido bien definida, de tal manera que para unos autores es expansiva y para otros, esta capacidad de invasión es muy reducida. No obstante, aparece en el catálogo UICN de 2000 y en la preservación de la biodiversidad de 2002.

Aparece catalogada en el decreto de 2011 como invasora, pero el de 2013 la considera invasora sólo en Canarias. Sí aparece en el listado privado de Andalucía, pero no en otros catálogos, ni entre las 100 más peligrosas a nivel mundial.

En la zona de estudio, el ricino está muy pobremente representado, con una densidad calculada de menos de 300 m², habiéndose observado solo en ambientes dunares junto con un matorral que no se preocupa por la presencia del ricino y en zonas influidas por la marisma. Por ello, el nivel de impacto es mínimo, estimándose en 2,

mientras que su capacidad de plaga en la zona es igualmente mínimo, estimándose un valor de 12, siendo la suma de ambos de 14 puntos, muy bajo para tener a esta planta en consideración.

Por todo ello, no consideramos al ricino especie invasora en la zona de estudio, aunque dado que lo es para otras zonas, creemos oportuno su eliminación, cosa que no requiere ninguna urgencia, salvo si se denuncia su extensión siguiendo las aseveraciones de Richardson *et al.* (2000). Igualmente, no debe ser utilizado como ornamental en el litoral costero de Huelva, previniendo así, futuras invasiones.

IV.3.9. Anémona del Pacífico (*Haliplanella lineata* Hand, 1789)

Esta especie es considerada invasora por muchos organismos y listados, pero no aparece en el decreto nacional de 2013 y es definida como potencialmente invasora en el de 2011. De todas maneras, todos los catálogos reconocen que no es una especie peligrosa.

En la zona de estudio hemos visto una pequeña masa en Ayamonte y parece que está presente en piedras sumergidas de las marismas de Almonte. Por todo ello, no consideramos a esta especie nada peligrosa, pero por su status en otras zonas del planeta, debe mantenerse la vigilancia, aunque si apareciera más asiduamente, no resulta ser especialmente competitiva ya que no altera el ecosistema.

IV.3.10. Ostra japonesa (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793)

La ostra japonesa es una especie cultivada que se ha observado esporádicamente en zonas próximas a las áreas de cultivo.

La ostra japonesa, según el artículo 2.5 está en la lista de especies del Anexo IV, del Reglamento (CE) 708/ 2007 del Consejo, sobre el uso de las especies exóticas en acuicultura. Como excepción no se aplica a esta especie, salvo que los Estados miembros deseen tomar medidas para restringir su utilización en su territorio. También está incluida en el listado de denominaciones comerciales de especies pesqueras y de acuicultura admitidas en España por Resolución de 8 de febrero de 2013.

Por lo demás, no está catalogada dentro de las 100 especies peligrosas, ni en catálogos más o menos restrictivos. En la Comunidad Autónoma de Andalucía se comercializa, estableciéndose incluso tallas mínimas de captura.

En la zona costera de Huelva, la consideramos muy escasa en Punta Umbría, Cartaya y Lepe, algo más abundante en Isla Cristina y Ayamonte. De todas maneras, dada la comercialización de la especie y el nulo reclutamiento intencionado, es lógico pensar que actualmente, las poblaciones están controladas por razones económicas y en el futuro, como toda especie presionada por pesca, disminuirá su presencia, por lo que no necesita de actuación especial alguna.

IV.3.11. Almeja japonesa (*Venerupis philippinarum* Adams & Reeve, 1850)

Especie cultivada asiduamente en los esteros de Cádiz y Huelva, muy apreciada y altamente comercializada. Se cita en el medio natural, debido a escapes esporádicos desde los semilleros. Catalogada como especie invasora (en Italia se ha citado su rápida expansión, Breber, 2002), no citada en el decreto nacional de 2013, pero sí como

potencialmente invasora en el de 2011. El tratamiento que se le da es el mismo que a la ostra japonesa y está incluida en el listado de denominaciones comerciales de especies pesqueras y de acuicultura admitidas en España, Resolución de 8 de febrero de 2013. Por todo ello, las aseveraciones emitidas para la ostra japonesa, se aplica a la almeja, ya que su presencia y tratamiento es idéntico. Por las mismas razones, no se considera necesaria ninguna actuación, puesto que la especie es autorregulada por el sector pesquero, cuya extracción crea además empleo y su control no supone coste alguno para el erario público.

IV.3.12. Artemia de cultivo (*Artemia franciscana* Kellog, 1906)

Este branquiópodo anostráceo tiene su origen en los sustratos salados de Utah (Salt Lake), de donde proceden todas las artemias cultivadas para acuicultura, incluyendo España. Es evidente que esta especie es criada porque los conocimientos sobre la misma son muy destacados, en comparación con los estudios dedicados a otras artemias.

Lo cierto es que la artemia de cultivo ha invadido muchos ecosistemas salobres y marismes, procedente de las piscifactorías, lo cual no quiere por eso decir que se haya demostrado que sea una amenaza para las artemias nativas, simplemente que conviven ambas. Tampoco es cierto que sean una amenaza para el ecosistema marismes, al menos no ha podido ser demostrado, todo son conjeturas.

Por lo demás, la diferenciación de ambas especies debe hacerse mediante técnicas moleculares siempre con certeza. Ello hace imposible aplicar una política de erradicación. La única solución se basa en la utilización de la especie nativa, *Artemia salina*, la cual por el momento no es posible, salvo que se faciliten los fondos necesarios para investigación que suponga la obligación de uso de la artemia oriunda, que podría ya ser competitivamente económica frente a la artemia exótica. Mientras tanto, las dos artemias conviven en el mismo hábitat, de la misma manera que habitan muchas especies próximas del mismo género, sean o no introducidas (eucaliptos, chumberas, avispa, etc).

Por todo ello y aun admitiendo que *Artemia franciscana* sea potencialmente invasora con posibilidades de convertirse en realmente invasora, no creemos que sea una amenaza para el ecosistema. Por lo demás, la erradicación es prácticamente imposible debido a lo inútil de su identificación individualizada, considerándose oportuno si es posible, incrementar las poblaciones de la artemia nativa y facilitar a las empresas los conocimientos suficientes para que el uso de *Artemia salina* sea rentable y asiduamente utilizada en acuicultura.

En cuanto a la cuantificación del impacto y su definición como plaga, desconocemos la importancia cuantitativa de la presencia de *Artemia franciscana* y en consonancia con otros autores suponemos que esta presencia debe ser importante, pero la comparación con la forma nativa se desconoce. Por ello, no nos atrevemos a cuantificar el impacto, sólo dudar de que sea una especie transformadora.

IV.3.13. Gusano ancla (*Lernaea cyprinacea*, L., 1758).

Parásito de peces dulceacuícolas, no se ha observado en la marisma, pero sí se tienen noticias de su presencia en individuos pescados en las lagunas del Portil, sobre

todo en carpas, lo cual también ha sido citado en la misma especie en el Guadiana (Pérez-Bote, 2000). Es especie invasora (siguiendo la expansión de la carpa), pero existe cierta discusión sobre su repercusión en tanto que especie invasora. Desde luego no aparece como tal en ningún catálogo oficial de la Península Ibérica.

Por su escasa presencia en el litoral costero de Huelva, no creemos que sea de especial interés como forma invasora. De todas maneras, si en muestreos sucesivos de despesques de limpieza e higiene en las lagunas dulces se observara un parasitismo provocado por estos lerneidos, deberían aplicarse las medidas preventivas pertinentes, las cuales por el momento, no son necesarias.

IV.4. Especies consideradas Invasoras en Catálogos no Oficiales y presentes en el Litoral Costero de Huelva

Dentro de este grupo, son pocas las especies que se pueden citar y que están presentes en el litoral de Huelva, zona elegida para la realización del presente estudio. Incluimos aquí una especie vegetal y cuatro especies animales.

IV.4.1. Bardana (*Xanthium strumarium* L., 1753)

Considerada invasora por la UICN y el convenio sobre diversidad biológica. Evidentemente no está catalogada en ningún listado oficial, pero aparece en catálogos regionales no oficiales.

Introducida como ornamental en Europa desde América del Norte, ya de antiguo (siglo XVIII, Thellung, 1912), y desde 1882 es denunciada en Gerona (Vayreda, 1882).

En la zona de estudio, la badana ocupa una densidad de 650 m², presente en zonas de corrales con vegetación rala y en dunas cercanas a las orillas. Según el baremo, el impacto es particularmente bajo (4) y la posibilidad de convertirse en plaga, nada importante (12), por lo que totalizan 16 puntos. De ahí que siguiendo a Richardson *et al.* (2000b), consideramos que la bardana no es invasora y como máximo la catalogamos de potencialmente invasora.

Esta situación nos permite olvidarnos por el momento de tener que llevar a cabo actuaciones, más allá de evaluaciones a largo plazo, con el objeto de estimar si la densidad aumenta, disminuye o permanece estable.

IV.4.2. Cucaracha americana (*Periplaneta americana* L., 1758)

La cucaracha rubia o americana es un claro paradigma de una especie cuya presencia en una zona no nativa permanece en la oscuridad. A pesar de su nombre, su origen es centroafricano, pudiendo haber llegado a Europa a través de las caravanas de esclavos o más antiguamente con las expediciones romanas a Etiopía. El mismo origen esclavista debe ser la causa de su presencia en América, de donde provienen los ejemplares catalogados por Linneo, el cual no tenía individuos en Europa, por lo que se duda de si la cucaracha rubia, pasó de África a Europa directamente junto con emigraciones humanas, o mediante el puente americano, aprovechando los fardos de alimentos o bienes de equipo, durante el siglo XVIII.

Lo cierto es que de acuerdo con la definición de especie invasora, la cucaracha bien se puede incluir en los catálogos de exóticas invasoras de primer orden, ya que invade todos los hábitats, sean urbanos o no.

En la zona de estudio, aparece en todas las unidades, siendo más frecuente en urbanizaciones y zonas ajardinadas, pero también en dunas, marismas y corrales, en fin, en todas las áreas donde pueda existir un resto orgánico capaz de ser digerido.

Dadas las dudas sobre su exotismo y de una manera global, la cucaracha sí aparece catalogada como invasora por la UICN, pero no entre las 100 más dañinas del mundo, lo cual no entendemos, dado que entre esas 100 se citan muchas que no producen los daños que provoca este insecto, lo mismo que en las 20 peores de España. De la misma manera, no aparece en el catálogo de Andalucía, pero sí en la de Extremadura, lo cual apoyamos, en consonancia con la Organización Mundial de la Salud, por las enfermedades que las cucarachas pueden transmitir (Bonney *et al.*, 2008).

Debido a su presencia general en la zona, puede decirse que es una de las especies (invasoras?) más extendida en la zona de estudio, considerándose con un nivel de impacto de 30 y como plaga, 60, lo que da un total de 90, el más alto observado. Por ello, según (Richardson *et al.*, 2000), por lo que además de invasora, la definimos también como altamente transformadora.

IV.4.3. Foracanta (*Phoracantha semipunctata* Fabr., 1775)

Otra especie que para la zona de estudio supone una paradoja. Una posible forma invasora que ataca y parasita a otra que es considerada por los mismos catálogos también como invasora. Así, tanto parásito como huésped son consideradas especies invasoras. Como la cucaracha rubia, la foracanta no está catalogada como invasora, pero sí aparece como tal en el listado de Extremadura (Pérez-Bote *et al.*, 2010).

En la zona de estudio, la foracanta aparece en todas las unidades donde se ubican las dos especies de eucaliptos. Si en el presente trabajo, hemos considerado a los eucaliptos como especies no invasoras y dado que el barrenador del eucalipto o foracanta ataca a aquellos árboles, el insecto puede considerarse no invasor, habiéndose estimado un nivel de impacto de 16 y una capacidad innata de plaga de 39, es decir, 55 puntos, por lo que puede considerarse una especie potencialmente invasora y desde el punto de vista forestal para el eucaliptal, insecto transformador, aunque no para el ecosistema. Desde luego, una vez que vayan talándose los eucaliptos y desapareciendo, se eliminarán sus parásitos.

IV.4.4. Langostino japonés (*Penaeus japonicus* Bate, 1888)

El langostino japonés es asiduamente cultivado, gracias a las inversiones en I+D llevadas a cabo por países muy desarrollados en cultivos marinos (Japón, Corea del Sur, Australia, Francia, Italia) y cuyos resultados se han beneficiado otros países, entre ellos, España. En un intento por cultivar el langostino nativo (*Melicerus keratulus*), se realizaron en los años ochenta y noventa, significativas inversiones en I+D, pero los resultados no fueron tan halagüeños, por lo que las empresas se inclinaron por la forma japonesa, cuyo cultivo está absolutamente estandarizado. No obstante, muchas empresas han dirigido sus cultivos hacia otras especies, de tal manera que actualmente son pocas

las empresas españolas dedicadas al cultivo del langostino japonés. Las únicas empresas Acuícolas que se dedicaban al langostino japonés en el litoral de Huelva se ubicaban en Ayamonte y langostinos de Huelva, en Cartaya, que cambió sus objetivos para hacer otras especies y hace varios años que clausuró su explotación.

Dado que el langostino japonés se cultiva en muchos países y ha sido introducido expreso, es considerado por algunas organizaciones especie invasora (UICN, 2000) y en la lista negra de dicha organización (2013), aunque con la denominación de langostino tigre, lo cual induce a confusión ya que en otras latitudes denominan así a *Penaeus monodon*.

Como ocurre con otras especies foráneas cultivadas, como la almeja japonesa y la ostra, las larvas de langostino japonés pueden escaparse de las factorías y adaptarse al medio natural, pudiendo provocar según algunos autores, competencias con la forma autóctona. Sin embargo, la especie está sujeta a comercialización y su pesca controla eficientemente la posible sobrepoblación, (lo cual no ocurre), y según todos los estudios llevados a cabo, no se observa una mayor frecuencia de langostinos exóticos frente a los oriundos.

Como consecuencia de las zonas de ubicación de las factorías (activas o desaparecidas), en la desembocadura del Guadiana es algo más abundante que hacia levante, donde la especie es escasa o rara.

Por estas razones, no consideramos en los momentos actuales al langostino japonés especie invasora en la costa de Huelva, ni mucho menos transformadora. No obstante y en aras al principio de precaución, se aconseja seguir la abundancia de la especie, en relación a la del langostino común, con el objeto de cambiar su estatus hacia un mayor o menor nivel definitorio, aunque creemos de acuerdo con los seguimientos que se han realizado en Isla Cristina, que la especie exótica va disminuyendo sus efectivos por presión pesquera.

IV.4.5. Carpa común (*Cyprinus carpio* L., 1758)

Incluimos en el presente estudio a la carpa común, por presentarse en algunas lagunas dulces del litoral de Huelva, si bien no aparece en las marismas ni en lagunas salobres. Es particularmente abundante en las lagunas del Portil, donde se han capturado ejemplares verdaderamente grandes, con pesos por encima de los 100 kilos. Según se cuenta, las grandes carpas atacan a patos y fochas, arrastrándolas al fondo y ahogándolas, lo cual no ha sido corroborado.

Es catalogada como invasora por diversos organismos, pero en los catálogos españoles era considerada como especie piscícola, incluso sujeta a comercialización para su ingestión, como pescado. Hasta que muy recientemente el Tribunal Supremo, atendiendo a algunas organizaciones ecologistas, ha sentenciado que la carpa común es una especie invasora sujeta a legislación policial, de tal manera que ha pasado repentinamente de ser una especie piscícola y alimentaria, a estar prohibida en todos sus apartados: no puede ser pescada, comercializada, venderse, incluso no puede ser mantenida en cautividad en estanques particulares. Ello contrasta con el tratamiento de la especie en la mayoría de los países de Europa, donde se permite su pesca y su comercialización bajo frío (no in vivo).

La carpa común fue introducida desde Oriente por los romanos que apreciaban su sabor, siendo su cultivo en extensivo muy frecuente en la Edad Media como cita San

Isidoro de Sevilla (s. VII), en sus *Etimologías*. Y es citada en el libro V del Codex Calixtinus (s. XII) de (Aymeric, P., 1139), relatando las costumbres de los pueblos que se encuentran en el Camino de Santiago. Desde entonces, la carpa aparece en numerosas publicaciones en Levante, Extremadura, Andalucía, tanto por escritores musulmanes, como judíos y cristianos. Estos escritos se hacen lógicamente más abundantes en el Renacimiento y siglos subsiguientes hasta la actualidad.

Por todo ello, consideramos que la carpa común, por su antigüedad en los ecosistemas acuáticos de España, no puede considerarse una especie invasora, ya que en ese caso, debería hacerse una revisión de todas las especies vegetales y animales introducidos en la Península Ibérica desde hace 3.000 años, incluyendo el olivo, el almendro y otros ejemplos que serían absurdos citar. Y por esa misma antigüedad, la carpa ni tan siquiera puede considerarse naturalizada, formando parte ya de la cohorte de peces de Iberia.

No obstante, hay que reconocer que la carpa común tiene una capacidad adaptativa muy destacable, con un gran éxito reproductor. Por ello, está claro que defendiéndose en el presente trabajo la longeva naturalización de la carpa común, su presencia provoca competencia y éxito a favor de la misma, amenazando por ello a otras poblaciones piscícolas, bien directamente por atacar a larvas y alevines, bien de forma indirecta porque ocupa de manera masiva el hábitat que tiene que compartir con el resto.

De ahí que no consideremos la sentencia actual como la más apropiada, antes al contrario, las restricciones generales sin discriminación van en beneficio del aumento de las poblaciones, pareciendo más bien que la sentencia favorece el monopolio de actividad a las organizaciones sean o no administrativas, pero impidiendo al empresariado y a la ciudadanía la utilización de la especie. Está claro que la pesca masiva de carpas por los ciudadanos y las capturas para su comercialización alimentaria, favorecería la disminución poblacional. Un ejemplo de ello es que se promulgan leyes restrictivas a la pesca marina y vedas para que las especies se repongan de la sobrepesca. Pues bien, una sobrepesca de carpas, serviría para controlar sus poblaciones, habiéndose promulgado lo contrario (?), lo cual, cuando menos es contradictorio.

Resumiendo, creemos que al menos en las lagunas del litoral de Huelva, debería permitirse la pesca de la carpa, sin discriminación de veda ni edad, observándose la evolución de la especie y estimándose su control. Y por supuesto, no consideramos a la carpa una especie invasora sino una especie ya propia de nuestras aguas continentales, sólo que con un gran éxito biológico, lo cual debe ser estudiado. Como la carpa, hay un sinfín de especies, desde roedores a paseriformes, desde gusanos a insectos, y sin embargo, no tienen este tratamiento de invasor.

IV.5. Posibles Especies Invasoras del Litoral de Huelva no Citadas en Catálogos y Descritas en el Presente Estudio

En el presente capítulo, se incluye un pequeño número de especies que teniendo en cuenta las definiciones de especies invasoras, se ha creído conveniente citar, discutiéndose las razones de su status. Son 2 especies vegetales y 3 especies animales, con distinta repercusión y que tratamos a continuación.

IV.5.1. Tomatillo del diablo (*Solanum linnaeanum* Heeper & Jaeger, 1986)

El tomatito del diablo es originario de Sudáfrica y se ha introducido en la Península Ibérica, aunque el origen de la introducción permanece desconocido, posiblemente incluido con especies ornamentales. Una planta espinosa, con frutos redondeados y duros, tóxicos tanto su pulpa como sus semillas, si bien, las toxinas estudiadas (solamargina y solasonina), se han utilizado en ensayos quimioterápicos para combatir tumores sólidos avanzados y algunos cánceres de piel. Si sus semillas son ingeridas por pájaros, la intoxicación es inmediata. Curiosamente, los saltamontes son inmunes al tóxico.

A pesar de que está catalogada como invasora por algunas organizaciones, el tomatillo no es citado en ningún listado de la Península Ibérica, ni tan siquiera en los listados andaluces, lo cual choca por su clara frecuencia.

El tomatito del diablo se ha observado en todas las unidades ambientales de la zona de estudio, sobre todo en los términos de Ayamonte, Isla Cristina y Cartaya. No se han visto formaciones continuas, de lo que se deduce que las semillas deben ser transportadas por insectos. No obstante, de año en año, las observaciones son más frecuentes y en Isla Cristina se han visto pies de plantas en distancias menores de cinco metros, en zonas de paso de senderistas, lo que también da que pensar que la semillas hayan sido arrastradas por los caminantes.

En la zona de estudio, se ha estimado una densidad de 2.185 m², lo que comparado con sólo tres años antes, se constata una cierta velocidad de expansión, formando principalmente parte de las comunidades de dunas con 2.025 (93%), repartiéndose el resto entre pinares, enebrales, lagunas y marismas, lo cual no es raro, dada su adaptación a la salinidad. Si tenemos en cuenta el nivel de impacto y la posibilidad de convertirse en plaga, valoramos puntualmente el impacto en 26 puntos y su importancia como plaga de 31, lo que totalizan 57 puntos.

Si se tiene en cuenta la velocidad de expansión y la cuantificación de la presencia del tomatillo, creemos, siguiendo a Richardson *et al.* (2000), que el tomatillo del diablo es una especie potencialmente invasora, con capacidad de convertirse en poco tiempo en invasora. Si además se tiene en cuenta su toxicidad para animales, pensamos que también puede convertirse en transformadora, aconsejándose por ello su erradicación, lo cual es relativamente fácil, ya que no da lugar a manchas continuas. Los restos no deben ser enterrados ni depositados en vertederos, ya que estas actividades favorecerían su expansión. La mejor terapia sería su quema o trituración, tras lo cual, ya puede ser depositado en vertederos sin peligro alguno.

IV.5.2. Yuca (*Yucca gloriosa* L., 1753)

La yuca es una especie asiduamente utilizada en jardinería y es rara no ver en una urbanización costera varios ejemplares. En estas zonas, se ven pequeños grupos de yucas, los cuales pueden haberse originado del vegetal plantado exprofeso. Se considera exótica invasora en los catálogos de la UICN (2000), y de la diversidad del mismo organismo (2002), pero no está catalogada en ningún listado oficial de España.

Aunque no se ha visto en todas las unidades ambientales estudiadas, sí hemos visto algunos ejemplares agrupados en corrales de dunas, cercanos a urbanizaciones, por lo que se desconoce si han sido plantadas o proceden de semillas diseminadas por aves o insectos. Al menos, en dos unidades, es difícil que la siembra intencionada se haya

producido, dada la lejanía de las edificaciones ajardinadas (lagunajes y marismas), mientras que en una unidad artificial sí creemos en su siembra intencionada, los campos de golf. En todo caso, la posible invasión no es preocupante por el momento.

Desde un punto de vista semicuantitativo, valoramos un impacto relativamente bajo, de 16 y la capacidad de plaga de 21, siendo el total de 37. Y dado que ocupa un total estimado de 359 m² (playa, 21,7 % con 78 m²; dunas entre matorrales 40,3 %, es decir, 144 metros; lagunas, 1,7 %, o sea, 6 m²; y campos de golf 36,3 %, unos 130 m²).

Por todo ello, definimos a la yuca como potencialmente invasora, invitando a que la especie como ornamental, sea sustituida por formas autóctonas, como el alove vera o el palmito.

IV.5.3. Cochinilla del eucalipto (*Glycaspis brimblecombei* Moore, 1964)

La cochinilla del eucalipto es un psílido, cuyos adultos tienen alas y pululan entre los eucaliptos, siempre que no haya viento o lluvia, en cuyo caso permanecen muy próximos a las ninfas, las cuales se protegen en casquetes de cera que ellas mismas segregan. El número de manchas da idea de la infestación de los eucaliptos.

Todos los eucaliptales de la zona de estudio se encuentran invadidos por esta cochinilla, aunque la mayor intesfacción se observa en los eucaliptos de Isla Cristina y Ayamonte, los cuales tienen sus hojas teñidas de blanco por la presencia del insecto.

La relación entre la cochinilla del eucalipto y su huésped plantea una paradoja para la consideración de especies invasoras, lo cual, ya se ha visto para la foracanta. Si el eucalipto es definido como una especie invasora, está claro que la cochinilla es una ayuda para la erradicación del eucalipto y cuando menos un freno a su expansión, lo cual obliga a protegerla, pues es un agente biológico beneficioso. Pero si el eucalipto es una especie forestal introducida no invasora, la cochinilla es una especie invasora, introducida accidentalmente con árboles o plántones infestados, en cuyo caso, es la especie candidata a ser erradicada. Lo que no es de recibo, es que algunos catálogos consideran al eucalipto como especie invasora y a la cochinilla *Glycaspis* también (UICN, 2000).

En los catálogos españoles, la cochinilla del eucalipto no aparece como especie invasora y el eucalipto tampoco aparece en la mayoría de los listados. Pero en nuestras observaciones, la presencia de la cochinilla es casi general, con intensa infestación en la zona occidental del litoral, con una alta puntuación, atacando más al eucalipto rojo que al blanco, lo cual está de acuerdo con lo observado por otros autores (Brennan *et al.*, 2001).

Por todo ello y por las características expuestas, nosotros consideramos a esta especie como exótica, pero dado que ataca exclusivamente a una especie introducida, no la consideramos ni invasora ni transformadora, aunque sí plaga, con una puntuación de impacto de 10 y de plaga, de 30, totalizando una puntuación de 40, pero fácilmente controlable. La conclusión es la misma que se ha expuesto para la foracanta.

En el apartado correspondiente, hemos enfatizado que cuando sea posible, el eucalipto sea sustituido por especies autóctonas, por lo que llegado ese momento, la cochinilla del eucalipto habrá desaparecido junto con su huésped.

IV.5.4. Rabilargo (*Cyanopica cyanus* Pallas, 1776)

Otra especie que puede ser considerada paradigmática como posible invasora en el área de estudio. El rabilargo es un córvido que ha sido motivo de controversia, debido a su disyunción. El hecho de que la “forma” se desarrolle en dos áreas tan lejanas como es Asia Oriental y el cuadrante suroeste de la Península Ibérica, hace pensar sin ambages en una introducción humana, que se calcula, data desde la época de las grandes exploraciones orientales, iniciadas durante el siglo XVI, tras la apertura comercial iniciada por Marco Polo. Cabe la posibilidad de que en dicho siglo y posteriores, como ha ocurrido con otras muchas especies, la translocación fuera algo normal, bien como animales ornamentales y de jaula (por ejemplo, pavo real), bien para carne o carga. El rabilargo podría haber sido una de estas especies y la suelta intencionada o no de la misma en la zona anteriormente citada de la Península Ibérica, podría haber dado lugar a una incipiente población. Las características biológicas y comportamentales del rabilargo hubiera sido suficiente para su expansión. Varias nidadas al año, de carácter cooperativo, animal social y sedentario, lo extraño es que no se hubiera extendido mucho más de lo que lo está, en los 2-4 siglos de intervalo. A diferencia de la tórtola turca, tanto el trabajo de García de la Leña (1793), para Málaga, como el catálogo de Machado (1854), que cita al rabilargo en el Andévalo, aparecen en publicaciones del siglo XVIII y XIX, por lo que sospechamos que existiría con más razón en Extremadura y Portugal, posiblemente durante la segunda mitad del siglo XVI.

Cabe también la posibilidad de que su disyunción, se deba no a una introducción humana (neozoica), sino a una regresión brutal, a partir de una distribución general eurasiática, lo que sería consecuencia de una debilidad de la especie, lo cual parece raro, dadas las características citadas más arriba. Teniendo en cuenta estas características, más que una regresión, debería haberse dado una mayor extensión natural y ello no se ha producido.

Pero aun admitiendo esta posibilidad, ello nos sirve para considerar que la disyunción definiría una clara barrera geográfica, provocadora de una especiación o al menos de una subespeciación clara, esto es, el 75% de los caracteres comparables entre la forma oriental y la occidental son claramente significativos y además con una separación cronológica de más de 10.000 años. Para especies de una gran reproducibilidad y altas tasas de recombinación, en ambientes muy selectivos, la subespeciación y posterior especiación como ocurre en muchos insectos, puede llevarse a cabo en menos tiempo, pero de todas maneras, tiene que darse obligatoriamente una serie de fenómenos estocásticos que no parecen haberse dado en el rabilargo.

No obstante lo anterior, recientemente se han publicado algunas notas, de carácter genético y paleontológico que no han tenido continuación ni corroboración internacional. En unas, se trata de defender la posibilidad de que la llamada subespecie *Cyanopica cyanus cocki*, basándose en el material genético mitocondrial, es en realidad una especie separada del holotipo original (Cardia, 2002; Fork *et al.*, 2002). Así, se aconseja su ascensión a especie, en este caso, *Cyanopica cocki* (inmediatamente, esta aseveración clama por la protección integral de la especie, dado que estaríamos definiendo un endemismo ibérico). Ello hace sospechar de una intencionalidad del estudio, más preocupado por insistir en la definición de especie en peligro de extinción de un presunto endemismo, que en describir el material genético de una especie. Por lo demás, este trabajo no tiene continuidad, ni se ha contrastado con trabajos similares realizados en *Cyanopica* procedente de Asia Oriental, lo cual hubiera sido lógico, como

también crear un equipo multidisciplinar Europa-Asia, fácilmente subvencionable por la Unión Europea.

Los otros trabajos son aún más flotantes. Se trata de una cita holocénica de restos atribuibles al rabilargo aparecidos en Gibraltar y que concluye no con la descriptiva morfológica de los restos, sino de la insistencia de que el rabilargo existía en Iberia desde antiguo y por tanto, no tiene nada que ver con la especie de China (Cooper, 1998 y 2000). Resulta difícil pensar que una especie bien adaptada a bosques como los que se desarrollan en el sur de la Península Ibérica, haya desaparecido de su entorno natural y en cambio, aparecen de pronto en los bosques de Extremadura y zonas próximas, y en aumento. También extraña que no aparezcan restos paleontológicos de la especie en toda Europa y en Asia, salvo en su zona oriental. Sólo en Gibraltar?.

Por todo ello y a falta de una mayor cantidad de datos multidisciplinarios y refrendados internacionalmente, consideramos al rabilargo como una especie presuntamente introducida en la Península Ibérica y desde luego lo es en la zona de estudio, puesto que el rabilargo aparece en la costa de Huelva, después de las repoblaciones forestales acaecidas en la costa, durante el siglo XX.

El rabilargo aparece en todas las unidades ambientales estudiadas, se hace dominante en los bosques dunares, en las urbanizaciones y en el matorral, pero también se observa pululando por la marisma, incluso se han visto bandadas paseando por las orillas del mar. Es un claro depredador de todo lo que se mueve y desplaza a la urraca de su hábitat, atacando y presionando a todo tipo de reptiles, los que son de tierra, se han ido concentrando cerca de la chumbera brava donde encuentran refugio y alimento, mientras que el camaleón común, arborícola, ocupa el mismo nicho que el rabilargo y en tanto que animal solitario, tiene en el rabilargo su mayor amenaza, lo cual hemos estudiado experimentalmente, lo mismo que con la urraca, disponiendo sendos animales en jaulas y observar el comportamiento del rabilargo ante ellos.

Así pues, consideramos al rabilargo (sea cual sea su status, el cual está por demostrar), como especie invasora en la zona y transformadora en la costa de Huelva, en tanto que amenaza gravemente el desarrollo y mantenimiento de otras poblaciones y especies.

IV.5.5. Tórtola turca (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838)

Otra especie que se presta a controversia y debate. La tórtola turca aparece en la costa de Huelva asociada a zonas abiertas, semiesteparias y formaciones arbustivas dispersas de bosques con vegetación de pinares o eucaliptales y frutales, aunque su hábitat más frecuente son los ambientes urbanos, suburbanos y su entorno ajardinado (arboledas, parques, cementerios). Anida casi siempre en árboles, también suelen criar en el entorno urbano donde haya árboles y a veces en edificios donde encuentren alimento. Es normal que críen tres o cuatro nidadas cada año, y se ha llegado a registrar hasta seis en un año teniendo un elevado potencial reproductor anual con un 66% de éxito (Rocha & Hidalgo, 2000).

Los estudios realizados por varios autores muestran que los hábitats preferidos por esta especie coinciden con los tradicionales de reproducción de la tórtola común, por lo que la presencia de una excluye la presencia de la otra, y a medida que aumenta la densidad de una en un lugar, disminuye la de la otra (Rocha e Hidalgo, 2000), a lo que habría que añadir la ausencia de presión cinegética que disfruta.

La tórtola turca se ha adaptado también a los entornos agrícolas, forestales y frutales. Considerando todo lo anteriormente expuesto por sus características biológicas y ecológicas podemos afirmar que la tórtola turca se encuentra en clara expansión y suponiendo un impacto negativo, por la competencia que ejerce sobre el descenso de la población de la tórtola común.

El área original de distribución de la tórtola turca es el Próximo Oriente y Turquía de donde se dice que se ha extendido hacia Occidente. Resulta chocante que la especie ha sido citada en Europa Occidental, después de la Segunda Guerra Mundial, pero no antes. Desde luego, no aparece en el catálogo de Aves de Machado (1854), para Andalucía Occidental, ni en el de García de la Leña (1793) para Málaga, por lo que se puede pensar que la tórtola turca está presente en Europa Occidental desde el inicio de la segunda mitad del siglo XX. Por ello, choca que una especie con tantas posibilidades adaptativas, se haya extendido con tanta velocidad en sólo cincuenta años, cuando ha tenido miles de años para hacerlo cómodamente. Y el hecho de que su mayor frecuencia es en ambientes urbanos, hace pensar que su introducción no ha sido natural sino por la mano del hombre, invadiendo árboles, casas, cementerios, etc., y siendo un agente destructor de monumentos y edificios nobles, a la vez que un fuerte competidor de la tórtola común.

Por ello, pensamos que si la tórtola turca ha sido introducida artificialmente, está claro que es una especie invasora sin ambages, y además transformadora, lo cual apoyamos, dada la historia de su distribución. En efecto, es una amenaza para especies claramente autóctonas, amenaza al ecosistema en donde se desarrolla y puede definirse como un agente provocador de contaminación genética, es decir, tiene todos los atributos de la definición cualitativa de especie invasora y por su rápida expansión, cumple con todos los requisitos para ser denominada como especie invasora desde el punto de vista cuantitativo. Y sin embargo, no aparece en ningún catálogo y sin explicaciones al respecto.

Así pues, consideramos a la tórtola turca una especie invasora al menos para la zona de estudio, aconsejando su entresaca selectiva con el objeto de minimizar los daños y riesgos de dominancia, en perjuicio de otras especies.

IV.6. Posible aprovechamiento de las especies invasoras

Como ya se ha tenido ocasión de observar, una de las más eficientes maneras de controlar las especies invasivas es buscar un beneficio o aplicar una determinada virtud, lo que obliga a recordar las razones por las que dichas especies fueron introducidas en su día. En la mayoría de los casos, los beneficios aludidos en su momento, han sido olvidados, lo que ha motivado un descontrol de las poblaciones, con su consiguiente expansión descontrolada. Revirtiendo el sistema, se anula el problema, además que se obtiene una rentabilidad que repercute en el ahorro económico administrativo, ya que no hay que invertir en erradicación. Otra cosa es que la Administración esté interesada en ello, ya que el ahorro económico supone para ella, no utilizar el paradigma en aras a la creación de empleo público dirigido.

No obstante, hay que reconocer que no de todas las especies se pueden llevar a cabo aprovechamientos. Para nuestro interés, muchas de las formas tratadas en el presente estudio, sólo pueden ser eliminadas si así se aconseja, mediante extracción y destrucción, lo cual sólo se puede hacer desde la Administración, bien directamente, bien mediante subcontrata. En otros casos, la escasa densidad de las poblaciones, no

hacen rentable su extracción con vistas a un beneficio económico, lo que significa que tampoco suponen ningún peligro para las especies nativas, pudiendo convivir especies de distinto origen sin problema alguno. Al final, resulta que entre las que se pueden rentabilizar y las que no suponen amenaza, el número de especies a tratar por los organismos oficiales, se reduce sensiblemente, además de ser sostenida la eliminación de aquellas pocas, mediante los impuestos que generan las empresas que extraen beneficios y tienen sus gravámenes empresariales.

En el capítulo de resultados, ya se ha tenido la ocasión de citar unívocamente, los posibles aprovechamientos, expuestos en cada una de las fichas. Sinópticamente y bajo este epígrafe, las especies invasoras residentes en el litoral de Huelva, pueden ser reunidas en varios apartados. A fuer de brevedad, un grupo de especies puede ser dejado a un lado, ya que incluye formas que bien por su baja densidad o por su uso restringido (jardinería, ornamentación), no suponen peligro alguno. Dentro de este grupo, debemos citar la margarita africana (*Arctotheca caléndula*), la crocosmia (*Crocosmia crocosmiiflora*), la anémona del Pacífico (*Haliplanella lineata*) y el tomatillo del diablo (*Solanum linnaeanum*). Podemos también incluir en este grupo, la cuatro aves tratadas en el presente estudio, ya que no requieren grandes manejos: bengalí rojo (*Amandava amandava*), el pico de coral (*Estrilda astrild*), el rabilargo (*Cyanopica cyanus*) y la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*), si acaso su captura y confinamiento en jaulas de exhibición por privados o públicos, evitando así la abundancia de las mismas y su clara competencia con especies nativas. Evidentemente, esta alternativa debe estar suficientemente razonada en el tiempo (entresacas estacionales) y en el espacio (áreas de mayor a menor abundancia).

Un segundo grupo de especies lo definen aquellas que de una manera u otra, puede considerarse como plagas, atacando a especies ornamentales, forestales o cultivadas, sean o no introducidas. En este grupo se incluyen al picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*), fúndulo (*Fundulus heteroclitus*), gusano ancla (*Lernaea cyprinacea*), cucaracha rubia (*Periplaneta americana*), foracanta (*Phoracantha semipunctata*) y cochinilla del eucalipto (*Glycaspis brimblecombei*). Se es consciente de lo difícil y complicado que supone la erradicación de estas especies; baste señalar la lucha biocida que se lleva a cabo con las cucarachas y sin embargo, no parece que hayan disminuido, antes bien, su número ha aumentado, así como su área de distribución. Otras plagas son específicas obligadas y su erradicación se dará por finalizada cuando se dejen de explotar sus especies huésped, lo que ocurrirá relativamente pronto con las que viven a expensas de los eucaliptos (foracanta y cochinilla); en estos casos, no merece la pena invertir esfuerzos en su eliminación, ya que será un hecho concomitante. Más difícil resulta erradicar el gusano ancla y el fúndulo, lo cual debe llevarse a cabo selectivamente, con el consiguiente gasto e inversiones públicas.

Es el momento de hablar de otro pequeño pez, de la envergadura del fúndulo, pero que tiene otra finalidad. La gambusia (*Gambusia holbroockii*), podría parangonarse con el fúndulo, pero hay que tener en cuenta que cumple con una misión importantísima y para la que fue introducida, la lucha antianofélica, erradicando muy eficientemente el paludismo. Si teóricamente desapareciera la gambusia de las masas de aguas dulces, no se sabe qué consecuencias sanitarias tendría el evento. Por ello, se piensa que es mejor mantener sus poblaciones. Además, en el medio en que vive, al menos en las lagunas y charcas del litoral de Huelva, está presente tanto la perca sol, como el black bass y sus fases juveniles encuentra en la gambusia un recurso trófico que debe mantener a raya

sus poblaciones. Así, aquella mantiene a raya la población de larvas de mosquitos y los centráquidos mantienen a raya las poblaciones del pecilido, un equilibrio endógeno.

Y ya que se habla de esos peces, hay que hablar de cómo aprovechar las otras especies piscícolas, la carpa (*Cyprinus carpio*), la perca sol (*Lepomis gibbosus*) y el black bass (*Micropterus salmoides*). Ya hemos citado que la carpa, por lo antiguo de su introducción, es ya una especie casi oriunda, como decía Polibio. No así, las otras dos especies, cuya introducción se ha llevado a finales del siglo XIX y principios del XX, con sucesivas reintroducciones durante la última centuria. El aprovechamiento que puede llevarse a cabo es diferente según especie. Como denominador común, las tres especies deberían ser pescadas sin restricciones de tamaño ni peso durante todo el año. Hay que señalar que la carpa es la especie diana en la gastronomía de Baleares, debido a la colonia alemana que reside en el archipiélago. Sus costumbres han sido decisivas para demandar este pescado, existiendo ya numerosas recetas ofertadas en restaurantes y hoteles, hasta el punto que se han creado varias piscifactorías de carpa para satisfacer la demanda. Este aprovechamiento también podría materializarse en el litoral de Huelva, dado el incremento del turismo centroeuropeo en la zona. En cuanto al black bass, el consumo podría ser interesante desde la pesca indiscriminada, ya que esta perca tiene una carne exquisita y va muy bien al horno o a la sal. Y finalmente, la perca sol es un magnífico pez de acuario, dada su belleza y comportamiento, pudiendo satisfacer a un sector que está abierto a ello, evidentemente ofertándose individuos esterilizados. De esta manera, estas especies estarían suficientemente controladas, a la vez que se crea valor añadido. En este apartado podría también incluirse al galápago de Florida (*Trachemys scripta*), cuya retirada selectiva podría ir acompañada de su cesión a laboratorios de experimentación o centros de exhibición, donde la especie está suficientemente controlada y no supone peligro alguno para estos ecosistemas.

Un tercer montante incluye las especies de cultivo, las cuales, el propio sistema controla la situación. Se incluyen aquí las especies marinas y demersales, como la ostra japonesa (*Crassostrea gigas*), la almeja japonesa (*Venerupis philippinarum*) y el langostino (*Penaeus japonicus*). La comercialización de estos productos, más allá del cultivo estandarizado, facilita el control, a la vez que su rentabilidad. Dentro del mismo grupo, pueden incluirse ambos eucaliptos, los cuales ya han perdido su función principal (fabricación de papel y aglomerados de madera), siendo la alternativa funcional, la manufactura de briquetas para calefacción, plantando en su lugar, árboles propios. Otras especies, antaño cultivadas, han sido abandonadas a su suerte y de ahí se han tornado en posibles invasoras, o al menos, tienen esa consideración por algunos autores o grupos, aunque en el presente trabajo no se consideren así. Hablamos del ailanto (*Ailanthus altissima*), la chumbera común (*Opuntia ficus-indica*), la caña común (*Arundo donax*), el ricino (*Ricinus communis*), la acacia de hoja azul (*Acacia saligna*) y la artemia americana (*Artemia franciscana*). Como el abandono de los cultivos o el escape ocasional, ha sido diferente, según las especies, los resultados también son diferentes. Y la solución, también. El denominador común se centra en la particular abundancia, lo que induce a pensar que su erradicación puede conllevar un rendimiento económico. Así, el ailanto, la acacia, el ricino y la caña son utilizables por la industria biomática, principalmente briquetas para calefacción, lo cual no es nuevo, se está haciendo en muchos países. Y la artemia es utilizable en acuariofilia y alta cocina (restauración de gourmet). Junto a la artemia, puede también situarse el poliqueto mercierella (*Ficopomatus enigmaticus*), utilizable como cebo de pesca, convenientemente triturado y tratado.



Figura 13: Almeja japonesa en mesa de depuradora



Figura 14: Langostino japonés en caja comercial



Figura 15: Ostra japonesa capturada en la ría Carreras

Mención aparte merece la chumbera común (*Opuntia ficus-indica*), la única especie multipropósito de las tratadas en el presente trabajo. En efecto, de la tunera, se aprovecha todo: raíces, tallos, flores y frutos. De los frutos, se aprovecha la pulpa, la monda y la semilla. Y se fabrican numerosos productos, lo cual ha sido experimentado por nosotros mismos: ensaladas, polvos para sopa, jabones, champúes, cremas para la piel, licores, mermeladas, frutos envasados, frutos secos, aceites esenciales, dulces y flanes, incluso en joyería. Las pencas son utilizables como forrajeras y la piel de los frutos produce un magnífico pienso para corderos. Posiblemente, no existe vegetal, ni nativo ni foráneo, que tenga tantas aplicaciones como la chumbera, lo cual, se conoce desde hace más de 7.000 años. Sólo el desconocimiento, cuando no, la ignorancia dirigida, explica el abandono de este cultivo, su uso reduciéndose hoy, como solución ecológica: cerca viva, pantalla antincendios, muro de viento, solución contra la erosión. En cualquier caso, hay que reconocer la importancia que tiene esta planta para la humanidad, de ahí que exista una asociación mundial, que incluye más de 40 países que apoyan el cultivo controlado de la chumbera, para múltiples objetivos.

Un grupo importante, por su frecuente utilización, de fácil alternativa, lo definen las especies utilizadas en jardinería o para fijar suelos en urbanizaciones y campos de golf. Se trata de la pita (*Agave americana*), el carrizo de la Pampa (*Cortaderia selloana*), la yuca (*Yucca gloriosa*) y las dos formas de diente de león (*Carpobrotus* sp).

En todos los casos, el aprovechamiento es muy conocido, lo que contribuye a su control y erradicación/sustitución. En el caso de la pita, su utilización en las entradas de las fincas y urbanizaciones, puede ser fácilmente sustituibles por aloe vera, nativa y cuya sobrepoblación se controla gracias a su uso en terapéutica y alimentación. Las pitas que actualmente están plantadas pueden servir para fabricar fibras, licores y edulcorantes. Por su parte, el carrizo de la Pampa, se utiliza asiduamente los plumeros como adornos, convenientemente teñidos. Y los dientes de león se usan en alimentación, como productos de ensalada, así como en farmacología. Con estos usos, puede afirmarse que estas especies desaparecerían en pocos años, creando empleo y riqueza.

Otras especies tienen escaso o nulo aprovechamiento, pero es verdad que su distribución, frecuencia y repercusión en el litoral costero, sólo requiere una mínima vigilancia sin coste alguno, llevada a cabo por la guardería. Se trata de formas que ocupan áreas muy reducidas y desperdigadas, sin la más mínima importancia o influencia. Se trata de la cotula (*Cotula coronopifolia*), la lantana (*Lantana camara*), la bardana (*Xanthium strumarium*) y el cardón (*Opuntia imbricata*). Caso de que su presencia se constatare en fincas privadas, se le puede pedir a sus propietarios, su retirada y sustitución si ha lugar, por especies nativas, lo cual sólo se puede hacer si la Administración predica con el ejemplo, que dada la situación actual, es mucho suponer. De todas maneras, en caso de no hacer nada, sólo vigilar, el problema no va a mayores.

Y finalmente, un grupo donde se incluyen especies que de acuerdo con el presente trabajo, es urgente su erradicación si bien, en todos los casos, el aprovechamiento está asegurado. Se trata de la chumbera brava (*Opuntia dillenii*), la espartina (*Spartina densiflora*), el tabaco moruno (*Nicotiana glauca*) y el vinagrillo (*Oxalis pes-caprae*). En cuanto a la chumbera brava, su aprovechamiento estriba en la fabricación de productos farmacológicos (frutos) y paneles de aislamiento (pencas); la espartina proporciona un magnífico forraje, el vinagrillo como apelmazante de suelos y el tabaco moruno para briquetas energéticas. Todo ello dando lugar a un valor añadido que se puede invertir en la erradicación de aquellas especies a las que no se les puede extraer beneficio, pero que en conjunto el manejo integral de las especies invasoras, a la Administración le sale gratis. Otra cosa es que este sea el objetivo principal de las autoridades encargadas de la labor policial de las formas invasivas y no el mantenimiento permanente del empleo público de espaldas al verdadero problema, el cual sí ha sido el objetivo principal para la realización del presente trabajo.

IV.7. Reflexiones Finales

Como es lógico, deseamos realizar una meditación sobre las definiciones de especies invasoras, especulando con las que se ubican en el litoral costero de la provincia de Huelva, lo cual puede ser útil para aplicaciones futuras.

Como se ha tenido la ocasión de observar en el presente trabajo, la concepción de especies invasoras es cuando menos controvertida, debido a que existe una gran especulación con los términos. El problema nace en la manera de cómo se consideran a tales especies, lo cual se complica cuando tocan intereses sociales y económicos. En efecto, a menudo las especies introducidas se toman por definición como invasoras o amparándose en un falso principio de precaución, potencialmente invasoras y por tanto, perjudiciales. A ello se unen los intereses domésticos, ya que para una Comunidad Autónoma, una especie es definida como invasora y otra ni tan siquiera la cita. A nivel internacional, se complican más las cosas cuando a un lado de la frontera una especie es

catalogada de invasora y al otro no. Finalmente, terminan de hacer más compleja la situación cuando determinadas organizaciones privadas publican listados y catálogos de especies invasoras según el criterio particular de cada uno, considerándose por algunos, listados oficiales cuando son sólo opiniones muy particulares. Y como en toda manifestación humana, los especialistas en la materia, con un marcado cariz subjetivista, se inclinan por unos u otros según también sus propios criterios, al margen de toda reacción objetiva.

Un intento de aclarar la situación debe nacer de unificar una definición de especie invasora. Como la única manera de saber si una especie puede ser considerada como invasora o no, es ver su comportamiento, ello exige trabajar con una variable temporal, observar su extensión desde su núcleo original de primera presencia. En segundo lugar, debe considerarse la necesidad de que sea una especie introducida, lo que supone trabajar con una variable espacial. Y finalmente, es necesario constatar las consecuencias de manera objetiva y demostrable.

En capítulos anteriores hemos insistido en el gran número de definiciones que se han publicado sobre el concepto de especie invasora. Posiblemente la más concisa y conciliadora sea la que defiende que **“una especie es invasora cuando se introduce desde su área natural de distribución a otra y aquí compite con las especies nativas, siendo una amenaza para las mismas, así como para su ecosistema”**.

Esta definición tiene que ser matizada. En primer lugar se habla de una especie introducida, por lo que es obligado conocer que ha sido verdaderamente introducida y se sabe la fecha (exacta o aproximada) de introducción. En segundo lugar, que compite (realmente) con las especies autóctonas, por lo que no puede utilizarse la expresión “puede competir”, porque en esta acepción cabe todo. La competencia tiene que ser demostrada. Está claro que no puede tomarse como competencia, que la especie introducida usa una zona y que por ello compite porque esa zona la puede ocupar la nativa. Esta puede tener el espacio que quiera, conviviendo sin problemas con la foránea y de hecho así ocurre, en la mayoría de los casos. De la misma manera, debe utilizarse con rotundidad la expresión “amenaza al ecosistema”, no vale la acepción “puede amenazar al ecosistema”. Esto también tiene que ser demostrado.

También ayuda a discriminar entre especies simplemente introducidas y verdaderamente invasoras, dos variables ya citadas, el espacio ocupado y el tiempo de ocupación. Pocos son los catálogos que se atreven a incluir entre sus definiciones a estas dos variables, posiblemente porque ello reduciría el número de especies incluidas en sus catálogos, lo cual no forma parte de sus objetivos, sino todo lo contrario, maximizar el problema, lo que supone una subjetivización consciente cuando no una malévola interpretación de las definiciones.

El único trabajo que habla claramente de estas dos variables es el de Richardson *et al.* (2000b), el cual trabajo señala que para tomar a una especie como invasora, debe real y claramente haberse extendido un mínimo de espacio en un determinado número de años. Si no es así, no es especie invasora, sólo alóctona. Y en cuanto a la amenaza del ecosistema, estos autores defienden lógicamente que dicha amenaza tiene que ser claramente visible, lo que ellos llaman especies transformadoras del medio. Así pues, estrechamos el cerco cuando definimos a una especie introducida como invasora cuando se ha extendido palpablemente en una zona y la ha transformado, de tal manera que ya no es posible para las nativas colonizar dicho ecosistema.

Si tenemos en cuenta estas definiciones (posiblemente las más exactas y concretas), muy pocas especies de las que aparecen en los numerosos catálogos, pueden ser consideradas invasoras. Estamos parcialmente de acuerdo con aquellos autores que defienden la norma del 10% (demasiado encorsetada, pero sirve): menos del 10% de las especies introducidas llegan alguna vez a ser potencialmente invasoras; y menos del 10% del 10% (1%), son invasoras y entre ellas, menos del 0.1% son verdaderamente transformadoras. Repetimos que somos pragmáticos respecto de esta norma nemotécnica, pero que sirve muy bien como punto de partida y de ahí demostrar la invasibilidad, para con ello estudiar la posibilidad de la erradicación si así se aconseja.

La demostración de que estas especies representan **realmente** una amenaza puede extenderse incluso a especies presumiblemente nativas en una zona sin solución de continuidad con la zona donde aparece y que anteriormente no estaba. Por el hecho de que la especie se haya extendido de forma natural y no por el hombre, no la exime ni le da patente de corso para olvidarse de ella cuando representa una amenaza **real** (es decir, demostrable), para las especies originalmente nativas y para su ecosistema. Así, la condición de ente transformador es posiblemente el más importante, porque puede interesar tanto a especies foráneas como propias. Sea alóctona o nativa, la amenaza real puede ser determinante y una expansión desmesurada en un corto periodo de tiempo es un fenómeno a tener en cuenta para ser considerada como especie invasora, siendo obligada una actuación de carácter general.

Si se aplican estos conceptos a las especies presumiblemente invasoras, tratadas en el presente trabajo, se puede observar que unas formas son claramente inocuas por su puntualidad, otras son introducidas, pero no invasoras, otras pueden ser consideradas potencialmente invasoras, más allá vemos especies claramente invasoras y finalmente, las que podemos definir como transformadoras. Evidentemente, la manera de tratar a dichas especies según su rango, es diferente y exigen actuaciones diferentes, lo que facilita la tarea, ya que la política de actuación debe concentrarse en las especies transformadoras y más tarde se actúa sobre las invasoras, siendo el resto solamente vigiladas, para estimar su evolución.

Ello implica por tanto que para discriminar claramente un catálogo de especies invasoras con realismo, deben incluirse todas las especies introducidas en una zona (comarca, provincia o región), y definir las según su estatus.

Para el litoral de Huelva, el presente estudio discrimina las formas introducidas según un rango de peligrosidad, que denota el interés que se debe tener de acuerdo con las repercusiones que pueden constatar en el tiempo y en el espacio.

Como se ha podido observar en las páginas anteriores, todas las especies pueden englobarse dentro del siguiente rango en crecimiento:

Inocua, escasamente relevante en la zona - (0,1-1.0).

Introducida, no invasora, naturalizada - (1,1-2.0).

Potencialmente invasora. Se aconseja su sustitución - (2,1-3.0).

Invasora, se aconseja su eliminación progresiva - (3,1-4.0).

Transformadora, se aconseja su erradicación urgente - (4,1-5.0).

Independientemente de este rango, las especies pueden ser consideradas plagas o no, dependiendo del daño que produzcan en otras especies, sean introducidas o nativas.

Entre las especies inocuas, incluimos la anémona del Pacífico (*Haliplanella linneata*), la bardana (*Xanthium strumarium*) y el gusano ancla (*Lernaea cyprinacea*). La escasa presencia de estas especies en la zona, no merece la más mínima atención. Posiblemente, el gusano ancla, sea el candidato más cualificado, dentro de las que hemos denominado inocuas, en convertirse en potencialmente invasora y finalmente en invasora, según el nivel de infestación, sobre las especies nativas, lo cual es fácilmente observable. El futuro decidirá sobre la resistencia a la infestación masiva de los peces para este parásito en las lagunas dulces del entorno, lo cual se duda. No hay ningún invertebrado parásito que se haya convertido en infección masiva en toda la historia de la ictiología hispánica, mucho menos lo será un introducido, que tiene que pagar los costes de adaptación.

Mucho más importante es la lista de especies consideradas aquí, introducidas y naturalizadas, no invasoras: *Agave americana*, *Cylindropuntia imbricata*, *Ficopomatus enigmaticus*, *Amandava amandava*, *Strilda astrild*, *Crocosmia x crocosmiiflora*, *Eucaliptus globulus*, *Eucaliptus camaldulensis* y *Ricinus communis*. Unas están limitadas a vallas ecológicas y se mantienen allí, sin más. Otras son cultivadas y no se observan extensiones espontáneas, como ocurre con los eucaliptos. Y si los eucaliptos no son especies nativas, sino introducidas no invasoras, sus parásitos tampoco son invasores, sino plagas (*Phoracantha semipunctata* y *Glycaspis brimblecombei*). Y si se sigue esta norma, por lo demás lógica, el picudo rojo es una especie naturalizada no invasora, aunque sí plaga.

Dentro del grupo, incluimos las especies animales cultivadas para consumo humano: *Crassostraea gigas*, *Venerupis philippinarum* y *Penaeus japonicus*. Ninguna de ellas puede considerarse invasora y no se observan expansiones en ecosistemas naturales. En todos los casos, las capturas se deben a siembras intencionadas, sobre todo la almeja japonesa. Las larvas que se pueden escapar de las piscifactorías (trocóforas, velígeres, nauplius y metanauplius), desaparecen rápidamente por depredación, lo que posiblemente redunde en favor de las especies nativas, puesto que la depredación se reparte. Si estas especies fueran consideradas invasoras, con más razón habría que incluir como invasoras aunque de forma natural, dos especies marinas que se han introducido masivamente en las marismas, el lenguado fino o senegalés (*Solea senegalensis*) y la mojarra africana (*Diplodus bellotti*), las cuales han desplazado claramente al lenguado común (*Solea solea*) y al raspallón (*Diplodus annularis*).

Dos especies merecen mención aparte por su trascendencia y uso. Se trata de la chumbera común y la carpa común. La primera, *Opuntia ficus indica* es una forma cultivada desde hace más de 7.000 años, habiéndose realizado numerosos cruces entre especies similares, los cuales cruces han desembocado en la creación de formas poliploides con nula o escaso poder de germinación (Kiesling, 1998). El masivo uso de la chumbera ha significado para la especie un alto tributo que ha supuesto una reducción adicional de la edad, estimada en 40 años. Por tanto, la única manera de expandirse es mediante la enraización de las pencas o palas. Si la chumbera fuera invasora, después de estar con nosotros más de 500 años, la Península Ibérica estaría cubierta de chumberas. No es así y se observan núcleos sueltos, como consecuencia de la mano humana en sustratos con abundante materia orgánica (Blasco *et al.*, 2015).

Y qué decir de la carpa común que lleva con nosotros más de 1.500 años, habiendo sido el sustento de numerosas comunidades de interior, en tiempos de hambruna y actualmente considerada en algunas regiones como en Baleares, especie gourmet. Ciertamente que la carpa crece rápidamente, es omnívora y tiene una gran

prolificidad, pero ello no le da el carácter de invasora. En todo caso, puede discutirse una relativa condición de plaga, pero la edad de introducción aleja a la carpa de su definición tanto de invasora, como de plaga.

En un tercer grupo (potencialmente invasoras), incluimos siete especies, en algunos casos utilizadas como ornamentales: *Nicotiana glauca*, *Arctotheca calendula*, *Lantana camara*, *Yucca gloriosa* y *Solanum linnaeanum*. Mención aparte merecen dos especies por distintas razones, *Artemia franciscana* y el galápago de Florida, *Trachemys scripta*. La artemia de cultivo se escapa fácilmente de las piscifactorías y su presencia en las marismas próximas, puede tener la misma importancia que las larvas de ostras, almejas y langostinos foráneos, esto es, masa alimentaria para pequeños depredadores. Sin embargo, la asiduidad de su cultivo puede provocar que en un futuro esta especie se pueda transformar en invasora, provocando una alteración en el desarrollo de la especie próxima nativa, *Artemia salina*, por hibridación selectiva. Por el momento la artemia exótica es insustituible, pero deben realizarse proyectos que hagan rentable el cultivo de la forma nativa.

En cuanto al galápago de Florida, su comportamiento puede parangonarse con la especie anterior. Comercializado como mascota y liberado asiduamente, se ha naturalizado tan intensamente que bien puede considerarse potencialmente invasor, aunque en la actualidad la competencia con los galápagos oriundos no redundaría en favor del de Florida. Si se desea impedir que el galápago exótico se convierta en especie verdaderamente invasora, es fácil la lucha, mediante el cultivo masivo de galápagos nativos, por lo demás, muy fácil e incluso podría redundar en la creación de pequeñas empresas que ofertarían los excedentes. En todo caso, se puede actuar de la misma manera que con las tortugas marinas, retirar los huevos y liberar las crías.

Paradójicamente, el grupo más pequeño es el de especies invasoras con cuatro incluyentes: *Cortaderia selloana*, *Gambusia holbrooki*, *Micropterus salmoides* y *Acacia saligna*. Todas deberían ser eliminadas para evitar males mayores, pero tienen que ser aplicadas metodologías diferentes. En el caso de las especies ornamentales, su sustitución por especies nativas es fácil. Para la perca americana se puede aplicar el mismo método que para la carpa común, esto es, la pesca con retirada de ejemplares. En cuanto a la gambusia, es más difícil su eliminación, la cual se puede llevar a cabo, mediante pescas masivas realizadas por voluntarios. Sin embargo, no aconseja dicha retirada, ya que puede ser un agente importante de lucha biológica contra el mosquito tigre, actualmente en expansión.

El grupo más numeroso junto con el de formas naturalizadas es el de las especies transformadoras, las más peligrosas: *Ailanthus altissima*, *Arundo donax*, *Carpobrotus edulis*, *Carpobrotus acinaciformis*, *Cotula coronopifolia*, *Opuntia dillenii*, *Oxalis pes-caprae*, *Spartina densiflora*, *Lepomis gibbosus* y *Fundulus heteroclitus*. Una especie al menos entra en la categoría de plaga, *Periplaneta americana*. Y otras dos, tienen un status discutible, pero que su categoría de invasora y transformadora son defendibles: *Streptopelia decaocto* y *Cyanopica cyanus*. El gran número de especies obliga a una prioridad de actuación, puesto que la solución es la erradicación. Por orden de urgencia, esta erradicación interesa a la chumbera brava, la espartina, la caña, el ailanto y el fúndulo. En una segunda fase, puede intentarse la erradicación de los dientes de león, el vinagrillo, la perca sol y la cotula. En cuanto a la cucaracha americana, los planes de desinsectación cumplen con su cometido y para las dos aves, debe contemplarse la posibilidad de entresacas. Todo ello, teniendo en cuenta, que aun siendo especies transformadoras, algunas de ellas cumplen con cometidos de refugio o limpiadores,

como ocurre con la chumbera brava, los dientes de león y el rabilargo. Ello obliga a que antes de la necesaria erradicación, se estudien los daños colaterales.

Así pues, el presente estudio insiste en que las especies consideradas globalmente como invasoras tienen un diferente comportamiento según sus propias características intrínsecas, los resultados del choque de entrada de la especie en el nuevo ecosistema y la reacción de las especies nativas respecto de la intrusiva, así como la reacción del ecosistema. Como se ha citado anteriormente, ello es en conjunto, proporcional al tiempo y al espacio, por lo que no sirve aseverar sin más, que una especie exótica es invasora, porque la conclusión depende de muchas variables y cada forma es un núcleo distinto y personalizado, lo cual hay que conocer e interpretar también en el tiempo y en el espacio. Ello ha sido el principal objetivo del presente estudio y a ello nos hemos dedicado exhaustivamente durante los últimos seis años. Se deja, pues al lector, como último enjuiciador, la libertad de considerar si el esfuerzo realizado ha valido la pena y se ha aclarado el concepto de especie invasora, al menos para el litoral costero de Huelva.

Como un último resumen, se expone a continuación una tabla de rangos y puntuaciones, de acuerdo con la presunta peligrosidad de las especies tratadas y las actividades a realizar.

Especie	Vernáculo	Rango	P	ACT
<i>Opuntia ficus indica</i>	Chumbera común	0.1-1.0	0.1	A
<i>Haliplanella lineata</i>	Anémona de Pacífico	0.1-1.0	0.2	A
<i>Lernaea cyprinacea</i>	Gusano ancla	0.1-1.0	0.6	A
<i>Xanthium strumarium</i>	Bardana	0.1-1.0	0.8	B
<i>Ficopomatus enygmaticus</i>	Mercierella	1.1-2.0	1.1	B
<i>Eucalyptus globulus</i>	Eucalipto blanco	1.1-2.0	1.2	B
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Eucalipto rojo	1.1-2.0	1.2	B
<i>Crocosmia crocosmiflora</i>	Crocosmia	1.1-2.0	1.3	B
<i>Phoracantha semipunctata</i>	Foracanta	1.1-2.0	1.4	B
<i>Glycaspis brimblecombei</i>	Cochinilla del eucalipto	1.1-2.0	1.4	B
<i>Ricinus communis</i>	Ricino	1.1-2.0	1.4	B
<i>Crassostraea gigas</i>	Ostra japonesa	1.1-2.0	1,5	B
<i>Penaeus japonicus</i>	Langostino japonés	1.1-2.0	1.6	B
<i>Cylindropuntia imbricata</i>	Cardón	1.1-2.0	1.6	B
<i>Agave americana</i>	Pita	1.1-2.0	1.7	B
<i>Venerupis philippinarum</i>	Almeja japonesa	1.1-2.0	1.8	B
<i>Amandava amandava</i>	Bengalí rojo	1.1-2.0	1.9	C
<i>Strilda astrild</i>	Pico de coral	1.1-2.0	1.9	C
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	1.1-2.0	2.0	C
<i>Rhynchophorus ferrugineus</i>	Picudo rojo	1.1-2.0	2.0	C
<i>Lantana camara</i>	Lantana	2.1-3.0	2.1	C
<i>Arctotheca calendula</i>	Margarita africana	2.1-3.0	2.2	C
<i>Nicotiana glauca</i>	Tabaco moruno	2.1-3.0	2.3	C

Figura 16: P, puntuación estimada (de 0-5). ACT, actividades a realizar: A: ninguna; B: vigilancia; C: sustitución por especies nativas; D: eliminación; E: erradicación urgente.

Especie	Vernáculo	Rango	P	ACT
<i>Yucca gloriosa</i>	Yuca	2.1-3.0	2.3	C
<i>Trachemys scripta</i>	Galápago de Florida	2.1-3.0	2.4	D
<i>Solanum linneatum</i>	Tomatito del diablo	2.1-3.0	2.8	D
<i>Artemia franciscana</i>	Artemia americana	2.1-3.0	3.0	D
<i>Acacia saligna</i>	Acacia de hoja azul	3.1-4.0	3.5	D
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia	3.1-4.0	3.7	D
<i>Cortaderia selloana</i>	Plumero argentino	3.1-4.0	3.8	D
<i>Micropterus salmoides</i>	Perca americana	3.1-4.0	3.9	D
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perca sol	4.1-5.0	4.1	D
<i>Streptopelia decaocto</i>	Tórtola turca	4.1-5.0	4.2	D
<i>Cyanopica cyanus</i>	Rabilargo	4.1-5.0	4.2	D
<i>Oxalis pes-caprae</i>	Vinagrillo	4.1-5.0	4.3	D
<i>Cotula coronopifolia</i>	Cotula	4.1-5.0	4.6	D
<i>Carpobrotus edulis</i>	Diente de león	4.1-5.0	4.6	D
<i>Carpobrotus acinaciformis</i>	Diente de león	4.1-5.0	4.6	D
<i>Periplaneta americana</i>	Cucaracha rubia	4.1-5.0	4.7	E
<i>Arundo donax</i>	Caña común	4.1-5.0	4.7	E
<i>Fundulus heteroclitus</i>	Fúndulo	4.1-5.0	4.8	E
<i>Ailanthus altissima</i>	Ailanto	4.1-5.0	4.9	E
<i>Spartina densiflora</i>	Espartina	4.1-5.0	5.0	E
<i>Opuntia dillenii</i>	Chumbera brava	4.1-5.0	5.0	E

Figura 17: P, puntuación estimada (de 0-5). ACT, actividades a realizar: A: ninguna; B: vigilancia; C: sustitución por especies nativas; D: eliminación; E: erradicación urgente.

V. CONCLUSIONES

Del estudio realizado sobre las especies exóticas consideradas invasivas en el litoral costero de la provincia de Huelva, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. Del estudio exhaustivo de las referencias históricas y cronológicas sobre el fenómeno invasor de especies biológicas exóticas, se manifiesta una ostensible confusión no sólo en la terminología, sino también en la propia definición de especie invasora. Urge por tanto, homogeneizar tales consideraciones con el objeto de discriminar claramente las especies nativas de las exóticas y dentro de estas las que pueden ser invasoras y las que realmente lo son, separando de ellas, las que aun siendo exóticas, no representan riesgo alguno para los ecosistemas nativos.

2. Los criterios para discriminar entre especies invasoras y las que no lo son, deben tener en cuenta la historia natural de dichas especies, la edad de la introducción y la ubicación de las mismas teniendo en cuenta la masa crítica, la competencia real que provocan, lejos de una terminología vaga y sin sentido, así como el uso y la importancia biológica, económica y social de estas especies.

3. Para el litoral costero de Huelva, las siguientes especies son consideradas en el presente trabajo como claramente invasoras y su erradicación es urgente, atendiendo a criterios cronológicos, históricos, ecosistemáticos y cuantitativos: *Ailanthus altissima*, *Nicotiana glauca*, *Opuntia dillenii*, *Spartina densiflora*, *Fundulus heteroclitus*, *Lepomis gibbosus*, *Arundo donax* y *Solanum linnaenum*. En relación con la chumbera brava, peligrosamente invasora y utilizada como valla ecológica, la mejor sustitución es por la zarzamora (*Rubus ulmifolius*), igualmente eficiente.

4. Otras especies, consideradas invasoras en diversos catálogos y listados, al menos para el litoral de Huelva no suponen un riesgo importante, si bien su eliminación y sustitución por especies autóctonas sería aconsejable, evitando así un riesgo futuro: *Agave americana*, *Cortaderia selloana*, *Carpobrotus* sp. *Opuntia imbricata*, *Acacia saligna*, *Yucca gloriosa*, *Gambusia holbrooki* y *Trachemys scripta*.

5. Un tercer grupo de especies consideradas invasoras por uno u otro listado, no son concordantes con los resultados del presente trabajo, por lo que creemos que su uso y mantenimiento, no repercuten ni en los ecosistemas nativos, ni en las especies que soportan, al menos para el litoral costero e Huelva. Entre ellas, se cita a *Ricinus communis*.

6. Mención aparte merece destacar el comportamiento de la llamada *Opuntia maxima*. En primer lugar, se aconseja en concordancia con el resto del mundo (y en especial en México, origen de la especie), que sea renombrada con su primitiva denominación, *Opuntia ficus indica*, en vez de *Opuntia maxima*, denominación que utiliza exclusivamente España. Y en segundo lugar, dada la escasa repercusión de la especie como forma supuestamente invasora se aconseja, que la forma espinosa (*O. f.i. amyclaea*), pueda ser utilizada como valla ecológica (siempre que no pueda ser sustituida por especies autóctonas, como la zarzamora), y la forma inerme (*O. f.i. ficus indica*), pueda ser cultivada, como ocurre en los demás países de nuestro entorno. En todo caso, bajo la responsabilidad de los que las usan, cuidando de que no traspase los límites de uso.

7. Diferente tratamiento tienen las especies utilizadas en acuicultura y consideradas por algunas organizaciones como invasoras. Esta supuesta invasión, basada en los posibles escapes de las entidades acuícolas no tiene sentido por cuanto las mismas empresas controlan por razones económicas dichas fugas. En todo caso, la adaptación al medio no cautivo es discutible y las extracciones pesqueras mantienen a raya el aumento de las poblaciones, significando secundariamente una oportunidad de empleo, lo que debe ser globalmente evaluado. Para el litoral costero de Huelva, se incluyen en este apartado, *Penaeus japonicus*, *Crassostrea gigas* y *Venerupis philippinarum*.

8. Una reflexión diferente merecen dos especies de crustáceo, *Artemia franciscana* y *Lernaea cyprinacea*, la primera utilizada igualmente en acuicultura y la segunda, parásito piscícola introducido a la vez que especies foráneas. Dado el tamaño y la prolificidad de sus poblaciones, debe reconocerse que ambas forman ya parte de la fauna como consecuencia de su naturalización y la imposibilidad de reconocer uno a uno, los individuos para discriminarlos de las formas nativas. La única solución sería cultivar masivamente las formas autóctonas, difícil pero no imposible, para *Artemia salina* y totalmente inviable para *Lernaea*, al ser un parásito piscícola y por tanto obligada su erradicación.

9. Aunque ya ha sido citado el caso de *Opuntia ficus indica*, en su forma inerme, hay otras especies consideradas invasoras y que el presente trabajo, no las considera como tales. A destacar en este sentido, las dos especies de eucaliptos, los cuales no son capaces de extenderse y por tanto de invadir, a no ser que sean plantados. Por ello, deben ser considerados al mismo nivel que cualquier otro cultivo.

10. Si se acepta que los eucaliptos no son especies invasoras sino introducidas y cultivadas, las formas parásitas que viven sobre los eucaliptos, tampoco pueden ser consideradas especies invasoras sino simplemente plagas y como tales combatidas.

11. Mención aparte merece el picudo rojo, si bien se basa en el mismo axioma que las formas parásitas expuestas anteriormente. Ya que el picudo rojo vive sobre las palmeras y no ataca a ninguna especie nativa de la Península Ibérica, el picudo rojo no puede ser considerado un invasor, puesto que las palmeras son formas de jardín, introducidas como ornamentales. Sí debe ser considerado como especie altamente

invasora y transformadora en las Islas Canarias, parasitando a la forma endémica. Para el resto de España, el picudo rojo es una plaga a combatir, pero no una especie invasora.

12. En cuanto a *Cyprinus carpio* y *Micropterus salmoides*, tienen un distinto origen en el tiempo, pero idéntica solución. La carpa común después de al menos 1.500 años introducida, no puede ser considerada invasora, sino naturalizada, ya que el mismo tratamiento debería tener otras especies introducidas en las mismas fechas, muy extendidas y depredadoras, y por el contrario están protegidas. Sin embargo, si se desea regular sus poblaciones, al mismo tiempo que eliminarlas en lo posible, sólo hay que liberar legalmente la pesca de ambas especies con retirada de ejemplares, sea cual sea su tamaño. En un corto periodo de tiempo se pueden ver los resultados tanto en sus poblaciones como en el posible incremento de las especies nativas.

13. Otras reflexiones deberían hacerse con dos especies de aves, la tórtola turca y el rabilargo, al menos para la zona de estudio. Aun considerando que ambas especies han llegado al litoral de Huelva de manera natural, lo cual se presta a especulación, es cierto que hace tan solo setenta y cinco años, no existían, por lo que pueden considerarse zonalmente invasoras. Pero además por la masa poblacional alcanzada, sí las hacen fuertemente competidoras de las especies históricamente nativas y en el caso de la tórtola turca, claramente transformadora, lo que puede ser discutible en el caso del rabilargo.

14. De acuerdo con los resultados obtenidos, muchas si no todas las especies invasoras observadas en el litoral de Huelva, son aprovechables y algunas de ellas, son multipropósito, destacando la chumbera brava (alimentos, medicamentos, cosmética, forrajera, ornamentación), la espartina (forrajera, muebles, construcción, cestería), la caña común (bioenergía, construcción) o la pita (licores, fibra, papel), lo que supone una oportunidad de negocio nada desdeñable, redundable en la erradicación controlada de las especies invasoras ubicadas al menos en la zona de estudio.

15. Los trabajos expuestos en el presente estudio han pretendido poner de manifiesto la importancia de las especies invasoras en el equilibrio ecosistemático del litoral costero de Huelva. En concordancia con definiciones universalmente aceptadas, es obligado reconocer que algunas especies consideradas invasoras son inocuas, otras son simplemente naturalizadas, mientras que un reducido grupo incluye formas potencialmente invasoras y el resto se reconocen claramente invasoras. Las actividades encaminadas a erradicar tales especies, deberían concentrar sus esfuerzos en estas últimas, mientras que el resto no necesitan más que vigilancia. Si nuestro estudio ha colaborado positivamente en este problema tan crucial para el medio ambiente, nos consideramos satisfechos y el trabajo habrá cumplido con los objetivos propuestos.

VI. REFERENCIAS

- Abichandani, S.L. (2007). *The potential impact of the invasive species Arundo donax on water resources along the Santa Clara river: seasonal and diurnal transpiration*. Master's Thesis. Environ. Health Sci., Univ. Calif., Los Angeles.
- Acuerdo sobre la Conservación de las Aves Acuáticas Migratorias Afroeuroasiáticas (1996). La Haya, Holanda (en español).
- Aizpuru, I., Aseginolaza, C., Uribe-Echebarría, P. M., Urrutia, P. & Zorrakin, I. (1999). *Claves ilustradas de la flora del País Vasco y territorios limítrofes*. Servicio Central de Publicaciones. Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- Aguilera, A. (2009), Noticiario ornitológico. *Ardeola* 56(2), 345-367.
- Albers, H., Goldbach, M.J. & Kaffine, D. (2006). Implications of agricultural policy for species invasion in shifting cultivation systems. *Environ. & Dev. Econ.*, 11(04): 429-452.
- Albert, M. E., D'Antonio, C. & Schierenbeck, K. (1997). Hybridization and introgression in *Carpobrotus* spp. (Aizoaceae) in California: I. Morphological evidence. *Am. J. Bot.*, 84: 896-904.
- Alcaraz, C. & García-Berthou, E. (2007). Life history variation of invasive mosquitofish *Gambusia holbrooki* along a salinity gradient. *Biol. Conserv.*, 139: 83-92.
- Alcaraz, C., Bisazza, A. & García-Berthou, E. (2008). Salinity mediates the competitive interactions between invasive mosquitofish and an endangered fish. *Oecologia*, 155: 205-213.
- Alexander-Corraline, C. (2003). *The Bounty: The True Story of the Mutiny on the Bounty*. Harper Collins, London.

- Al-Hamed, M. & Hermiz, L. (1973). Experiments on the control of anchor Worms (*Lernaea cyprinacea*). *Aquaculture*, 2: 45-51.
- Allen, B., Jolley, V., Robbins, C. & Freeborne, L. (2001). Fallow versus wheat cropping of unamended and manure-amended soils related to mycorrhizal colonization, yield and plant nutrition of dry bean and sweet corn. *J. Plant Nutr.* 24: 921-943.
- Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D. & Johnston, P. (2007). *Contaminación por plásticos en los océanos del mundo*. Greenpeace, Madrid.
- Almeida, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G. & Elvira, B. (2009). Feeding tactics and body condition of two introduced populations of pumpkinseed *Lepomis gibbosus*: taking advantages of human disturbances?. *Ecol. Freshw. Fish*, 18: 15-23.
- Aymeric, P. (1139). *Codex Calixtinus*.
- Amori, G. & Lapini, L. (1997). Le specie di mammiferi introdotte in Italia: il quadro della situazione attuale, Suppl. *Ric. Biol. Selvaggina*, XXVII: 249-267.
- Alston, K.P. & Richardson, D.M. (2006). The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biol. Cons.*, 132 (2): 183-198.
- Alves, P. (2004). Sobre as comunidades de *Cotula coronopifolia* L. do litoral português. *Quercetea*, 4: 151-155.
- Amat, F., Hontoria, F., Ruiz, O., Sánchez, M., Green, A., Figuerola, J. & Hortas, F. (2004): The American brine shrimp as exotic invasive species in the Western Mediterranean. *Biol. Invasions*, 7 (1): 37-47.
- Amori, G. & Lapini, L. (1997). Le specie di mammiferi introdotte in Italia: il quadro della situazione attuale, Suppl. *Ric. Biol. Selvaggina*, XXVII: 249-267.
- Anderson, E. F. (2001). *The Cactus Family*. Timber Press. Oregon.
- Andraso, G. M. (2005). Summer food habits of pumpkinseeds *Lepomis gibbosus* and bluegills *Lepomis macrochirus* in Presque Isle Bay, Lake Erie. *J. Great Lakes Res.*, 31: 397-404.
- Andreu, J. & Vilá, M. (2009). Gestió de les invasions vegetals a Catalunya. *L'atzavara*, 18: 67-75.
- Angeler D. G., Álvarez-Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S., & Rodrigo M. A. (2002). Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aquat. Sci.*, 64: 76-86.
- Arévalo, J.R., Delgado, J.D., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M. & Fernández-Palacios, J.M. (2005). Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). Perspectives in Plant Ecology. *Evol. & System.*, 7: 185-202.
- Arias, A. & Drake, P. (1986). Contribución al conocimiento de la biología de *Valencia hispanica* Val., 1846 (Pisces: Ciprinodontidae), en el SO ibérico. *Invest. Pesq.* Vol.50: 23-36

- Arizaga, S. & Ezcurra, E. (2002). Propagation mechanisms in *Agave acroacantha* (Agavaceae), a tropical arid-land succulent rosette. *Am. J. Bot.*, 89 (4): 632-641.
- Arrillaga, B. (1997). *Plantas usadas en medicina natural*. Montevideo, Hemisferio Sur.
- Aseginolaza, C., Gomez, D., Lizaur, X., Montserrat, G., Morante, G., Salaverria, M.R., Uribe-Echebarria, P.M. & Alejandro, J.A. (1984). *Catálogo florístico de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- Avilés, J., Solís, E., Valencia, J., De la Cruz, C. & Sorci, G. (2008). Female and male plumage brightness correlate with nesting failure in azure-winged magpies *Cyanopica cyanus*. *J. Avian Biol.*, 39 (2): 257-261.
- Baldacchino, A.E. & Pizzuto, A. (1996). *Introduction of Alien Species of Flora and Fauna. Floriana, Malta*. Environment Protection Department, Malta.
- Badano E.I. & Pugnaire F.I. (2004). Invasion of *Agave* species (Agavaceae) in South-East Spain: invader demographic parameters and impacts on native species. *Diver. & Distr.*, 10: 493–500.
- Bailey, L. H. (1922). *Crocasmia. Stand. Cycl. Horticult.* 2: 896.
- Balaguer, L. (2004). Las plantas invasoras. ¿El reflejo de una sociedad crispada o una amenaza científicamente contrastada? *Hist. Nat.*, 5: 32-41.
- Balss, H. (1927). Bericht über die Crustacea Decapoda (Natantia und Anomura). Zoological Results of the Cambridge Expedition to the Suez Canal 1924, XIV. *Trans. Zool. Soc. Lond.*, 22: 221-227.
- Bará, S., Rigueiro, A., Gil, M.C., Mansilla, P. & Alonso, M. (1985). *Efectos ecológicos de Eucalyptus globulus en Galicia. Estudio comparativo con Pinus pinaster y Quercus robur*. Monografías INIA, Madrid.
- Barcena, F. & Dominguez, J. (1986). La Tourterelle Turque (*Streptopelia decaocto*) dans la Peninsule Iberique. *Alauda*, 54: 107-120.
- Barnes, R.S.K. (2005). *The brackish-water fauna of northwestern Europe*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Barragán, J.M. (2003). *Medio Ambiente y Desarrollo en las Áreas Litorales. Introducción a la Planificación y Gestión Integradas*. Servicio Publ. Univ. Cádiz.
- Bartoli, M., Nizzoli, D., Viaroli, P., Turolla, E., Castaldelli, G., Fano, E.A. & Rossi, R. (2001). Impact of *Tapes philippinarum* farming on nutrient dynamics and benthic respiration in the Sacca di Goro. *Hydrobiol.*, 455, 203-212.
- Bax, N., Carlton, J.T., Mathews-Amos, A., Haedrich, R.L., Howarth, F.G., Purcell, J.E., Rieser, A., & Grays, A. (2001). The control of biological invasions in the world's oceans. *Conserv. Biol.*, 15:1234-1246.
- Bean, A.R. (2004). Notes on Leucas R.Br. (Lamiaceae) in Australia. *Austr. Syst. Bot. Soc. Newsletter*, 118: 2-4.
- Bejarano, R. (1994). Los paisajes vegetales de la costa de Huelva y su significación. Huelva y su historia. Pub. Univ. Huelva.

- Bell, G. (1997). Ecology and management of *Arundo donax*, and approaches to riparian habitat restoration in Southern California. 103-113. In: *Plant invasions: studies from North America and Europe* (Brock, Wade, Pysek. & Green, eds). Blackhuys Publ., Leiden, The Netherlands.
- Bence, J. R. (1988). Indirect Effects and Biological Control of Mosquitoes by Mosquito fish. *J. App. Ecol.*, 25 (2): 505-521.
- Benson, L. (1982). *The Cacti of the United States and Canada*. Stanford University Press, Stanford.
- Bermejo, A., Moreno-Opo, R. & Molina, B. (2000). Expansión y distribución actual del bengalí rojo (*Amandava amandava*) en la Comunidad de Madrid. Anuario Ornitológico de Madrid 1999: 48-63.
- Bergier, P., Franchimont, J. & Thevenot, M. (1999). Colonisation and geographical expansion of two species of Colombidae in Morocco: Collared Dove *Streptopelia decaocto* and Palm Dove *Streptopelia senegalensis*. *Alauda*, 67: 23-36.
- Bernardi, G., Fernandez-Delgado, C., Gomez-Chrairi, M. & Powers, D. A. (1995). Origin of a Spanish population of *Fundulus heterclitus* inferred by cytochrome b sequence analysis. *J. Fish Biol.*, 47: 737-740.
- Bernis F., Asencio B. & Benzal J. (1985). Sobre la expansión y ecología de la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) con nuevos datos en el interior de España. *Ardeola*, 32 (2): 279-294.
- Berry, C. R., Babey, G. J. & Shrader, T. (1991). Effect of *Lernaea cyprinacea* (Crustacea: Copepoda) on stocked rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *J. Wildlif. Dis.*, 27: 206-213.
- Bezona, N., Hensley, D., Yogi, J., Tavares, J., Rauch, F., Iwata, R., Kellison, M., Wong, M. & Clifford, P. (2009). Salt and wind tolerance of landscape plants for Hawaii. *Landscape*, 13: 1-9.
- Bhagat, Y., Fox, M. G. & Ferreira, M. T. (2006). Morphological differentiation in introduced pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (L.) occupying different habitat zones in Portuguese reservoirs. *J. Fish Biol.*, 69: 79-94.
- Bhagat, Y., Wilson, C. C., Fox, M. G. & Ferreira, M. T. (2011). Genetic relationships among pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) ecomorphs in freshwater reservoirs of Portugal. *Ecol. Freshw. Fish*, 20: 287-298.
- Bianco, P. G. (1990). Potential role of the palaeohistory of the Mediterranean and Paratethis basins on the early dispersal of Euro-Mediterranean freshwater fishes. *Ichthyol. Explor. Freshw.*, 1: 167-184.
- Billard, R. (1999). *Carp: biology and culture*. Springer-Praxis Series in Aquaculture and Fisheries, Chichester, UK, 342.
- Binggeli, P., Hall, J.B. & Healey, J.R. (1998). *An overview of invasive woody plants in the tropics*. School of Agricultural and Forest Sciences Publ. No. 13, University of Wales, Bangor.
- Bhagwat, A., Breman, E., Thekaekara, T., Thornton, T. & Willis, K. (2012). A Battle Lost? Report on Two Centuries of Invasion and Management of *Lantana camara* L. in Australia, India and South Africa.

- Blanc, G. (2001). *Introduction of pathogens in European aquatic ecosystems: attempt of evaluation and realities*. In: Environmental Impact Assessment of Mediterranean Aquaculture Farms (Uriarte & Basurco, eds). CIHEAM-IAMZ, January, 2000. Zaragoza, Spain, p. 37-56.
- Blanco-Garrido, F., (2006). *Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico*. Pub. Dpto. Biol. Amb. & Salud Pública, Univ. Huelva.
- Blanco-Garrido, F, Clavero, M. & Prenda, J. (2009). Jarabugo (*Anaecypris hispanica*) and freshwater blenny (*Salaria fluviatilis*); habitat preferentes and relationships with exotic fish species in the middle Guadiana basin. *Limnetica*, 28 (1):139-148.
- Blanco, J. C. & González, J.L. (1992). *Libro rojo de los vertebrados en España*. Colección Técnica Icona. MAPA, Madrid.
- Blasco, M. (1999). La herpeticultura. Una alternativa tecnológica para regiones en desarrollo. In: *El Cultivo de Anfibios y Reptiles* (Blasco, ed.). Pub. Cámara de Comercio e Industria, Cáceres, 11-34.
- Blasco, M., Lloret, A., Moreno, E. & Angulo, M. (2015). Difference in the Invasive Potential of *Opuntia* Genus Inhabiting the South of Iberian Peninsula. *Act. Horticult.*, 1067: 67-73.
- Boland, J.M. (2006). The importance of layering in the rapid spread of *Arundo donax* (Giant reed). *Madroño*, 53 (4): 303-312.
- Boland, D.J., Brooker, M.I., Turnbull, J.W. & Kleinig, D.A. (1980). *Eucalyptus seed*. CSIRO, Canberra, Australia.
- Boland, D.J., Brooker, M.I., Chippendale, G.M., Hall, N., Hyland, B.P., Johnston, R.D., Kleinig, D.A. & Turner, J.D. (1984). *Forest trees of Australia*. CSIRO, Melbourne, Australia.
- Bolch, C. J. S. (1997). Ballast Water and Harmful Algal Blooms: Current Research and Future Directions. In: *Study Group on Ballast Water and Sediments* (ICES/IOC/IMO eds), La Tremblade, France, 13-14.
- Bolch, C. J. & Hallegraeff, G. M. (1993). Chemical and Physical Treatment Options to Kill Toxic Dinoflagellate Cysts in Ships' Ballast Water. *J. Mar. Env. Eng*, 1: 23-29.
- Bolch, C. J. & Hallegraeff, G. M. (1994). Ballast Water as a Vector for the Dispersal of Toxic Dinoflagellates. Proc. Conf. Wkshop. NOAA, 63-67.
- Bolos, O. (1975). Contribution á l'étude du *Bromo-Oryzopsis* milinaceae. *Phytocoecology*, 2 (1/2): 141-145.
- Bonnefoy, X., Kampen, H. & Sweeney, K. (2008). Introduction. In: *Public Health Significance of Urban Pests* (Bonnefoy, Kampen & Sweeney, ed). World Health Organization. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, 1-6.
- Bonneuil, C. (2002). Los jardines botánicos coloniales y la construcción de lo tropical. *Ciencias*, 68: 46-51.
- Boudry, P., Heurtehis, S., Collet, B., Comelle, F. & Gérard, G. (1998). Differentiation between populations of the Portuguese oyster *Crassostrea*

- angulata* (Lamarck) and the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg) revealed by mtDNA RFLP analysis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 226: 279-291.
- Brabrand, A. & Saltveit, S. J. (1989). Ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs. *Archiv Hydrobiol.*, 114 (4): 575-589.
- Bransdena, M., Battaglione, S., Moreheada, D., Dunstanb, G. & Nichols P. (2005). Effect of dietary 22: 6n-3 on growth, survival and tissue fatty acid profile of striped trumpeter (*Latris lineata*) larvae fed enriched Artemia. *Aquaculture*. 243: 331-344.
- Bratti, J. (1996). Efecto de la altura de corte en el rebrote de *Acacia saligna* (Labill.) H.Wendel. Memoria Ingeniero Forestal. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Santiago, Chile.
- Bravo-Hollis, H. (1978). *Las Cactáceas de México*. Vol. I. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico D.F.
- Bravo, C. & Bueno, F. (1999). Mamíferos de España. Visión americano, *Mustela vison* Schreber, 1777. *Galemys*, 11(2): 3-16.
- Breber, P. (2002). Introduction and acclimatisation of the Pacific carpet clam *Tapes philippinarum*, to Italian waters. In: *Invasive aquatic species in Europe* (Leppakoski, Gollasch & Olenin, eds). Distribution, Impacts and Management. Kluwer, Dordrecht, 120-126.
- Brennan, E., Gill, R., Hrusa, G. & Weinbaum, S. (1999). First record of *Glycaspis brimblecombei* Moore (Homoptera: Psyllidae) in North America: initial observations and predator associations of a potentially serious new pest of *Eucalyptus* in California. *Pan-Pacific Entomol.*, 75: 55-57.
- Brennan, E., Hrusa, G., Weinbaum, S. & Levison, W. (2001). Resistance of *Eucalyptus* species to *Glycaspis brimblecombei* (Homoptera: Psyllidae) in the San Francisco by area. The Pan-Pacific. *Entomologist* 77: 249-253.
- Britton, N. L. & Rose, J. N. (1919). *The Cactaceae. Descriptions and illustrations of plants of the cactus family*. Vols. I-II. Dover Publications Inc., New York.
- Brongn, A. (1829). Poaceae *Spartina densiflora*. Voy. Monde, Phan, 14.
- Brooker, M.I.H. & Kleinig, D.A. (1983). *Field Guide to Eucalypts Vol. 1: South-Eastern Australia*. Inkata Press. Sydney, Australia.
- Brooker, M.I.H. & Kleinig, D.A. (1990). *Field Guide to Eucalypts, Vol. 2: South Western and Southern Australia*. Inkata Press. Melbourne, Australia.
- Brooker, M.I.H. & Kleinig D.A. (1994). *Field Guide to Eucalypts. Volume 3, Northern Australia*. Inkata Press. Sydney, Australia.
- Broughton, S. (2000). Review and evaluation of lantana biocontrol programs. *Biol. Control*, 17: 272-286.
- Brown, A. C. & Mclachlan, A. (1990). *Ecology of Sandy Shores*. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam, the Netherlands.
- Brown, C.J. & Gubb, A.A. (1986). Invasive alien organisms in the Namib desert, upper Karoo and the arid and semi-arid savannas of western southern Africa. In: *The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa*

- (Macdonald, Kruger & Ferrar, eds). Oxford University Press, Cape Town, 93-108.
- Bumann, D. (1995). Localization of Digestion Activities in the Sea Anemone *Haliplanella luciae*. *Biol. Bull.*, 189: 236-237.
- Burguers, T. F. (1948) Asociaciones de plantas y elección de especies forestales en los terrenos diluviales y aluviales del sur de la provincia de Huelva. *Montes*, 23: 393-403.
- Buroker, N.E. (1983). Sexuality with respect to shell length and group size in the Japanese oyster *Crassostrea gigas*. *Malacologia*, 23(2): 271-279.
- Bybee, L. F., Millar J. G., Paine T. D., Campbell K. & Hanlon, C. C. (2004). Effects of temperature on fecundity and longevity of *Phoracantha recurva* and *P. semipunctata* (Coleoptera: Cerambycidae) *Environm. Entomol.*, 33(2): 138-146.
- Cadahia, D. (1981). *Phoracantha semipunctata* F., una nueva plaga de los *Eucalyptus* en España. *Agricultura*, 592: 845-848.
- Cadahia, D. (1986). La importancia de las plagas de insectos de los eucaliptos en la región mediterránea. *Boletín OEPP*, 16 (2): 265-283.
- Cadevall, J. (1911). Notas críticas fitogeográficas. Flora de Catalunya (vol. IV). *Bol. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 11(4): 225-256.
- Cadl, A. & Joly, P. (2004). Impact of the introduction of the slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiv. Cons.*, 13: 2511-2518.
- Caiola, N & Sostoa, A. (2005). Possible reasons for the decline of two native tooth carps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced. Eastern mosquito fish. *J. Appl. Ichthyol*, 21: 358-363.
- Calman, W. (1911). *The Life of Crustacea*. Methuen & Co. Ltd., London.
- Campelo, F., Marchante. H. & Freitas, H. (1999). Ecology and population dynamics of the invasive exotic species *Carpobrotus edulis* in the Portuguese sandy coast. *Proc. 5th Int. Confer. Ecol. Inv. Alien Plants*. La Maddalena, Sardinia, Italy.
- Campos, J.A. (2000). *Impacto de la flora exótica naturalizada en la Comunidad Autónoma del País Vasco: clasificación, evaluación y control*. Informe inéd. Fundación Bilbao Bizkaia Kutxa, Bilbao.
- Campos, J. A. & Herrera, M. (1997). La flora introducida en el País Vasco. *Itinerarios Geobot*, 10: 235-255.
- Capdevila, L., Iglesias, A., Orueta, J. & Zilletti, B. (2006). *Especies Exóticas Invasoras: Diagnóstico y Bases para la Prevención y el Manejo*. Min. Medio Amb., Madrid.
- Cardia, P.M. (2002). *A distribuição mundial de Pega-Azul (Cyanopica cyanus Pall., 1776). Uma análise molecular de um problema biogeográfico*. Tesis Doctoral, Univ. Porto, Porto.
- Carlton, J. T. (1985). Transoceanic and Interoceanic Dispersal of Coastal Marine Organisms: The Biology of Ballast Water. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 23: 313-371.

- Carlton, J. T. (1993). Dispersal mechanisms of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). In: *Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control* (Nalepa & Schloesser, eds). CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, USA, 677-697.
- Carlton, J. T. (1996). Marine bioinvasions: the alteration of marine ecosystems by nonindigenous species. *Oceanogr.*, 9: 36-43.
- Carlton, J. T. (2001). *Introduced Species in U.S. Coastal Waters. Environmental Impacts and Management Priorities*. Pew Oceans Commission. Arlington, Virginia. USA.
- Carlton, J. T. & Geller, J. B. (1993). Ecological Roulette: The Global Transport of Nonindigenous Marine Organisms. *Science*, 261(6): 78-82.
- Carlton, J. T., Reid, D. M., & Leeuwen, H. (1995). *Shipping Study. The Role of Shipping in the Introduction of Nonindigenous Aquatic Organisms to the Coastal Waters of the United States (other than the Great Lakes) and an Analysis of Control Options*. Nat. Sea Grant Coll. Sea Grant Proj. USA.
- Carter, R. W. (1988). *Coastal environment; an introduction to the physical, ecological and cultural environment*. Academic Press Ltd, Ed., Lond.
- Carrascal, L. M. & Palomino, D. (2008). *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Carvalho, M. L., Araujo, A. & Ferreira, L. F. (2003): Human intestinal parasites in the past: New findings and a review. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 98 (1): 103-118.
- Casayas, T. (1989). *La flora al·lòctona de Catalunya*. Tesis doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.
- Casterlin, M. E. & Reynolds, W.W. (1977). Aspects of habitat selection in the mosquitofish *Gambusia affinis*. *Hydrobiol.*, 55 (2): 125-127.
- Castro, M.J. (2004). *Características morfológicas y reproductivas (hibridación) de siete poblaciones de Artemia franciscana en México, en relación a su hábitat y latitud*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. México.
- Castro-Díez, P., Valladares, F. & Alonso, A. (2004). La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13 (3): 63-71.
- Castro-Díez, P., González, N. & Alonso, A. (2008). Los árboles exóticos invasores alteran la tasa de descomposición de la hojarasca. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 25: 99-104.
- Castroviejo, J. (1972). Primeras observaciones de tortola turca *Streptopelia decaocto* en España. *Ardeola*, 40(1): 98.
- Castroviejo, S., ed. (1986/1997). *Flora Iberica* Vols. 1-8. Real Jardín Botánico de Madrid. C.S.I.C. Madrid.
- Cavalcaselle, B. (1980). Osservazioni sulla diffusione di *Phoracantha semipunctata* F. in Sardegna, Sicilia e nell'Italia Centro Meridionale. In "Atti, Congresso Nazionale Italiano de Entomologia, Roma. Tipografia Compositori, Bologna, Italy, 455-464.
- Ceballos, G. (2005). *Los mamíferos silvestres de México*. Conabio-Fondo, Mexico D.F.

- Ceballos, L. & Ruiz de la Torre, J. (1979). *Árboles y arbustos de la España peninsular*. Pub. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- Cerezal, P. & Duarte, G. (2005). Algunas características de tunas (*Opuntia ficus-indica*, L. Miller), cosechadas en el altiplano andino de la 2^{da} Región de Chile. *J. Profess. Ass. Cactus Dev.*, 7: 34-60.
- Chapin, F. S., Shaver, G. R., Giblin, A. E., Nadelhoffer, K. J. & Laundre, J. A. (1995). Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate. *Ecology*, 76: 694–711.
- Champ, M. A. (2000). A review of organotin regulatory strategies, pending actions, related costs and benefits. *Sci. Total Envir.*, 258: 21-71.
- Chapman, V. J. (1977). *Wet coastal ecosystems*. Elsevier, Amsterdam & New York.
- Charlton, J.T. (1979). *History, biogeography, and ecology of the introduced marine and estuarine invertebrates of the Pacific coast of North America*. Unpublished Ph.D. thesis, University of California, Davis, California.
- Chen, S. (1997). China Flora. *Sci. Press*, 43(3): 1-6.
- Chippendale, G.M. (1988). *Flora of Australia. Mirtaceae-Eucalyptus Angophora*. Government Publishing Service. Vol.19, Camberra. Australia.
- Clarke, G. M., Grosse, S., Matthews, M., Catling, P. C., Baker, B., Hewitt, C. L., Crowther, D. & Saddler, S. R. (2000). *Environmental Pest Species in Australia*. Second Technical Paper Series No. 2 (Biodiversity). Paper of the Environmental Department and Heritage, Camberra, Australia.
- Clavero, M., Blanco, F. & Prenda, J. (2004). Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aq. Cons.-Mar. & Freshw. Ecosyst.*, 14: 575-585.
- Clavero, D. & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol.*, 20(3): 110.
- Clavero, M. & García-Berthou, E. (2006). Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecol Appl*, 16: 2313-2324.
- Clayton, W. D. (1980). *Pennisetum* L. Richard, C. M. In: *Flora Europaea* (Tutin, ed). Cambridge University Press, Cambridge, 5: 264-288.
- Clement, P., Harris, A. & Davis, J. (1993). *Finches and sparrows: an identification guide*. Princeton University Press. New Jersey.
- Clemente, L., García-Fernández, L.V. & Siljestrom, P. (1998). *Los suelos del Parque Nacional de Doñana*. Colección Técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- Climont, A., Constán Nava, S., Terrones, B., Pastor, E. & Bonet, A. (2006). Distribució de les poblacions de l'espècie invasora *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle al parc natural del Carrascal de la Font Roja. *Iberis*, 4: 89-102.
- Cochram, D. G. 1982. Cockroaches. Biology and control. Documento de la Organización Mundial de la Salud. Ginebra. WHO/VBC/82. 856 pp.

- Coffman, G.C., Ambrose, R.F. & Rundel, P.W. (2010). Wildfire promotes dominance of invasive giant reed (*Arundo donax*) in riparian ecosystems. *Biol. Invasions*, 12: 2723-2734.
- Cohen, A.N. (2005). *Guide to the Exotic Species of San Francisco Bay*. San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA.
- Collins, N. C. & Hinch, S. G. (1993). Diel and Seasonal Variation in Foraging Activities of Pumpkinseeds in an Ontario Pond. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 122: 357- 365.
- Comisión para la Cooperación Ambiental de Canada (2009). Montreal (Québec). Canada.
- Consejo Internacional para la Exploración del Mar. (1902). (ICES). Copenage, Dinamarca.
- Constán Nava, S., Bonet Jornet, A. & Serra Laliga, L. (2008). Efectos de la especie invasora *Ailanthus altissima* (Mill. Swingle) sobre la diversidad vegetal en bosques de ribera del LIC Serra de Mariola y Carrascal de la Font Roja. *Iberis*, 6: 65-75.
- Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. (1973). (CITES). Washington, Estados Unidos de America.
- Convención Internacional de Protección Fitosanitaria. (1951). (CIPF), Roma, Italia.
- Convención relativa a la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres. (CMS). (1979). Bonn, Alemania.
- Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. (1971). Ramsar. Irán.
- Convenio sobre la Diversidad Biologica. (1982). Cumbre de la Tierra. (CDB). Rio de Janeiro.
- Convenio internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques. (2004). Londres, Reino Unido.
- Convenio de Berna o Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural en Europa. (2003). Berna, Suiza.
- Convenio relativo a la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nororiental. (1992). (OSPAR). Paris, Francia.
- Cooke, D. A. 1986. *Iridaceae*. En: A. S. George (ed.), *Fl. Australia* 46: 1-66. Australian Gov. Publ. Serv., Camberra.
- Cooke, S. J., Philipp, D. P., Wahl, D. H. & Weatherhead, P. J. (2006). Energetics of parental care in six syntopic centrarchid fishes. *Oecologia*, 148: 235-249.
- Cooper, J.H. (1998). *Cyanopica* – A mystery solved. *Bull. Brit. Ornithol.*, 118: 135.
- Cooper, J.H. (2000). First record of Azure-winged magpie, *Cyanopica cyanus* in Europe. *Ibis*, 142: 150-151.
- Copp, G.H. & Fox, M.G. (2007). Growth and life history traits of introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Europe, and the relevance to invasiveness potential. In: *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and*

- Threats* (Gherardi, ed). Invading Nature-Springer Series in Invasion Ecology, Volume 2. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 289-306.
- Copp, G.H., Garthwaite, R. & Gozlan, R.E. (2005). Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives for the UK. *CEFAS, Sci. Ser. Tech. Rep.*, 129: 1-32.
- Copp, G. H., Bianco, P. G., Bogutskaya, N. G., Falka, T. Eros, I., Ferreira, M. T., Fox, M. G., Freyhof, J., Gozlan, R. E., Grabowska, J., Kovác, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A. M., Penáz, M., Povz, M. Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I. C., Stakenas, S., Sumer, S., Vila-Gispert A. & Wiesner, C. (2005). To be, or not to be, a non-native freshwater fish?. *J. App. Ichthyol.*, 21(4): 242-262.
- Cordero-Tapia, P.J., Gallego, S. & Rodriguez-Teijeiro, J. D. (1985). Presencia y nidificacion de tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) en Cataluña. *Pub. Dep. Zool., Univ. Barcelona*, 11: 105-106.
- Cortés, B. (1885). *Novísima guía del hortelano, jardinero y arbolista*. Imprenta del Colegio Nacional de Sordo-Mudos y de Ciegos. Madrid.
- Courtenay, W.R. (1995). The cause for caution with fish introductions. *Am. Fish Soc. Symp.*, 15: 413-424.
- Cramp, S. (1985). *The birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Terns to Woodpeckers. Oxford University Press.
- Cramp, S. & Perrins, C. (1994). *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. VIII y IX. Oxford University Press.
- Crawford, R. D. (1992). Introducción desde América y difusión en Europa de pavos domesticados (*Meleagris gallopavo*), *Arch. Zoot.*, 41: 307-314.
- Crespo, L., López, L., Martín, S., Martínez, M. & Saavedra, B. 2008. Flora bioinvasora al Parc de Collserola. El cas d'*Ailanthus altissima*. *Diagnosi ambiental al Parc de Collserola*, 65-69.
- Cronk, Q. C. B. & Fuller, J. L. (1996). *Plantas Invasoras. La amenaza a los ecosistemas naturales*. Fondo Mundial para la Naturaleza, UNESCO Y Royal Botanical Garden.
- Cross, I. (2005). *Caracterización poblacional y citogenética de Crassostrea angulata: Análisis molecular del ADNr 5S en ostereidos*. Tesis doctoral. Universidad de Cádiz.
- Cuesta Mariscal, J. A., García-Raso, J. E. & González Gordilla, J. L. (1991). Primera cita de *Rhitropanopeus harrisii* (Gould, 1841) (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Xanthidae) en la Península Ibérica. *Bol. Inst. Esp. Oceanog.*, 7(2): 149-153.
- Cuesta, J. A., Serrano, L., Bravo, M.R. & Toja, J. (1996). Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species. *Limnética*, 12(1): 41-45.
- Cursach, B. (2003). Especies exóticas invasoras una amenaza para la biodiversidad. *Fund. Biodiv.*, 2003: 58-65.
- D'Antonio, C.M. (1993). Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology*, 74:83-95.

- D'Antonio, C.M. & Mahall, B.E. (1991). Root profiles and competition between the invasive, nonindigenous perennial, *Carpobrotus edulis* (Aizoaceae), in coastal strand communities of central California. *J. Appl. Ecol.*, 27: 693-702.
- Dana, E. D. & Sanz-Elorza, M. (2008). Localizaciones de especies alóctonas ornamentales asilvestradas en Andalucía. *Bouteloua*, 3: 14-22.
- Dana, E. D., Sobrino, E. & M. Sanz-Elorza (2004). *Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.
- Dana, E.D., Randall, R.P., Sanz-Elorza, M. & Sobrino, E. (2003). First evidences of the invasive behaviour of *Leucaena leucocephala* in Europe. *Oryx*, 37(1): 14.
- Dana, E., Sanz, M., Vivas, S. & Sobrino, E. (2005). *Especies vegetales invasoras en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.
- Daniel Guillot Ortiz & Piet Van der Meer (2009). Claves para los taxones infraespecíficos de *Agave attenuata* Salm-Dyck cultivados en España. *Bouteloua*, (6): 134-140.
- Day, M., Wiley, C., Playford, J. & Zalucki, M. (2003). Lantana: Current Management Status and Future Prospects for International Agricultural Research. Australian Centre, Canberra, unpublished paper.
- Dean, S.J., Holmes, P.M. & Weiss, P.W. (1986). Seed biology of invasive alien plants in South Africa and Namibia. In: *The ecology and management of biological invasions in southern Africa* (Macdonald, Kruger & Ferrar, eds). Oxford University Press, Cape Town, 157-170.
- De Candolle, A. (1855). *Géographie botanique raisonnée: ou exposition des faits principaux et des lois concernant la distribution géographique des plantes de l'époque actuelle*. Masson, Paris.
- De Castro, A.F. (1912). El eucalipto en las repoblaciones forestales en Andalucía. *Montes*, 80(36): 37-42.
- De Lope Rebollo, F. & De la Cruz Solís, C. (1985). *Lepomis gibbosus* L. (Perciformes, Centrarchidae) nueva especie en la ictiofauna del Guadiana. *Doñana Act. Vert.* 12 (1): 165.
- De Lope, F., Guerrero, J., De Cruz, C. & Da Silva, E. (1985). Quelques aspects de la biologie du Bengali Rouge (*Amandava amandava* L.) dans le bassin du Guadiana (Extrémadoure, Espagne). *Alauda*, 53: 166- 180.
- De Marzi, V. (2006). *100 Plantas Argentinas*. Editorial Albatros. Buenos Aires.
- De Vos, M. P. 1984. The African genus *Crocasmia* Planch. *J. South Afr. Bot.* 50: 463-502.
- De Poorter, M., Darby, C. & Darby, J. (2009). *Amenaza marina, especies exóticas invasoras en el entorno marino*. UICN.
- De Sostoa, A., Lobón-Cervía, J., Fernández-Colomé, V. & De Sostoa, F. J. (1987). La distribución del pez sol (*Lepomis gibbosus* L.) en la Península Ibérica. *Doñana Act. Vert.*, 14: 121-123.

- De la Cruz, C. (1988). *Contribución al conocimiento de la biología del Rabilargo (Cyanopica cianus Pall, 1776) en Extremadura*. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura. Badajoz.
- De la Cruz, C., de Lope, F. & Da Silva, E. (1990). Éxito reproductor del rabilargo (*Cyanopica cyanus*) en Extremadura. *Ardeola*, 37: 179-195.
- De la Puente, J., Pérez-Tris, J., Juan, M. & Bermejo, A. (2006). *Anuario Ornitológico de Madrid 2005*. SEO-Monticola. Madrid.
- De las Heras, M.A. (2007). *Estudio de vegetación al Oeste de Doñana*. Ed. Universidad de Huelva.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J. (1997). *Handbook of the birds of the world*, Vol 4. Sandgrouse to Cuckoos. Lynx Edicions. Barcelona.
- Del Monte, J.P. & Aguado, P.L. (2003). Survey of non-native plant species in the Spanish Iberia in the period 1975-2002. *Fl. Medit.*, 13: 241-259.
- Decreto-Lei Nº 565/99 de 21 de Diciembre. Espécies exóticas invasoras de Portugal. Lisboa.
- Decreto-Ley 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats. Madrid.
- Decreto-ley 5/2012, de 27 de noviembre, de medidas urgentes en materia urbanística y para la protección del litoral de Andalucía. Sevilla.
- Delgado, M. & Perez-Camacho, A. (2007). Comparative study of gonadal development of *Venerupis philippinarum* (Adams and Reeve) and *Venerupis decussata* (L.) (Mollusca: Bivalvia): Influence of temperature. *Scientia Marina*, 71(3): 471-484.
- Delibes, M. (1982). Notas sobre la distribución pasada y actual del Meloncillo *Herpesres ichneumon* (L.) en la Península Ibérica. *Doñana Act. Vert.*: 341-352.
- Delibes, M., Clavero, M. & Prenda, J. (2004). Potential impact of an exotic mammal on rocky intertidal communities of northwestern Spain. *Biol. Inv.*, 6: 213-219.
- Delgado, J.A., Gómez, A., Esteban, C. & Serrano, J.M. (2005). *Distribución de las especies invasoras de la comunidad de Madrid*. Pub. Dpto. Interuniversitario de Ecología, Facultad de C.C. Biológicas. Universidad Complutense de Madrid.
- Dembski, S., Masson, G., Monnier, D., Wagner, P. & Phan, J. C. (2006). Consequences of elevated temperatures on life-history traits of an introduced fish, pumpkinseed *Lepomis gibbosus*. *J. Fish Biol.*, 69: 331-346.
- Devesa, J. A. (1987). *Ononis* L. In: *Flora Vascular Andalucía Occidental* (Valdés, ed). Ed. Ketres. Barcelona, 2: 132-154.
- Díaz, M. Asensio, B. & Telleria, J.L. (1996). *Aves ibéricas I. No Paseriformes*. J.M. Reyero Ed., Madrid.
- Díez del Molino, D., Carmona-Catot, G., Araguas, R. M., Vidal, O., Sanz, N., García-Berthou, E. & García-Marín, J. L. (2013). Gene Flow and Maintenance of Genetic Diversity in Invasive Mosquitofish (*Gambusia holbrooki*). *Plosone*, 8 (12): 82-85.

- Dimitri, M. J. (1987). Iridáceas. En: M. J. Dimitri (ed.), Descripción de las Plantas Cultivadas. 3ra. ed., Acme, Buenos Aires. *Encicl. Argent. Agr. Jard.*, 1: 262-272.
- Directiva 2009/147/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres. Parlamento Europeo, Bruselas.
- Directiva del Consejo 79/409 CEE, relativa a la conservación de las aves silvestres. Parlamento Europeo, Bruselas.
- Directiva del Consejo 92/43 CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres. Parlamento Europeo, Bruselas.
- Doadrio, I. (2001). *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Secretaría General de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Domínguez, J., Pena, J. C., De Soto, J. & Luis, E. (2002). Alimentación de dos poblaciones de perca sol (*Lepomis gibbosus*), introducidas en el Norte de España. *Limnetica*, 21: 135-144.
- Doran J.C. & Turnbull, J.W. (1997). *Australian trees and shrubs: species for land rehabilitation and farm planting*. ACIAR. Canberra, Australia, 24: 1-384.
- Dos Santos, R. R. (1965). A colony of the Blue Magpie *Cyanopica cyanus cooki*, in Barca d'Alva upper Douro, Spain. *An. Fac. Cienc. Porto*, 48: 265-292.
- Dos Santos, J. R. (1978). Colónia de Rolas Turcas em plena cidade do Porto. *Cyanopica* 1 (2): 57-68.
- Drake, J.A., Mooney, H.A., Di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmánek, M. & Williamson, M. (1989). *Biological Invasions, a Global Perspective*. Chichester. Reino Unido.
- Duarte, C. M. (2006). *Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema tierra*. Colección divulgación.CSIC. Madrid.
- Dukes, J. S. & Mooney, H. A. (2004). Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 77 (3): 411-437.
- Duncan, J. R. & Lockwood, J. L. (2001). Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biol. Cons.*, 102: 97-105.
- Dunlap, T. R. (1997): Remaking the land: the acclimatization movement and anglo ideas of nature, *J. World Hist.*, 8: 303-319.
- Eble, A.F. & Scro, R. (1996). *General Anatomy*. In: The Eastern Oyster: *Crassostrea virginica* (Kennedy, Newell & Eble, eds). Maryland Sea Grant College. Maryland. U.S.A., 19-73.
- Echevarría, C., I. Vaquero & F. Gil (1988). Aportación al conocimiento del metabolismo fotosintético utilizado por cormofitas del PNMO (Parque Natural de las Marismas del Odiel). *Lagascalia*, 15: 509-526.
- Ecroyd, CE, Knowles, B. & Kershaw, DJ. (1984). Pampas. Reconocimiento de una nueva maleza del bosque. *Investigación*, 128: 6.
- Eggli, U. (2001). *Monocotyledons. Illustrated Handbook of Succulent Plants*. Springer, Frankfurt.

- Eldredge, L.G. & Smith, C.M. (2001). *A guide book of introduced marine species in Hawaii*. Bihosp Museum Technical Report No. 21, 1-60.
- Ellery, A.J. (2002). Embryo dormancy responses to temperature in capeweed (*Arctotheca calendula*) seeds. *Seed Sci. Res.*, 12: 181-191.
- Else, J. (1996). *Post-flood establishment of native woody species and an exotic, Arundo donax, in a southern California riparian system*. Masters Thesis. San Diego State University. San Diego, CA.
- Elton, C.S. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London, UK.
- Elvira, B. (1995). Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshw. Biol.*, 33(1): 103-108.
- Elvira B. (1998). Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. In: *Stocking and Introduction of Fish* (Cowx, ed.). Fishing News Books, Oxford, 186-190.
- Elvira, B. & Almodovar, A. (2001). Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *J. Fish Biol.*, 59: 323-331.
- Elvira, B., Almodóvar, A. & Nicola, G. G. (1998). Fish communities of the middle-upper Tagus River (central Spain): A story of river regulation and exotic introductions. *Polskie Arch. Hydrobiol.*, 45: 165-171.
- Encyclopedia of Life (2013). *Fundulus heteroclitus*. Mummichog. [Http:// eol .org/ pages /11572/hierarchy_entries/46550431/overview](http://eol.org/pages/11572/hierarchy_entries/46550431/overview).
- EPA. (2008). *Effects of climate change for aquatic invasive species and implications for management and research*. U.S. Environmental Protection Agency, USA.
- EPPO Standard PM 3/66(1) (2006). Guidelines for the management of plant health risks of biowaste of plant origin. *OEPP/EPPO Bull.*, 36: 353-358.
- Ernst, C. H. & Barbour, R. W. (1989). *Turtles of the World*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Ernst, C. H. & Lovich, J. E. (2009). *Turtles of the United States and Canada* (second edition). Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Escandell, V. (2011). Programa SACRE. In: *Seguimiento de aves comunes en España en primavera* (Escandell, Palomino, Molina, Leal, Remacha, Bermejo, Puente & Moral, eds). Programa de seguimiento de SEO/BirdLife en 2009-2010. Madrid, 4-13.
- Espinosa Paz, H., Arredondo Velázquez, C., Cano García, M. A., Vázquez Quintana, F. & Canseco López, A. M. (2003). Banco de germoplasma de Mezcal mezcalero (*Agave sp*). Reporte de programa de estudio apoyado por la coordinación General de Posgrado e Investigación del Instituto Politécnico Nacional, México.
- Esteban-Duran, J., Yela, J.L., Beitia-Crespo, F. & Jimenez-Alvarez, A. (1998). Curculiónidos exóticos susceptibles de ser introducidos en España y otros países de la Unión Europea a través de vegetales importados (Coleoptera: Curculionidae: Rhynchophorinae). *Bol. San. Veg. Plagas*, 24: 23-40.

- Esteve, F. (1973). *Vegetación y Flora de las regiones central y meridional de la provincia de Murcia*. Pub. Centro Edaf. Apl. Segura, Murcia.
- European and Mediterranean Plant Protection Organisation (EPPO), (2006a). Reporting Service: NO.3 PARIS, 2006-03-01.
- European and Mediterranean Plant Protection Organisation (EPPO), (2006b). EPPO Reporting Service: NO.8 PARIS, 2006-08-01.
- Evaluación de Ecosistemas del Milenio. (2005). Instituto Nacional para la Salud Pública y el Medio Ambiente (RIVM), Países Bajos.
- Farley, D. G. (1980). Prey selection of the mosquitofish *Gambusia affinis* in Fresno County rice fields. *Proc. Calif. Mosq. & Vect. Contr. Ass.*, 48: 51–55.
- FAO. (2013). *Cultured Aquatic Species Information Programme. Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). FAO Fisheries and Aquaculture Department, FAO, Rome.
- Fauvel, P. (1923). Un nouveau Serpulien d'eau saumatre *Mercierella enigmatica* n.g.n.sp. *Bull. Soc. Zool. France* 47: 424-430.
- Feizhaddad, M., Kassiri, H., Sepand, M. & Ghasemi, F. (2012). Bacteriological Survey of American 23 Cockroaches in Hospitals. *Middle-East J. Sci. Res*, 12 (7): 985-989.
- Fernandez, T. (2008). *Determinación de hibridación natural entre Crassostrea angulata (Lamarck, 1819) y Crassostrea gigas (Thunberg, 1793), en poblaciones naturales del Sudoeste de la Península Ibérica*. Tesis de Máster, Universidad de Cádiz.
- Fernández, R. B. (1993). *Lavatera* L (1758). In: *Flora Ibérica* (Castroviejo, ed.). C.S.I.C. Real Jardín Botánico Madrid, Vol. 3: 232-243.
- Fernández-Delgado, C. (1989). Life-history patterns of the salt-marsh killifish *Fundulus heteroclitus* (L.) introduced in the estuary of the Guadalquivir River (South West Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 29: 573-582.
- Fernández-Delgado, C. (1989). Life-history patterns of the mosquito-fish, *Gambusia affinis*, in the estuary of the Guadalquivir River of south-west Spain. *Freshw. Biol.*, 22 (3): 395-404.
- Fernández Galiano E. & Cabezudo, B. (1976). Plantas de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva). *Lagascalia* 16 (1): 117-176.
- Fernández Muerza A. (2012). *Las 10 especies invasoras más peligrosas de España*. Pub. Medio Ambiente, Energía y Ciencia, Madrid.
- Fernández-Pedrosa, V., Latorre, A. & González, A. (1996). Evidence from mtDNA RFLP analysis for the introduction of *Fundulus heteroclitus* to southwestern Spain. *J. Fish Biol.*, 48 (6): 1278-1282.
- Fernández Zamudio, R., A. Sousa & P. García Murillo (2007). *Laguna de las Madres (Huelva). Flora y Vegetación*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Ferrari, L. & Ramirez, O. (1998). *Manual de detección y control de plagas y enfermedades presentes y potenciales en plantaciones de pino y eucalipto*. Concepción, Chile. Editora Anibal Pinto.

- Ferrari, A. E. & Wall, L. G. (2004): Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados. *Rev. Fac. Agron.*, 105 (2): 63-87.
- Ferreira, T., Oliveira, J., Caiola, N., De Sostoa, A., Casals, F., Cortes, R., Economou, A., Zogaris, S., García-Jalón, D., Ilheu, M., Martínez-Capel, F., Pont, D., Rogers, C. & Prenda, J. (2007). Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fish. Manag. & Ecol.*, 14: 473-481.
- Ferrero-Rodríguez, J. L. (2001). *Eriocheir sinensis en el Bajo Guadalquivir. Prospección para la determinación de las poblaciones de la especie invasora cangrejo chino (Eriocheir sinensis) en el bajo Guadalquivir. Plan I. Informe realizado para la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.*
- Fichtl, R. & Ad Masu, A. (1994). *Honeybee flora of Etiopia*. Weikersheim: Margraf Verlag.
- Figuerola, M.E. & Castellanos, E.M. (1988). Vertical structure of *Spartina maritima* and *Spartina densiflora* in mediterranean marshes. In: *Plant form and vegetation structure* (Werger, van der Aart, During & Verhoeven, eds). SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, 105-108.
- Fischer-Piette, E.(1951). Stations de l'Annélide tubicole *Mercierella enigmatica* Fauvel sue la côte Nord d'Espagne. *Bull. Lab. Dinard*, 34: 7-9.
- Fischer-Piette, E.(1955). Répartition le long des côtes septentrionales de l'Espagne des principales espèces peuplant les roches intercotidiaux. *Ann. Inst. Océanogr. Monaco*, 61 (1277): 1-38.
- Fitz-Gibbon, F., Allsopp, P. G. & De Barro, P. J. (1999). Chomping, boring and sucking on our doorstep-the menace from the north. *Proceedings of the Australian Society of Sugar Cane Technologists* 21: 149-155.
- Finley, E. (2003). *Plant Assessment Form: Arctotheca calendula (L) Levyns (fertile varieties)*. Parte IV. California Invasive Plant. California. USA.
- Flassch, J.P. & Leborgne, Y. (1992). Introduction in Europe, from 1972 to 1980, of the Japanese Manila clam (*Tapes philippinarum*) and effects on aquaculture production and natural settlement. *ICES Mar Sci Symp*, 194: 92-96.
- Flecker, A.S. & Townsend, C.R. (1994). Community-wide consequences of trout introduction in New Zealand streams. *Ecol. Applic.*, 4 (4): 798-940.
- Florentine, S.K., Westbrooke, M.E., Gosney, K, Ambrose, G & O'Keefe, M. (2006). The arid land invasive weed *Nicotiana glauca* R. Graham (Solanaceae): Population and soil seed bank dynamics, seed germination patterns and seedling response to flood and drought. *Journal of Arid Environments*, 66: 218-230.
- Flux, J. E. C. & Fullagar, P. J. (1992). World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. *Mammal Rev.*, 22 (3-4): 151-205.
- Folmer, O. & Ortvad, T. (1992). Observations of terrestrial birds on Selvagem Grande, in September 1990. *Bocagiana*, 160: 1-6.
- Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). (1961). Gland, Vaud, Suiza.
- Font-Quer, P. (1970). *Diccionario de Botanica*. Tercera edición. Edit. Labor, Barcelona.

- Font Tullot, I. (1983). *Climatología de España y Portugal*. Pub. Inst. Nac. Meteorol., Madrid.
- Fork, K.W., Wade, C. & Parkin, D. (2002). Inferring the phylogeny of disjunct populations of the Azure-winged magpie *Cyanopica cyanus* from mitochondrial central region sequences. *Proc. Roy. Soc. Lond., Ser. B.*, 269: 1672-1679.
- Fornós, J. J., Forteza, V. & Martínez Taberner, A. (1997). Modern polychaete reefs in Western Mediterranean lagoons: *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) in the Albufera de Menorca, Balearic Islands. *Palaeog., Palaeoclimatol. & Palaeoecol.*, 128(1-4): 175-186.
- Fujisaki, I., Pearlstine, E.V. & Mazzotti, F.J. (2010). The rapid spread of invasive Eurasian Collared Doves (*Streptopelia decaocto*) in the continental USA follows human-altered habitats. *Ibis*, 152: 622-632.
- Gainzarain, J. A. (2006). *Atlas de las aves invernantes en Álava (2002-2005)*. Pub. Inst. Alavés Naturaleza & Diputación Foral de Alava, Vitoria.
- Galil, B. (2007). Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 314-322.
- Galil, B. S., Froglia, C. & Noel, P. Y., (2002). *CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. 2: Crustaceans: Decapods and Stomatopods*. Ed. Briand, Monaco.
- Gallego-Fernández, J., Muñoz, S. & Dellafiore, C. (2006). Flora y vegetación de la Flecha Litoral de Nueva Umbría. Ayuntamiento de Lepe, Lepe.
- Gámez Carmona, I. (2003). Tórtola turca, *Streptopelia decaocto*. In: *Atlas de las aves reproductoras de España* (Martí, & Del Moral, eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid, 304-305.
- Garaulet, L., Chainho, P., Costa, J.L., Silva, G., Azeda, A.C., Medeiros, J.P., Gaspar, M., Costa, M.J. & Caçador, I., 2012. Comparative analysis of the population structure of the Manila clam *Venerupis philippinarum* with its native relative *Venerupis decussata* and the macrobenthic community in Seixal Bay (Portugal). *7th European Conference on Biological Invasions NEOBIOTA "Halting Biological Invasions in Europe: from Data to Decisions"*, 12-14 September 2012, Pontevedra, Spain.
- García-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. (2000). Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Arch. Hydrobiol.*, 149: 271-284.
- García-Berthou, E., Alcaraz, C., Pou-Rovira, Q., Zamora, L., Coenders, G. & Feo, C. (2005). Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62: 453-462.
- García-Berthou, E.; Boixoi, D. & Clavero, M. (2007). Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. In: *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats* (Gherardi, ed.). *Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology*. Springer, Dordrecht, 123-140.
- García de la Leña, C., 1790. *Conversaciones históricas malagueñas*. Imp. Real Colegio San Telmo & Dignidad Episcopal, Málaga.

- García-Martin, O., Espinosa, J., Farina, P.A., Cordova, G.A.H., Moreira, I.M. & Villar, R.C. (2007). *Fijación de bases científicas para establecer la talla mínima de marisqueo en almejas, berberecho y coquina*. Informe final, Pub. Unbiuv. Santiago de Compostela.
- García-Mendoza, A. (1998). Con sabor a maguey: Guía de la colección nacional de agaváceas y nolináceas del jardín botánico, Instituto de biología UNAM, México.
- García-Murillo, P. & Sousa, A. (1997). Vegetation changes in Abalario (Natural Park Entorno de Doñana, SW of Spain). *Lagascalia*, 19: 737-744.
- García-Murillo, P. & Sousa, A. (1999). El Paisaje vegetal de la zona oeste del Parque Natural de Doñana (Huelva). *Lagascalia*, 21: 111-132.
- García-Murillo, P., Sánchez-Gullón, E., Cobo, M.D. & Garrido, H. (2004). Plantas exóticas e invasoras en el Parque Nacional de Doñana. *Medio Ambiente*, 46: 47-53
- García-Lafuente, J. & Ruiz, J. (2007). The Gulf of Cadiz pelagic ecosystem: a review. *Prog. Oceanogr.*, 74:228-251.
- García-Raso, J.E., P. Marina & Baro, J. (2011). *Bythocaris cosmetops* (Decapoda: Caridea: Hippolytidae) in the western Mediterranean Sea. *Mar. Biodiv. Rec.* 52: 21-24.
- García-Raso, J.E. & Mateo Ramírez, A. (2015). *Orden Decapoda. Clase Malacostraca*. Pub. Dep Biol. An., Fac Cienc., Univ Málaga & Revista IDE@-SEA, (80):1-17.
- García-Sarasa, C. (2001). *Especies de Interés Pesquero en el Litoral de Andalucía*. Pub. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Gardner, J. (2001). Rehabilitating mines to meet land use objectives: bauxite mining in the jarrah forest of Western Australia. *Unasylva*, 52(207): 3-8.
- Garrido, M. & Alba, E. (1997). *Las aves de la provincia de Málaga*. Pub. Diputación Provincial de Málaga. Málaga.
- Garrido, H. (1996). *Aves de las Marismas del Odiel y su entorno*. Editorial Rueda, Madrid.
- Gascón, S. (2003). *Estructura i dinàmica del sistema bentònic en llacunes costaneres dels aiguamolls de l'Empordà*. Tesis Doctoral. Universitat de Girona.
- Gaston, K. J. (1994). *Rarity*. Chapman and Hall Ltd, London.
- GEIB (2006). TOP 20: *Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España*. Pub. GEIB, Serie Técnica nº 2, Madrid.
- Genovesi, P. & Scalera, R. (2007). *Evaluación de listas existentes de especies exóticas invasoras para Europa, con especial atención en la entrada de especies a través del comercio y propuestas de acción. Reunión del Convenio de Berna relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa*. Consejo de Europa, Estrasburgo (en español).
- Genovesi, P. & Shine, C. (2004). *European Strategy on Invasive Alien Species*. Council of Europe, Strasbourg.

- Gentry, H.S. (1982). *Agaves of Continental North America*. The University of Arizona Press, Tucson.
- Gil Collado, J. (1927) *Los insectos hematófagos y transmisores de enfermedades*. Pub. Dir. Gral. Sanidad, Madrid.
- Gil, J., Ramos, F., Jiménez, M.P., Silva, L., Baldó, F., Farias, C., Sobrino, I., Burgos, C., Serrano, A., Velasco, F., Punzón A., Tello, O., Lens, S., Macías, D., Bellas, J., Coján, M., Aguirre, E., Módica, L., González-Irusta, J.M. & Díaz, V. (2012). *Descriptores del buen estado ambiental. Parte IV. Descriptor 1: Biodiversidad. Evaluación inicial y buen estado ambiental*. Min. Agricult., Alim. & Medio Amb., Secr. Gen. Técn., Madrid.
- Gildemeister, H. (2006). *Jardinería en clima mediterráneo: 20 propuestas que ahorran agua*. Ed. Mundi Prensa, Madrid.
- Gill, R. J. (1998). Recently introduced pests of *Eucalyptus*. *Calif. Plant Pest & Dis. Rep.*, 17(1-3): 21-24.
- Gisbert, E. & López, M.A. (2007). First record of a population of the exotic mummichog *Fundulus heteroclitus* (L., 1766) in the Mediterranean Sea basin (Ebro River delta). *J. Fish Biol.*, 71: 1220-1224.
- Godínez, D., Gallo M., Gelabert R., Díaz A., Gamboa J., Landa V. & Godínez E. (2004). Crecimiento larvario de *Artemia franciscana* (Kellog 1906) alimentada con dos especies de microalgas vivas. *Zootecnia Trop.*, 22(3): 265-275.
- Godinho, F. N. & Ferreira, M. T. (1996). The application of size-structure indices to *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) and *Lepomis gibbosus* (L. 1758) populations as a management tool for southern Iberian reservoirs. *Spec. Publ. Inst. Esp. Oceanogr.*, 21: 275-281.
- Godinho, F. N. & Ferreira, M. T. (1998a). Spatial variation in diet composition of pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus* and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, from a Portuguese stream. *Folia Zool.*, 47(3): 205-213.
- Godinho, F. N. & Ferreira, M. T. (1998b). The relative influences of exotic species and environmental factors. *Envir. Biol. Fish.*, 51 (1): 41-51.
- Godinho, F. N., Ferreira, M. T. & Santos, J. M. (2000). Variation in fish community composition along an Iberian river basin from low to high discharge: relative contributions of environmental and temporal variables. *Ecol. Freshw. Fish*, 9: 22-29.
- Goldschmidt, T., Witte, F. & Wanink, J. (1993). Cascading effects of the introduced nile perch on the detritivorous/phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria. *Cons. Biol.*, 7 (3): 686-700.
- Gollasch, S. (1997). *Removal of Barriers to the Effective Implementation of Ballast Water Control and Management Measures in Developing Countries*. Report for the international Maritime Organization, London.
- Gollasch, S. & Mecke, R. (1996). Eingeschleppte Organismen. In: *Warnsignale aus der Ostsee* (Lozan, Lampe, Matthaus, Rachor, Rumohr, Westernhagen, eds). Parey Buchverlag, Berlin, 146-150.
- Gollasch, S. & Riemann-Zurnec, K. (1996). Transoceanic dispersal of benthic macrofuna: *Haliplanella lineata* (Verrill, 1898), (Anthozoa, Actinaria) found

- on a ship's hull in a ship yard dock in Hamburg Harbour, Germany. *Helgol. Meeresunt.*, 50: 253-258.
- Gómez Campo, C. (1993). *Brassica* L. In: *Flora Iberica* (Castroviejo, ed.). C.S.I.C. Real Jardín Botánico Madrid. Madrid, 4: 362-384.
- Gómez, G., Arroyo, M. C., Barrajón, A., De la Linde, A., De la Rosa, J., Fernández-Casado, M., Fernández, E., Moreno, D., Remón, J. M., Ruiz, F. & Vivas, M. S. (2010). *Seguimiento de especies alóctonas (macroalgas e invertebrados) en el litoral de Andalucía*. Simp. Iber. Estud. Biol. Mar., Alicante, España.
- González-Cortés, J., Royano, L. & Parralejo, A. (2014). Utilización de *Opuntia ficus-indica*, para producción de biogás. Jornadas Ibéricas da Figueira-da-índia. Idanha-a-Nova. Portugal.
- González del Tánago, M. & García de Jalón, D. (2007). *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Pub. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- González-Costales, J., Puente Mimoso, F., Álvarez Cabrero, P. & Alba Moratilla, A. (2007). Plantas alóctonas invasoras en el Principado de Asturias. Pub. Gobierno del Principado de Asturias, Asturias.
- Gonzalez, A. (1989). *Plantas tóxicas para el ganado*. Ed. Limusa, S.A., México D.F.
- González, E., Penalva Rodríguez F. & Gómez Altamirano, C. (1985). Exigencias nutritivas del *Eucalyptus globulus* en el suroeste español comparadas con las de otras especies. *An. Inst. Nac. Inv. Agr.*, 9: 63-74.
- Gonzalez-Morales, J. A. (1972). *Streptopelia decaocto* en Santander. *Ardeola*, 16: 265.
- Gonzalez-Morales, J.A. (1974). Primera noticia de nidificación en España de tórtola turca (*Streptopelia decaocto*). *Ardeola*, 20: 361.
- González-Tirado, L. (1984). Lucha contra *Phoracantha semipunctata* Fab. En el suroeste español. *Bol. Serv. Plagas*, 10: 185-204, 1984.
- González-Tirado, L. (1986). *Phoracantha semipunctata* en el suroeste de España: de control y daño. *Boletín OEPP*, 16 (2): 289-292.
- Goodwin, D., & Woodcock, M. W. (1982). *Estrildid finches of the world*. Brit. Mus. (Nat. Hist.), Lond. & Oxford.
- Grizel, H. & Heral, M. (1991). Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *J. Cons. Int. l'Expl. Mer*, 47: 399-403.
- Grossinger, R., Alexander, J., Cohen, A.N. & Collins, J.N. (1998). *Introduced tidal marsh plants in the San Francisco Estuary. Regional distribution and priorities for control*. Pub. San Francisco Estuary Institute, Calfed Category III Steering Committee. California.
- Guillot, D. & Van der Meer, P. (2009). *El género Yucca L. en España*. Monogr. Bouteloua, Jaca (Huesca), 2: 1-124.
- Guo, X., Hedgecock, D., Hershberger, W.K., Cooper, K. & Allen, S.K. (1998). Genetic determinants of protandric sex in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* Thunberg. *Evolution*, 52: 394-402.

- Gurney, R. (1993). *Britanica Fresh-Water Copepoda* Vol. III. Dulau & Co. Ltd. London.
- Guthrie, J. L. (2002). Human lymphocyte antigens: Apparent Afro-Asiatic, Southern Asian, and European HLAs in indigenous American populations. *Precolumbiana*, 2(3): 90-163.
- Gutiérrez, A.P. & Regev, U. (2005). The bioeconomics of tritrophic systems: applications to invasive species. *Ecol. Econ.*, 52(3): 383-396.
- Gutiérrez-Estrada J. C., Prenda, J., Oliva, F. & Fernández-Delgado, C. (1998). Distribution and Habitat Preferences of the Introduced Mummichog *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus) in South-western Spain. *Estuarine, Coast. & Shelf Sci.*, 46: 827-835.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I. & Prenda, J. (2000). Gonadosomatic index estimates of an introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) population in a Mediterranean stream, using computational neural networks. *Aq. Sci.*, 62: 350-363.
- Gutiérrez, J. F. & Lacasa, M. I. (2005). Population dynamics of *Lernaea cyprinacea* (Crustacea: Copepoda) on tour cyprinid species. *Dis. Aq. Organ.*, 67: 111–114.
- Gutiérrez, J. E. (2000). *Seguimiento de las poblaciones de aves fringilidas de interés cantora y de Tortola común en Andalucía. Temporada 2000*. Información inédita SEO/ BridLife & Junta de Andalucía, Sevilla.
- Hadjikyriakou, G. & Hadjisterkotis, E. (2002). The adventive plants of Cyprus with new records of invasive species. In: Proceedings of the XXVth International Congress of the International Union of Game biologists and IXth International Symposium Perdix (Hadjisterkotis, ed). *Z Jagdwiss.*, 48: 59-71.
- Haga Y., Tarui F., Ohta K., Shima Y. & Takeuchi T. (2006). Effect of light irradiation on dynamics of vitamin A compounds in rotifers and *Artemia*. *Fish.Sci.* 72: 1020-1026.
- Hagemeijer, W. & Blair, M. (1997). The EBCC Atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. Poyser. London.
- Hanks, L.M., Paine, T.D. & Millar, J.G. (1991). Mecanismos de resistencia en *Eucalyptus* contra las larvas del barrenador de eucalipto de cuernos largos (Coleoptera Cerambycidae). *Envir. Entomol.*, 20 (6): 1583-1588.
- Hanks, L.M., Millar, J.G. & Paine, T.D. (1996). Body size influences mating success of the eucalyptus longhorned borer (Coleoptera: Cerambycidae). *J. Insect Behav.*, 9: 369-382.
- Hanks, L.M., Paine, T.D., Millar, J.G. & Campbell, C.D. (1999). Water relations of host trees and resistance to the phloem-boring beetle *Phoracantha semipunctata* F. (Coleoptera: Cerambycidae). *Oecologia*, 119: 400-407.
- Harrison, I.J. & Stiassny, M.J. (1999). The quiet crisis: A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or “missing in action”. In: Extinctions in near time (MacPhee, ed.). Kluwer Academic & Plenum Publishers, New York, 271-331.

- Haynes, S., Jaarola, M. & Searle, J. B. (2003). Phylogeography of the common vole (*Microtus arvalis*) with particular emphasis on the colonization of the Orkney archipelago. *Mol. Ecol.*, 12 (4): 951-956.
- Haynes, S., Jaarola, M., Searle, J. B. & Dobney, K. (2004). The origin of the Orkney vole: a proxy for reconstructing human movements. In: *Atlantic connections and adaptations: Economies, environments and subsistence in the north Atlantic realm* (Housley & Coles, eds) Oxbow books, Oxford.
- Hedgpeth, J. W. (1993). Foreign Invaders. *Science*, 261 (6): 34-35.
- Heisey, R.M. (1990). Evidence for allelopathy by tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*). *J. Chem. Ecol.*, 16 (6): 2039-2055.
- Heisey, R.M. (1996). Identification of an allelopathic compound from *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae) and characterization of its herbicidal activity. *Am. J. Bot.* 83:192-200.
- Helm, M.M. & Bourne, N. (2006). *Cultivo de bivalvos en criadero. Un manual práctico*. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 471. FAO, Roma.
- Henderson, L. (2001). *Alien weeds and invasive plants*. Plant Protection Research Institute Handbook, No. 12. Agricultural Research Council, Pretoria. South Africa.
- Henderson, L., Wolfreys, A., Fedyk, J., Bournier, G. & Windebank, S. (1998). La capacidad del ensayo cometa para discriminar entre genotoxinas citotoxinas. *Mutagenesis*, 13: 89-94.
- Hepper, F.N. & Jaeger, P. (1986). Name Changes for Two Old World Solanum Species. *Kew Bull.*, 41 (2): 433-435.
- Herbold, B. & Moyle, P. B. (1986). Introduced species and vacant niches. *Am. Natural.*, 128: 751-760.
- Hermoso, V., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. (2008). Spatial distribution of exotic fish species in the Guadiana river basin, with two new records. *Limnetica*, 27(1): 189-194.
- Hernando, C. (2009). Combustibles forestales: inflamabilidad. In: *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias* (Vélez, coord.). Mc Graw Hill, Madrid, 123-130.
- Herrando, S., Brotons, L., Estrada, J., Guallar, S. & Anton, M. (2011). *Atles dels ocells de Catalunya a l'hivern 2006-2009*. Institut Català d'Ornitologia y Lynx Edicions. Barcelona.
- Herrera, M. & Campos, J.A. (2003). Gestión de Especies Exóticas Invasoras (EEI) vegetales: metodología para establecer prioridades de actuación. Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras. *Grupo Especies Invasoras, Serie Técnica* 1: 185-187.
- Herrera, A. & Dudley, T. (2003). Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. *Biological Invasions*, 5(3): 167-177.
- Herrero Borgoñon, J. J., Ferrer, P. P. & Guara, M. (2005). Notas sobre la flora alóctona valenciana de origen ornamental. *Acta Bot. Malac.*, 30: 182-187.

- Heslenfeld, P., Jungerius, P. & Klijn, J. (2004). European coastal dunes: Ecological values, threats, opportunities and policy development. In: *Coastal Dunes, Ecology and Conservation. Ecological Studies* (Martínez, & Psuty, eds.). Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg, 171: 335-351.
- Hess, W. J. & Robbins, R. L. (2002). *Yucca*. In: *Flora of North America* (Commonwealth. Ed.). Oxford Univ Press. New York and Oxford, 26: 423-439.
- Hewitt, C.L., Campbell, M.L. & Gollasch, S. (2006). *Alien Species in Aquaculture. Considerations for responsible use*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Hickman, J. C. (1993). *The Jepson manual: higher plants of California*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, CA.
- Hiebert, R. D. (1997). Prioritizing Invasive Plants and Planning for Management. In: Luken JO & Thieret JW (eds) *Assessment and Management of Plant Invasions*, 195-212.
- Hieb, K. (1997). Chinese mitten crabs in the delta. *IEP Newsl.*, 10 (1): 14-15.
- Hocking, P.J. & Liddle, M.J. (1986). The biology of Australian weeds. 15: *Xanthium occidentale* Bertol complex and *Xanthium spinosum* L. *J. Austr. Inst. Agric. Sci.*, 52: 191-221.
- Hoeksema, B.W., Roos, P.J. & Cadée, G.C. (2012). Trans-Atlantic rafting by the brooding reef coral *Favia fragum* on man-made flotsam. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 445: 209-218.
- Hoffman, G. (1967). *Parasites of North America Freshwater Fishes*. Univ. Calif. Press, Berkeley & Los Angeles, California, USA.
- Holm, L.G., Plucknett, D.L., Pancho, J.V. & Herberger, J.P. (1977). *World's worst weeds. Distribution and biology*. Honolulu, Univ. Hawaii.
- Holmes, P. M. (1989). Decay rates in buried alien *Acacia* seed populations of different density. *S. Afr. J. Bot.*, 55: 299-303.
- Holmes, P. M. (1990). Dispersal and predation of alien *Acacia* seeds: effects of season and invading stand density. *S. Afr. J. Bot.*, 56: 428-434.
- Holmes, P.M. & Rebelo, A.G. (1988). The occurrence of seed-feeding *Zulubius acaciaphagus* (Hemiptera, Alydidae) and its effects on *Acacia cyclops* seed germination and seed banks in South Africa. *S. Afr. J. Bot.*, 54: 319-324.
- Holmes, P. M. & Moll, E.J. (1990). Effect of depth and duration of burial on alien *Acacia saligna* and *Acacia cyclops* seeds. *S. Afr. J. Ecol.*, 56: 12-17.
- Holmes, P. M. & Cowling, R.M. (1997). The effects of invasion by *Acacia saligna* on the guild structure and regeneration capabilities of South African fynbos shrublands. *J. Appl. Ecol.*, 34: 317-332.
- Holmes, P. M., Macdonald, I. A. & Juritz, J. (1987). Effects of clearing treatment on seed banks of the alien invasive shrub *Acacia saligna* and *Acacia cyclops* in the Southern and South Western Cape South Africa. *J. App. Ecol.*, 24(3): 1045-1052.

- Holub, J. & Jirásek, V. (1967). Zur Vereinheitlichung der Terminologie in der Phytogeographie. *Folia Geobot. & Phytotax., Praha*, 2: 69-113.
- Hopkins, C.C.E. (2001). Actual and potential effects of introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. *Lond. J. Bot.*, 4: 249-276.
- Horvath, L., Tamas, G. & Seagrave, C. (2002). *Carp and pond fish culture*. 2nd edition. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications Ltd., UK.
- Hubbs, C. (2000). Survival of *Gambusia affinis* in a hostile environment. *Southw. Natur.*, 45 (4): 521-522.
- Huckins, C. J. F. (1997). Functional linkages among morphology, feeding performance, diet, and competitive ability in molluscivorous sunfish. *Ecology*, 78: 2401-2414.
- Hughes, B., Thompson, R., Walmsley, J. & Varley, M. (1994). Exercise Booby IV. *Pub. Ascension Island*, 2: 12-28.
- Hughes, C.E. (1994). Risks of species introductions in tropical forestry. *Commonw. Forest. Rev.*, 73: 243-252.
- Huerta, M. (2007). *Lepidópteros de los Espacios Naturales Protegidos del Litoral de Huelva (Macro y Microlepidoptera)*. Pub. Soc. Andaluza Entomol., 2: 1-248.
- Hurles, M. E., Matisso-Smith, E., Gray, R. D. & Penny, D. (2003). Untangling Oceanic settlement: the edge of the knowable. *Trends Ecol. & Evol.*, 18(10): 531-540.
- Hurrell, J. & Bazzano, D. (2003). Arbustos 1: nativos y exóticos. L.O.L.A. Buenos Aires.
- Huvet, A., Gerard, A., Ledu, C., Phelipot, P., Heurtebise S. & Boudry, P. (2002). Is fertility of hybrids enough to conclude that the two oysters *Crassostrea gigas* and *Crassostrea angulata* are the same specie?. *Aq. Liv. Resources*, 15: 45-52.
- Ibañez, M. (1978). Características biogeográficas del litoral de la costa vasca. *Lurralde*, 1: 121-127.
- Iede, E.T., Penteado, R.C. & Reis Filho, W. (2000). Plagas forestales en cuarentena: riesgos y prevención. *Floresta*, 30 (1/2): 65-73.
- Irish, G. & Irish, M. (2000). *Agaves, yuccas and related plants. A gardener's guide*. Timber Press. Portland. Oregon.
- Isern, M. P., D. Martínez, M. Montaña & Parés, E. (1984) Plantas ornamentales (autóctones i al·lòctones) de Barcelona. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 51(5): 123-134.
- Jett, S. C. (2003). Pre-Columbian transoceanic contacts: The present state of the evidence. *NEARA Journal*, 36(2), 4-8.
- Jiménez Sánchez, J. E., (2003). Rabilargo. *Cyanopica cyana*. Pp. 540-541. In: *Atlas de las Aves reproductoras de España* (Martí, Del Moral, eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Joint Nature Conservation Committee (2002). *Ficopomatus enigmaticus*. In: *Non-native marine species in British waters*. Full Report, Pub. 2004.

- Johnson, M., Dudley, T. & Burns, C. (2006). *Seed production in Arundo donax?*. Mar. Sci. Inst., Univ. Calif., News Fall.
- Kaiser, J. (1999). Stemming the tide of invading species. *Science*, 285: 1836-1841.
- Kaul, V. (1971). Physiological-Ecology of *Xanthium strumarium* Linn. *New Phytol.*, 70(4): 799-812.
- Kelly, D. W., Dick, J. T. & Montgomery, W.I. (2002). The functional role of *Gammarus* (Crustacea, Amphipoda): shredders, predators, or both?. *Hydrobiologia*, 485: 199-203.
- Kiesling, R. (1998). Origen, domesticación y distribución de *Opuntia ficus-indica*. *J. Profess. Ass. Cactus Dev.*, 5: 24-38.
- Kiesling, R., Faundez, L., Saldivia, P. & Walter, H. (2013). *Maihuenia patagonica*. The IUCN Red List of Threatened Species, IUCN, Berna.
- King, L.J. (1966). *Weeds of the world. Biology and control*. Interscience Publ. New York, U.S.A.
- Kittelson, P.M. & Boyd, M.J. (1997). Mechanisms of expansion for an introduced species of cordgrasses, *Spartina densiflora*, in Humboldt Bay, California. *Estuaries*, 20: 770-778.
- Klaar, M., Copp, G. H. & Horsfield, R. (2004). Autumnal habitat use of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and associations with native fish species in small English streams. *Folia Zool.*, 53: 189-202.
- Knoche, H. (1921). *Flora balearica. Etude phytogéographique sur les îles Balears*. Vol. 1. Ed. Lavoisier, Montpellier.
- Koerner, L. (1999): *Linnaeus: Nature and Nation*. Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- Kornas, J. (1990). Plants invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. In: *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin* (Di Castri, Jansen & Debussche, eds). M. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, 105-133.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007). *Handbook of European Freshwater Fishes*. Publications Kottelat, Cornol.
- Kowarik, I. (1999). *Neophytes in Germany. Quantitative overview, introduction and dispersal pathways, ecological consequences and open questions*. In: Doyle, U. (Ed.). *Alien organisms in Germany. Documentation of a Conference on Legal Regulations Concerning Alien Organisms in Comparison to Genetically Modified Organisms*. Federal Environmental Agency, Berlin, 18/99: 12-36.
- Krumholz, L. A. (1948). Reproduction in the western mosquitofish, *Gambusia affinis affinis* (Baird & Girard), and its use in mosquito control. *Ecol. Monog.*, 18: 1-43.
- Krykov, A., Iwasa, M.A., Kakizawa, R., Susuki, H., Pinster, W. & Haring, E. (2004). Synchronic east-west divergence in Azure-winged magpies (*Cyanopica cyanus*) and magpies (*Pica pica*). *J. Zool. Syst. Evol. Res.*, 42: 342-350.
- Ladero, M., Valle, C., Santos, M., Ruiz, T. & Fernandez, M. (1985). Estudio Botánico de las manzanillas españolas. *Studia Botanica* 4: 179-196.

- Lahitte, H. & Hurrell, J. (1998). *Plantas medicinales rioplatenses*. L.O.L.A. Buenos Aires.
- Lal, L. (1987). Estudios sobre repelentes naturales contra la polilla de la papa (*Phthorimaea operculella* Zeller) en tiendas de país. *Potato Res.*, 30(2): 329-334.
- Lee, C. (1997). Medical importance of domiciliary cockroaches. Singapore *Microbiol.* 11: 14 -17.
- Lee, J., Salgado, R., Bernal, A. & Novell, C. (1999). Shredded Tires and Rubber-Sand as Lightweight Backfill, *J. Geotech. Geoenviron. Engin.*, ASCE, 125(2): 132-141.
- Lee, S., Duce, I., Atkin, H & Ahmed, N. (2001). Cockroaches and leishmaniasis. Physicians answer to infectious diseases. *Int.J. Antimicrob.Agents*, 37(3): 279-280.
- Leefmans, S. (1920). De Palmsnuitkever *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier). Mededelingen van het Instituut voor Plantenziekten, No. 43, Dep. Landbouw, Nijverheid in Handel Batavia.
- Leunda, P.M. (2010). Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aq. Inv.*, 5:239-262.
- Levine, J. M. & D'Antonio, C. M. (1999). Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, 87: 15-26.
- Levine, J.M., Vila, M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis, K. & Lavorel, S. (2003), Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc. Roy. Soc. Lond. Ser. B*, 270: 775-81.
- Lewis, C. E. (2008). Molecular Phylogenetic Studies of Caribbean Palms (Arecaceae) and Their Relationships to Biogeography and Conservation. *Bot. Rev.*, 74(1): 78-102.
- Leyse, K. E., Lawler, S. P. & Strange, T. (2003). Effects of an alien fish, *Gambusia affinis*, on an endemic California fairy shrimp, *Lindneriella occidentalis*: implications for conservation of diversity in fishless waters. *Biol. Cons.*, 10: 35-46.
- Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre. Madrid.
- Ley 2/1989, de 18 de julio, de Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. Sevilla.
- Ley 2/1992, de 15 de junio, Forestal de Andalucía. Sevilla.
- Ley Organica 10/1995, de 23 de noviembre, del Código Penal. Madrid.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Madrid.
- Ley 43/2002, de 20 de noviembre, de sanidad vegetal.
- Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.
- Li, H. C., Fujiyoshi, T., Lou, H., Yashiki, S., Sonoda, S., Cartier, L., Núñez, L., Muñoz, I., Horai, S. & Tajima, K. (1999). The presence of ancient human T-

- cell lymphotropic virus type I provirus DNA in an Andean mummy. *Nat. Med.*, 5 (12): 1428-1432.
- Lin, L.-J., Peiser, G., Ying, B.-P., Mathias, K., Karashina, F., Wang, Z., Itatani, J., Green, L. & Hwang, Y.-S. (1995). Identification of plant growth inhibitory principles in *Ailanthus altissima* and *Castela tortuosa*. *J. Agric. Food Chem.*, 43: 1708-1711.
- Lloret, F., Médail, F., Brundu, G., Camarda, I., Moragues, E., Rita, J., Lambdon, P. & Hulme, P.E. (2005). Species attributes and invasion success by alien plants in Mediterranean islands. *J. Ecol.*, 93: 512-520.
- Lloret-Salamanca, A. (2016). Microestructura y productividad de las chumberas (*Opuntia spp.*) de la Península Ibérica. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura. 384 p.
- Lloret-Salamanca, A., Lloret, P.G., Blasco, M. & Angulo, M. (2015). Comparative morphological analysis of areole and glochids of two *Opuntia* species. Published by ISHS. *Acta Horticult.*, 1067: 59-65.
- Lodge, D. M. (1993). Biological Invasions: Lessons for Ecology. *Trends Ecol. Evol.*, 8 (4): 133-137.
- Lonsdale, W.M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80: 1522-1536.
- Lopez-Albacete, I. (2009). *Vegetación del Manto Eólico de Doñana*. Tesis Doctoral. Dpto. Biol. Amb. & Salud Pub., Univ. Huelva.
- López-Flores, I., De La Herrán R., Garrido-Ramos M., Boudry P., Ruiz-Rejón C. & Ruiz-Rejón M. (2004). The molecular phylogeny of oysters based on satellite DNA related to transposons. *Gene*, 339: 181-188.
- López- González, P.J. (1993). *Taxonomía y zoogeografía de los antozoos del estrecho de Gibraltar y áreas próximas*. Tesis Doctoral, Univ. Sevilla.
- López, S. (1989). *Control integral de mosquitos en Huelva*. Pub. Junta de Andalucía-Consejería de Salud y Servicios Sociales, Sevilla.
- Lorenzi, H. & Moreira De Souza, H. (1999). *Plantas ornamentais no Brasil, arbustivas, herbáceas e trepadeiras*. 2da. edic. Inst. Plantarum, Nova Odessa.
- Lowe, C., Tagawa, K., Humphreys, T., Kirschner, M. & Gerhart, J. (2004). Hemichordate embryos: procurement, culture, and basic methods. *Meth. Cell Biol.*, 74, 171-194.
- Lozano-Rey, L. (1935). *Los peces fluviales de España*. Pub. Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Madrid.
- Luque, C.J., Castellanos, E.M., Mateos-Naranjo, E., Alvarez-Lopez, A.A., Rubio-Casal, A.E., Redondo, S. & Figueroa, M.E. (2010). *Distribución y ocupación de Spartina densiflora en el litoral de la provincia de Huelva*. Especies exóticas invasoras en Andalucía, Sevilla, Junta de Andalucía, 198-203.
- Luppi, T.A. & Bas, C.C. (2002). Rol de los arrecifes del poliqueto invasor *Ficopomatus enigmaticus* Fauvel 1923 (Polychaeta: Serpulidae) en el reclutamiento de *Cyrtograpsus angulatus* Dana 1851 (Brachyura: Grapsidae), en la laguna costera Mar Chiquita, Argentina. *Cienc. Mar.*, 28(4): 319-330.

- Machado, A. (1854). *Catálogo de las aves observadas en algunas provincias de Andalucía*. Imp. Juan Moyano, Sevilla.
- McGraw, K.J. & Schuetz, J.G. (2004). The evolution of carotenoid coloration in estrildid finches: a biochemical analysis. *Behav. Ecol.*, 16: 133-137.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Invasiones biológicas: causas, epidemiología, consecuencias globales y control. Iss. Ecol.*, 5: 1-22.
- Madrono, A., Gonzalez, C. & Atienza, J. C. (2004). *Libro rojo de las aves de España*. Pub. Direccion General para la Biodiversidad-SEO/ BirdLife. Madrid.
- Maire, R. (1958). *Monocotyledonae: Liliales: Liliaceae. Flore de l'Afrique du Nord (Maroc, Algérie, Tunisie, Tripolitaine, Cyrénaique et Sahara)*. Vol. V, Ed. Paul Lechevalier. Paris.
- Manuel, R.L. (1988). *British Anthozoa (Coelenterata: Octocorallia and Hexacorallia): keys and notes for the identification of the species*. Synopses of the British Fauna, New Series, No. 18, Linnean Society of London & Estuarine and Soastal Sciences Association, London.
- MacRae, P.S. & Jackson, D.A. (2001). The Influence of Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*) Predation and Habitat Complexity on the Structure of Littoral Zone Fish Assemblages. *Can. J. Fish. & Aq. Sci.*, 58: 342-351.
- Manzano, P., Rivera, P., Orellana, A. & Ruíz, O. (2009). Comparación del porcentaje de aceite y del tamaño de seis ecotipos de higuera (*Ricinus communis*) de origen sudamericano. Escuela Superior Politécnica del Litoral Ecuador. pp. 6. Disponible en: [http:// www.rte.espol.edu.ec](http://www.rte.espol.edu.ec).
- Marquez, R & Lizana, M. (2002). Conservacion de los anfibios y reptiles de España. In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (Pleguezuelos, Marquez & Lizana, eds). Dirección General de Conservación de la Naturaleza & Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Márquez, C., Lara, F., Esquivel, B & Mata, R. (1999). Plantas Medicinales de México II. Composición, usos y actividad biológica. Ed. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- 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 *Oxalis pes-caprae* L. *Crop Protection*, 6: 355-364.
- Martí, R. & Del Moral, J.C. (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España. Especies introducidas no establecidas*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza & Sociedad Española de Ornitología. Madrid., 646-650.
- Martin, T., Johnson, B.J., Sangiah, S. & Burrows, G.E. (1992). Experimental cocklebur (*Xanthium strumarium*) intoxication in calves. Poisonous plants. Pub. Iowa State University Press, 489-494.
- Martín Esquivel, J.L., Bethencourt J. & Cuevas-Agulló E. (2012). *Assessment of global warming on the island of Tenerife, Canary Islands (Spain)*. *Trends in minimum, maximum and mean temperatures since 1944*. Climatic Change DOI.

- Martínez, C & Alfonso, M (1999). *Europa y los nuevos mundos, siglos XV-XVIII*, Síntesis, Madrid.
- Martínez, M. L., Psuty, N. P. & Lubke, R. A. (2004). A perspective on coastal dunes. In: *Coastal Dunes, Ecology and Conservation. Ecological Studies* (Martínez & Psuty, eds.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 171: 3-10.
- Martínez-Silvestre, A., Hidalgo-Vila, J., Pérez-Santiagosa, N. & Díaz-Paniagua, C. (2011). Galápagos de Florida - *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792). In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles* (Salvador & Marco, eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, 1-39.
- Martins, F. (1989). *Perspectives in coastal dune management*. (Van der Meulen, Jungerius & Visser, eds). Academic Publishing. The Hague, Holanda, 81-88.
- Mascheretti, S., Rogatcheva, M. B., Gunduz, I., Fredga, K. & Searle, J. B. (2003). How did pygmy shrews colonize Ireland? Clues from a phylogenetic analysis of mitochondrial cytochrome b sequences. *Proc. Roy. Soc. Lond., Biol. Sci.*, 270: 1593-1599.
- Master, L., Flack, S. & Stein, B. (1998). *Rivers of life: Critical watersheds for protecting freshwater biodiversity*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Mateo, G. (1990). *Catálogo florístico de la provincia de Teruel*. Pub. Instituto de Estudios Turolenses, Teruel.
- Mateos Naranjo, E. (2008). *Estudio ecológico de Spartina densiflora en las Costas Andaluzas. Desarrollo de Estrategias para el Control de su Invasión*. Tesis doctoral. Univ. Sevilla.
- Matisoo-Smith, E. (2002). Something old, something new: Do genetic studies of contemporary populations reliably represent prehistoric populations in the Pacific?, *Hum. Biol.*, 74 (3): 489-496.
- Matisoo-Smith, E. & Robins, J. H. (2004). Origins and Dispersals of Pacific peoples: Evidence from mtDNA phylogenies of the Pacific rat. *PNAS*, 101(24): 9167-9172.
- Matuda, E. & Piña, I. (1979). *Las plantas mexicanas del género Yucca*. Miscelánea del Estado de México. México D.F.
- Menon, K.P. & Pandalai, K.M. (1960). *The coconut palm: A monograph*. Central Coconut Committee. Ernakulam, Indian.
- Meffe, G. K. & Carroll, C.R. (1997). *Principles of Conservation Biology*. 2nd Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Menzel R. (1974). Portuguese and Japanese oysters are the same species. *J. Fish Res. Board Can.*, 31: 453-456.
- Meusel, H. (1943a). Über die Grundlagen der Vegetationsgliederung. *Forschn. Fortschr.*, 19: 34-36.
- Midgley, S. J. & Turnbull, J.W. (2003). Domestication and use of Australian acacias: case studies of five important species. *Austr. Syst. Bot.*, 16: 89-102.
- Miller, H. C. (1963). The behavior of the pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus* (Linnaeus), with notes on the behavior of other species of *Lepomis* and the pygmy sunfish, *Elassoma evergladei*. *Behaviour*, 22: 88-51.

- Milton, S. J. & Hall, A.V. (1981). Reproductive biology of Australian acacias in the south-western Cape Province, South Africa. *Trans. Roy. Soc. S. Afr.*, 44: 465-487.
- Mitch, L. W. (1987). Cockleburs. *Weed Technol.*, 1: 359-360.
- MoBhammer, M., Stintzing, F. & Carle, R. (2005). Development of a process for the production of a betalain-based colouring foodstuff from cactus pear. *Innov. Food Sci. Emerg. Technol.* 6:221-231.
- Molina, B. & Bermejo, A. (2003). *Amandava amandava*. Atlas de las Aves Reproductoras de España. MAPA, Madrid.
- Monroig, O., Navarro, J., Amat, F., González, P. & Hontoria, F. (2006). Effects of naupliar density, product concentration and product dosage on the survival of the nauplii and EFA incorporation during *Artemia* enrichment with liposomes. *Aquaculture*. 261: 659-669.
- Moore, K.M. (1964). Observations on some Australian forest insects. 19. Additional information on the genus *Glycaspis* (Homoptera: Psyllidae); erection of a new subgenus and descriptions of six new species. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*, 89: 221-234.
- Moore, K.M. (1970). A revisión of the genus *Glycaspis* (Homoptera: Psyllidae) with descriptions of seventy-three new species. *Austr. Zool.*, 15(3): 248-342.
- Moore, K.M. (1983). New species and records of *Glycaspis* Taylor (Homoptera: Spondyliaspidae) with phyletic groupings. *J Austr. Entomol. Soc.*, 22(3): 177-184.
- Moreno, D. (2009). *Flora y fauna alóctona del litoral andaluz*. Pub. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Morgan, F.D. (1984). *Psylloidea of South Australia*. Government Printer, Adelaide, Australia.
- Morgan, R. (2005). *Soil erosion and conservation*. National Soil Resources Institute. Cranfield University. Blackwell Science Ltd. Oxford, UK.
- Morreale, S.J. & Gibbons, J.W. (1986). Habitat Suitability index Model: Slider Turtle. *Biol. Rep.*, 82 (10.125).
- Morris, R.H., Abbott, D.P. & Haderlie, E.C. (1980). *Intertidal invertebrates of California*. Pub. Stanford Univ. Press, CA.
- Moutou, F. & Pastoret, P.P. (2010). Defining an invasive species. *Rev Sci Tech.*, 29(1): 37-45, 27-35, 47-56.
- Muñoz, A. R. (2003). Cotorra Argentina *Myiopsitta monachus* In: *Atlas de las aves reproductoras de España* (Martí, & Del Moral, eds.). DGCN-SEO/Bird-Life, Madrid, 638-639.
- Muñoz-Cobo, J., Moreno, J., Romero, C. & Ruiz, M. (2001). Analisis cualitativo y cuantitativo de las comunidades de aves en cuatro tipos de olivares de Jaen. (II). Comunidades otoñales e invernantes. *Bol. Sanidad Veg. & Plagas*, 27: 275-289.
- Muñoz Vallés, S. (2009). *Composición y estructura de la vegetación de la Flecha Litoral de El Rompido (Huelva)*. Estudio de la expansión de *Retama*

- monosperma* (L.) Boiss. y su efecto sobre las comunidades del sistema dunar. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla.
- Nájera-Angulo, L. (1944). Sobre la identificación de la *Gambusia holbrooki*. *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat. (Biol.)*, 42: 51-55.
- National Parks & Wildlife Service (2003). *Predation by Gambusia holbrooki*. The Plague Minnow. NPWS. Hurstville. Australia.
- Navarro, C. & Muñoz, F. (2008). *Ailanthus*. In: *Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares* (Castroviejo-Bolivar, ed). Flora Ibérica, C.S.I.C. Real Jardín Botánico Madrid, Vol. 9: 110-113.
- Nelson, L.R.(2008). *Aquaponics food production*. Raising fish and profit. First Edition. Nelson & Pade, Inc., Virgen Islands.
- Nicola, G. G., Almodovar, A. & Elvira, B. (1996). The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera Lakes, Central Spain. *Polish Arch. Hydrobiol.*, 43(2): 179-184.
- Nieva, F., Diaz-Espejo, A., Castellanos, E. & Figueroa, M. (2001). Field Variability of Invading Populations of *Spartina densiflora* Brong in Different Habitats of the Odiel Marshes (SW Spain) Estuarine. *Coast. & Shelf Sci.*, 52: 515-527.
- Nirula, K.K., Antony, J. & Menon, K.P.V. (1953). Some investigations on the control of termites. *Indian Coconut J.*, 7(1): 26-34.
- Nobel, P.S. (1988). *Environmental biology of Agaves and Cacti*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Nordstrom, H. & Vaughan, S. (1999). *Trade and Environment*. WTO, Geneva.
- Obón, J.M., Castellar, M.R., Alacid, M. & Fernández-López, J.A. (2009). Production of a red–purple food colorant from *Opuntia stricta* fruits by spray drying and its application in food model systems. *Journal of Food Engineering* 90: 471-479.
- O'Foighi, J. D., Gaffney, P. M., Wilbur, A. E. & Hilbish, T.J. (1998). Mitochondrial cytochrome oxidase I gene sequences support an Asian origin for the Portuguese oyster *Crassostrea angulata*. *Mar. Biol.*, 131: 497- 503.
- Ogutú-Ohwayo, R. (1993). The effects of predation by Nile perch, *Lates niloticus* L., on the fish of Lake Nabugabo, with suggestions for conservation of endangered endemic cichlids. *Conserv. Biol.*, 7 (3): 701-711.
- Ojeda, J.F. (1987). *Organización del territorio en Doñana y su entorno próximo (Almonte). Siglo XVIII-XIX*. Pub. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, ICONA, Madrid.
- Ojeda, J. (1988). *Aplicaciones de la Teledetección espacial al estudio de la dinámica litoral (Huelva): Geomorfología y Ordenación Litoral*. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla.
- Oliva-Paterna, F. J., Andreu, A., Verdiell, D. & Torralva, M. (2005). First occurrence of *Lepomis gibbosus* (L. 1758) in the Segura river basin (SE Spain). *Limnetica*, 24: 199-202.

- Onofre, N. (2007). Os impactes do eucalipto na fauna selvagem. In: *O eucalipto em Portugal. Impactes ambientais e investigação científica* (Monteiro, Santos Pereira, & Neves-Silva, eds). ISA Press. Lisboa.
- Orden ARM/2090/2011, de 22 de julio, por la que se establecen medidas provisionales de protección frente al caracol manzana *Pomacea insularum* y *Pomacea canaliculata*. Madrid.
- Orden ARM 2294/2011, de 19 de agosto, por la que se modifica la Orden ARM/2090/2011, de 22 de julio, por la que se establecen medidas provisionales de protección frente al caracol manzana *Pomacea insularum* y *Pomacea canaliculata*. Madrid.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (1945). Roma, Italia.
- Organización Mundial del Comercio (OMC). (1995). Ginebra, Suiza.
- Organización Marítima Internacional (OMI). (1958). Londres, Reino Unido.
- Osenberg, C. W., Mittelbach, G. G. & Wainwright, P. C. (1992). Stage life histories in Fish. The Interaction between juvenile competition and adult performance. *Ecology*, 73: 255-267.
- OTA, (1993). *Harmful non-indigenous species in the United States*. U.S. Congress Office of Technology Assessment, Washington, USA.
- Padrón, B., Nogales, M., Traveset, A., Vila, M., Martínez-Abrain, A., Padilla, D. & Marrero, P. (2011). Integration of invasive *Opuntia* spp. by native and alien seed dispersers in the Mediterranean area and the Canary Islands. *Biol. Inv.*, 13 (4): 831-844.
- Pajarón, D. (1911). Especies de ensayo: el eucalipto. *Montes* 35: 601-604.
- Palomino, D., Carrascal, L. M. & Potti, J. (2011). Distribution of Azure-winged Magpies *Cyanopica cooki* in Spain: both local and large-scale factors considered. *Acta Ornithol.*, 46(1): 71-82.
- Pamela, S. & Donald, A. (2001). The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral zone fish assemblages. *Can. J. Fish. & Aq. Sci.*, 58(2): 342-351.
- Pañella, J. (1970). *Las plantas de jardín cultivadas en España*. Catálogo general y secciones, Barcelona.
- Pappal, A. (2010). *Marine invasive species state of the Gulf of Maine*. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment, MA, USA.
- Pardo de Santallana, J. I. (1972). La captura de dos *Streptopelia decaocto* en Santander. *Ardeola*, 16: 264.
- Parsons, W. & Cuthbertson, E. (1992). *Noxious weeds of Australia*. Inkata Press, Melbourne.
- Parsons, W. & Cuthbertson, E. (2001). *Noxious Weeds of Australia*. Collingwood, Vic CSIRO Publishing, Canberra, Australia.
- Pascal, M. & Vigne, J. D. (2003a). Le Hérisson d'Europe: *Erinaceus europaeus* Linné, 1758: In: *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et*

- disparitions* (Pascal, Lorvelec, Vigne, Keith & Clergeau, eds). INRA, CNRS, MNHN, Paris, 264-265.
- Pascal, M. & Vigne, J. D. (2003b). La Musaraigne des jardins: *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811): In: *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et disparitions* (Pascal, Lorvelec, Vigne, Keith. & Clergeau, eds). INRA, CNRS, MNHN, Paris, 267-268.
- Pascal, M. & Vigne, J. D. (2003c). Le Loup: *Canis lupus* Linné, 1758. In: *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et disparitions* (Pascal, Lorvelec, Vigne, Keith. & Clergeau, eds). INRA, CNRS, MNHN, Paris . 270-272.
- Pascal, M., Dubray, D., Vigne, J. D. & Lorvelec, O. (2003). Le Mouflon de Corse (le Mouflon d'Orient): *Ovis orientalis* S.G. Gmelin, 1774. In: *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et disparitions* (Pascal, Lorvelec, Vigne, Keith. & Clergeau, eds). INRA, CNRS, MNHN, Paris 301-304.
- Peixoto, A.R. & Costa, C.S. (2004). Produção primaria liquida aerea de *Spartina densajlora* Brong. (Poaceae) no estuário da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Serie Bothica*, 59: 27-34.
- Pena, J. C. & Domínguez, J. (1985). Contribución al conocimiento de la ictiofauna leonesa: la gambusia (*Gambusia affinis holbrooki*, 1859). *Tierras de León*, 61: 103-114.
- Peña, A. (1979). Estudio de la propagación vegetativa en las especies *Acacia cyanophylla* (Lindl.), *Atriplex repanda* (Phil.) y *Atriplex nummularia* (Lindl.). Tesis Ing. For., Fac. Cienc. For. Universidad de Chile, Santiago.
- Perdue, R.E. (1958). *Arundo donax*: Source of musical reeds and industrial cellulose. *Econ. Bot.*, 12: 368-404.
- Pérez-Bedmar, M. & Sanz-Pérez, V. (2003). Educación ambiental y especies exóticas: desde las normativas globales hasta las acciones locales. *Ecosistemas*. 3: 23-29.
- Pérez Bote, J. L. (2000). Occurrence of *Lernaea cyprinacea* (Copepoda) on three native cyprinids in the river Guadiana (SW Iberian Peninsula). *Res. Rev. Parasitol.*, 60: 135-136.
- Pérez-Bote, J. L. & López, M. T. (2005). Life-history pattern of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Baird & Girard, 1854), in a Mediterranean-type river: the River Guadiana (SW Iberian Peninsula). *Ital. J. Zool.*, 72: 241-248.
- Pérez-Bote, J.L., Romero, A.J. & Perianes, M.J. (2010). *Especies Invasoras en Extremadura*. Pub. Univ. Extremadura, Cáceres.
- Pérez-Bote, J. L., Soringuer, M. C. & Rodríguez-Jiménez, A. J. (2001). Características de los nidos y áreas de nidificación en el pez sol *Lepomis gibbosus* (L. 1758) (Osteychthyes Centrarchidae) en la cuenca media del Guadiana: río versus embalse. *Zool. Baetica*, 12: 3-13.
- Pérez-Sandi, Cuen, M & Becera, R (2001). Notcheztli: el insecto del rojo carmín. CONABIO. *Biodiversitas*, 36: 1-8.

- Pérez-Santigosa, N. (2007). *Ecología del galápagos exótico*, *Trachemys scripta elegans*, en la península Ibérica. Efectos sobre las poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis*. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla.
- Persoone, G., Sorgeloos, P., Roels, O. & Jaspers, E. (1980). The brine shrimp *Artemia*. Universa Press. Wetteren, Belgium.
- Petsikos, C., Dalias, P. & Troumbis, A.Y. (2007). Effects of *Oxalis pes-caprae* L. invasion in olive groves. *Agricult., Ecosyst. & Environ.*, 120: 325-329.
- Pimm, S. L., Moulton, M. P. & Justice, L. J. (1994). Bird extinctions in the central Pacific. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 344: 27-33.
- Pino, J., Quetglas, J. & Sánchez, M. (2004). Un bicho raro en lo alto de una peña. *Bol. Parque Nat. Alcornocales*, 6:16.
- Pleguezuelos, J. M. (2002). Las especies introducidas de anfibios y reptiles. In: *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España* (Pleguezuelos, Márquez, & Linaza (eds.), DGCN-AHE, Madrid.
- Pocino, N & Giralt, N. (2005). Colonització i expansió de la tórtora turca *Streptopelia decaocto* a Catalunya. *Rev. Catalana d'Ornitol.*, 21: 1-10.
- Polibio (1987-1997). *Historias*. Ed. Gredos, Madrid (trad. & notas de Bolasch, M; edición original, 128 b.C.).
- Polunin, O. & Huxley, A. (1987). *Flowers of the Mediterranean*. Hogarth Press. London.
- Ponce, G., Cantú, P., Flores, A., Badii, M., Barragán, A., Zapata, R. & Fernández, I. (2005). Cucarachas. In: *Biología e importancia en salud pública*. *Rev. Salud Publica Nutr.*, 6 (3).
- Ponurovskii, S.K. (2008). Population structure and growth of the Japanese littleneck clam *Venerupis philippinarum* in Amursky Bay, Sea of Japan, Russia. *J. Mar. Biol.*, 5(34): 329-332.
- Portillo, L. (1995). Los hospederos de las cochinillas del carmín (*Dactilopius spp.*) y algunas consideraciones sobre su aprovechamiento. In: VI Congreso Nacional y IV Congreso Internacional sobre Conocimiento y Aprovechamiento del Nopal. Jalisco, México. Pp. 62-65.
- Portillo, L. (2005). Origen de *Dactylopius coccus* Costa (Hemiptera: Dactylopiidae): ¿Norte o Sudamérica? *Dugesiana*, 12: 1-8.
- Potts, B., Vaillancourt, R., Jordan G., Dutkowski, G., Costa, E., Silva J., Mckinnon, G., Steane, D., Volker, P., López, G., Apiolaza, L., Li, Y., Márquez, C. & Borralho, N. (2004). Exploration of the *Eucalyptus globulus* gene pool. *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, Aveiro, Portugal, 11(15): 46-61.
- Prieta, J. (2007). *Anuario Ornitológico de Extremadura, 2001-2003*. Volumen 3. ADENEX. Mérida.
- Prieta, J. & Mayordomo, S. (2011). *Anuario Ornitológico de Extremadura, 2004-2008*. Volumen 4. SEO-Cáceres. Plasencia.
- Proenca, V., Pereira, H.M. & Vicente, L. (2006). *Padroes de biodiversidade em florestas de carvalho, pinheiro-bravo e eucalipto*. Livro de Resumos do 2º Congresso Ibérico de Ecologia. SPECO y AEET, 501-529.

- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (1972). (PNUMA). Nairobi, Kenia.
- Programa Mundial sobre Especies Invasoras. (1996). (GISP). The Global Invasive Species Programme Brochure. Honolulu, USA.
- Programa Internacional de Ciencias de la Biodiversidad. (2005). (DIVERSITAS). Oaxaca, México.
- Puerto, F. J. (2002). Jardines de aclimatación en la España de la Ilustración. *Ciencias*, 68: 30-41.
- Puetz, N. (1994). Vegetative spread of *Oxalis pes-caprae* (Oxalidaceae). *Plant System. & Evol.*, 191(1-2): 57-67.
- Pyke, G. H. (2005). A review of the biology of *Gambusia holbrooki* and *G. affinis*. *Rev. Fish Biol. & Fish.*, 15: 339-365.
- Pyke, G. H. (2008). Plague Minnow or Mosquito Fish? A Review of the Biology and Impacts of Introduced *Gambusia* Species. *Ann. Rev. Ecol. Evol. & Syst.*, 39: 171-191.
- Pyšek, P., Sádlo, J. & Mandák, B. (2002). Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia Praha*, 74: 97-186.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M. & Kirschner, J. (2004b): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53: 131-143.
- Qi, Z.Y. (1998). *Commercially Important Mollusks in China*. China Agricultural Press, Beijing.
- Quesada, J., Valle, F. & Salazar, C. (2009). Aportaciones al conocimiento de la flora alóctona ornamental presente en ríos de la provincia de Jaén (S. España). *Bouteloua*, 6: 80-86.
- Quézel, P., Barbero, M., Bonin, G. & Loisel, R. (1990). Recent plant invasions in the Circum-Mediterranean region. In: *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin* (Di Castri, Hansen, & Debussche, eds). Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, NL, 51-60.
- Rahel, F.J & Olden, J.D. (2008). Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conser. Biol.*, 22(3): 521-533.
- Ragonese, A. & Milano, V. (1984). *Vegetales y sustancias tóxicas de la flora argentina*. Hemisferio Sur. ACME, Buenos Aires.
- Ramirez, J. (1989). La cucaracha como vector de agentes patógenos. *Bol Saint Panam.*, 107(1): 41-53.
- Ramos-Suárez, J. L., Martínez, A., & Carreras, N. (2014). Optimization of the digestion process of *Scenedesmus* sp. and *Opuntia maxima* for biogas production. *Energy Conversion and Management*, 88, 1263-1270.
- Ranwell, D.S. (1972). *Ecology of salt marshes and sand dunes*. Chapman and Hall. London.
- Real Decreto 1118/1989, de 15 de septiembre, por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables y se dictan normas al respecto. Pub. BOE, Madrid.

- Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. Pub. BOE, Madrid.
- Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. Pub. BOE, Madrid.
- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Pub. BOE, Madrid.
- Real, R., Márquez, A.L., Estrada, A., Muñoz, A.R. & Vargas, J.M. (2008). Para modelar corotipos de vertebrados invasores en la España insular. *Divers. & Distr.*, 14: 373-374.
- Reginald, C. (1973). Principal insect pests. In: *Coconuts*. Tropical Agriculture Series. Longmans, London.
- 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.
- Reina-Hervás, J.A., Muñoz-Chápuli, R. & Blasco, M. (1982). Presencia de teleósteos atlánticos en el Mediterráneo Occidental. *Trab. Zool., Malaga*, 3-4: 49-56.
- Reina-Hervás, J.A., Blasco, M. & Sánchez, J.M. (1983). Presencia de *Diplodus bellottii* (Steindch., 1882) en las aguas ibéricas. II. *Jorn. Ictiol. Iber.*, 94: 1-5.
- Reino, L. M. & Silva, T. (1998). The distribution and expansion of the Common Waxbill (*Estrilda astrild*) in the Iberian Peninsula. *Biol. Cons. Fauna*, 102: 163-167.
- Reinhardt, C.F., Rossouw, L., Thatcher, L. & Lotter, W.D. (1999). Seed germination of *Opuntia stricta*: implications for management strategies in the Kruger National Park. *S. Afr. J. Bot.*, 65(4): 295-298.
- Rejmánek, M. (2000). Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecol*, 5: 497-506.
- Rejmánek, M. & Richardson, D.M. (2004). Invasiveness of conifers: extent and possible mechanism. *Acta Horticult.*, 615: 375-378.
- Reyes-Agüero, J., Aguirre-Rivera, J. & Hernández, H. (2005). Notas sistemáticas y descripción detallada de *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. (Cactaceae). *Agrociencia*, 39(4): 395-908.
- Resolución de la Organización Internacional de Aviación Civil. (1998). Prevención de la introducción de especies exóticas invasoras. (Resolución de la Asamblea: A-32-9).
- Ribeiro, F. & Collares-Pereira, M. (2010). Life history variability of non-native centrarchids in regulated river systems of the lower River Guadiana drainage (south-west Iberian Peninsula). *J. Fish Biol.*, 76: 522-537.
- Richardson, D. M. (1998). Forestry Trees as Invasive Aliens. *Cons. Biol.*, 12 (1): 18-26.
- Richardson, D.M., Allsopp, N., D'Antonio, C.M., Milton, S. & Rejmanek, M. (2000a). Plant invasions. The role of mutualisms. *Biol Rev*, 75: 65-93.

- Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J. (2000b). Naturalisation and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Div. & Distr.*, 6: 93-107.
- Richardson, D.M. & Pysek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progr. Phys. Geogr.*, 30: 409-431.
- Richardson, D.M. & Van Wilgen, B.W. (2004). Invasive alien plants in South Africa: how well do we understand the ecological impacts?. *S. Afr. J. Sci.*, 100: 45-52.
- Rincon, P. A., Correias, A. M., Morcillo, F., Risueno, P. & Lobon-Cervia, J. (2002). Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *J. Fish Biol.*, 61: 1560-1585.
- Rioja, E. (1924). La *Mercierella enigmatica* Fauvel, *Ficopomatus enigmaticus* Página 5 de 3 serpúlido de agua salobre, en España. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 24: 160-169.
- Rivas Goday, S. & Rivas-Martínez, S. (1963). *Estudio y clasificación de los pastizales españoles*. Pub. Ministerio de Agricultura. Madrid, 277: 1-269.
- Rivas-Martínez, S., M. Costa, Castroviejo, S. & Valdes, E. (1980). Vegetación de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa*, 2: 5-189.
- Roberts, S., Vertessy, R.A. & Grayson, R.G. (2001). Transpiration from *Eucalyptus sieberi* (L. Johnson) forests of different age. *Forest Ecol. Manag.*, 143(1): 153-161.
- Rocha, G. & Hidalgo, S.J. (2000). Ecología de la Tórtola Turca *Streptopelia decaocto*. Pub. Univ. Extremadura, Cáceres.
- Rodríguez-Guitián, M.A., Romero-Franco, R. & Rigueiro-Rodríguez, A. (1997). *Repoblación forestal y paisaje en Galicia*. Libro de Actas del I Congreso Forestal Hispano Luso/II Congreso Forestal Español (Tomo II). Gobierno de Navarra. Pamplona.
- Rodríguez-Ramírez, A. (1998). *Geomorfología del Parque Nacional de Doñana y su entorno*. Colección Técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- Rodríguez-Ramírez, A. & Clemente, L. 2002. Geomorfología. En: Canseco (eds.) *Parque Nacional de Doñana*. Talavera de la Reina. Canseco, 19-43.
- Rodríguez-Ramírez, A., Cáceres, L. M., Rodríguez, J., Vidal, M. & Cantano, M. (2000). Relación entre clima y génesis de crestas y surcos de playa en los últimos cuarenta años (Huelva, Golfo de Cádiz). *Rev. Cuaternario & Geomorfología*, 14: 109-113.
- Rodríguez-Ramírez, A., Rodríguez-Vidal, J., Cáceres, L., Clemente, L., Belluomini, G., Manfra, L., Impronta, S. & Andrés, J.R. (1996). Recent coastal evolution of the Doñana National Park. *Quat. Sci. Rev.*, 15: 803-809.
- Rolston, M. P. (1978). Water impermeable seed dormancy. *Bot. Rev.*, 44: 365-396.
- Rosa, M.L., Gomes, M.F & Espirito-Santo, M.D. (1986). *Influencia de factores ecológicos e fitotécnicos na flora espontanea de sistemas florestais da regioao de Castelo Branco*. Comunicacoes do I Congresso Florestal Nacional. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

- Ross, S. T. (1991). Mechanisms structuring streamfish assemblages: are there lessons from introduced species?. *Envir. Biol. Fish.*, 30: 359-368.
- Rossa, B., Tuffers, A.V., Naidoo, G. & Von Willert D.J. (1998). *Arundo donax* L. (Poaceae). A C-3 species with unusually high photosynthetic capacity. *Bot. Act.*, 111(3): 216-221.
- Rossini, S., Valdés, B. & Andrés, M. C. (2005). Dinámica natural en un área artificial. Plantas invasoras en el Jardín Americano de Sevilla (Andalucía, España). *Lagascalia*, 25: 149-168.
- Rubio-García, J. C. (1985). *Ecología de las marismas del Odiel*. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla.
- Rubio-García, J. C. (1987). *La naturaleza en Huelva*. Pub. Diputación de Huelva.
- Ruesink, J., Novio, M., Parker, I. & Kareiva, P. (1995). La reducción de los riesgos de introducción de especies no nativas. *BioScience.*, 47: 465-477.
- Ruiz-Acevedo, J., & López-González, J. (2006). Las almadrabas onubenses. *Aestuarina*, 9: 12-35.
- Ruiz, C., Martinez, D., Mosquera, G., Abad, M. & Sánchez, J.L. (1992). Seasonal variations in condition and biochemical composition of the flat oyster, *Ostrea edulis*, from San Cibrán (Galicia, Spain). *Mar. Biol.*, 112: 67-74.
- Ruiz, G. M., Carlton, J. T., Grosholz, E. D. & Hines, A. H. (1997). Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences. *Am. Zool.*, 37: 621-632.
- Ruiz, G.M., Rawlings, T. K., Dobbs, F.C., Drake, L.A., Mullady, T., Huq, A. & Colwell, R. R. (2000). Global spread of microorganisms by ships: Ballast water discharged from vessels harbours a cocktail of potential pathogens. *Nature*, 408: 49-50.
- Rzedowski, G.C. & Rzedowski, J. (2001). *Flora fanerogáma del Valle de México*. Pub. Inst. Ecol. & Com. Nac. Conocimiento & Uso Biod. Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Sáenz, C. (2006). *Utilización agroindustrial del nopal*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, 165 p.
- Saint-Hilaire, I. (1854). *Acclimatation et domestication des animaux utiles*. Librairie Agricole de la Maison Rustique, Paris.
- Sanchez-Isarria, M. A., Cabanas, L., Tutore, J.A. & Peiucer, S. (1989). *Análisis de la composición de la dieta, en el medio natural del black-bass* (*Micropterus salmoides*, Lcp), *tamaño mayor de 20 cm*. Act.1 Col. Luso-Esp Bacias Hidrogr. & Rec. Zool., 359-364.
- Sánchez Gullón, E. (2009). El rastro inglés en el paisajismo y la jardinería. In: *Ausencias y presencias inglesa en Huelva. La herencia inglesa (1873-2009)* (Galán, coord.). UNIA, Madrid.
- Sánchez Gullón, E. & Verloove, F. (2009). News records of interesting xenophytes in Spain. II. *Lagascalia*, 29: 281-291.

- Sánchez-Gullón, E. & García-Rubio, J.C. (1999). Novedades florísticas para el litoral de Huelva y provincia. I. *Lagascalia*, 21(1): 7-16.
- Sánchez-Gullón, E. & García-Rubio, J.C. (2002). Novedades florísticas para el litoral de Huelva y provincia. II. *Lagascalia*, 22: 7-19.
- Sánchez-Gullón, E., Macías, F. J., Weickert, P. & Valdés, B. (2005). Aportación a la flora y vegetación de la cuenca baja del río Guadiana en el Andévalo Occidental (España). *Lagascalia*, 25: 252-257.
- Sánchez-Gullón, E., Macías-Fuentes, F.J. & Weickert, P. (2006). Algunas especies adventicias o naturalizadas en la provincia de Huelva (SO de España). *Lagascalia* 26: 180-186.
- Sánchez Gullón, E., Caraballo Martínez, J. M. & Ruiz, F. (2010). Una visión histórica de los Arbores de eucaliptos de Huelva. *Bol. CIDEU*, 8-9: 43-56.
- Sánchez Gullón, E., Fernández-Illescas, F., De las Heras, M.A., Jiménez Nieva, F. J., Rodríguez Rubio, P. & Muñoz Rodríguez, A. F. (2010). Novedades florísticas para el litoral de Huelva y su provincia III. *Lagascalia* 30: 461-472.
- San Isidoro de Sevilla (627). *Las bestias y los pájaros*. Libro XII.
- Sanz Elorza, M. (2006). *La Flora Alóctona del Alto Aragón. Flora analítica de xenófitas de la provincia de Huesca*. Ediciones Gihemar S.A. Madrid.
- Sanz Elorza, M. (1999). *Nuevas malas hierbas alóctonas en los cultivos del Alto Aragón*. Actas Congreso Sociedad Española de Malherbología. Logroño, 77-82.
- Sanz-Elorza, M., Dana, E. D. & Sobrino, E. (2004). *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Pub. Dir. Gen. Biodiversidad, Min. Medio Amb., Madrid.
- Sanz-Elorza, M., Dana, E. D. & Sobrino, E. (2001). Listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa*, 22: 121-131.
- Sanz Elorza, M., Dana, E. D. & Sobrino, E. (2005). Aproximación al listado de plantas vasculares alóctonas invasoras reales y potenciales en las islas Canarias. *Lazaroa*, 26: 55-66.
- Sanz Elorza, M., Dana, E. D. & Sobrino, E. (2006). Invasibility of an inland area in NE Spain by alien Spain. *Acta Oecol.*, 29: 114-122.
- Sanz Elorza, M., González Bernardo, F. & Gavilán Iglesias, L. P. (2008). La flora alóctona de Castilla y León (España). *Bot. Complut.*, 32: 117-137.
- Sanz Elorza, M., Mateo, R. G. & González Bernardo, F. (2009a). The historical role of agriculture and gardening in the introduction of alien plants in the western Mediterranean. *Plant Ecol*, 202: 247-256.
- Sanz Elorza, M., González Bernardo, F. & Serreta Oliván, A. (2009b). La flora alóctona de Aragón (España). *Bot. Complut.*, 33: 69-88.
- Sanz-García, I. & Calvente Coca, A. (1995). *Molinos mareales de Ayamonte*. Escuela Taller Guadiana. Sevilla.
- Sanz-Zuasti, J. & Velasco, T. (2005). *Guía de las Aves de Castilla y León*. Nueva edición revisada y ampliada. Náyade Ed., Madrid.

- Sastry, CST. & Kavathekar, YY. (1990). *Plants for Reclamation of Wastelands*. Pub. & Inform. Direct, New Delhi, 317-318.
- Saunders, D.L., Meewig, J.J. & Vincent, C.J. (2002). Freshwater protected areas. Strategies for conservation. *Biol. & Cons.*, 16: 30-41.
- Scalera, R. & Zaghi, D. (2004). *Alien species and nature conservation in the EU. The role of the LIFE program*. Pub. European Commission Environment DG.
- Scientific Committee on Problems of the Environment. (1982). *Ecosystem dynamics in freshwater wetlands and shallow water bodies*. (SCOPE). Centre of International Projects, 1: 1-312.
- Scriven, G.T., Reeves, E.L. & Luck, R.F. (1986). Beetle from Australia threatens *Eucalyptus*. *Calif. Agricult.*, 40 (7-8): 4-6.
- Scott, G. (1994). Fire threat from *Arundo donax*. In: Jackson NE, Frandsen P, Douthit S (eds). *Arundo donax* Workshop Proceedings, Ontario, CA, 17-18.
- Scott, W. B. & Crossman, E. J. (1973). *Freshwater Fishes of Canada*. Pub. Bull. Fish. Res. Board Canada, Ottawa.
- Seguí, B. & Payeras, L. (2002). *Capra aegagrus* Erxleben, 1777. Cabra mallorquina. In: *Atlas de los Mamíferos terrestres de España* (Palomo & Gisbert, eds). DGCN-SECEM-SECEMU, 330-333.
- Seidel, M.E. & Ernst, C.H. (2006). *Trachemys scripta*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles, 831: 1-94.
- Serra, M. (1997). *Acacia saligna*. En: *Especies arbóreas y arbustivas para las zonas áridas y semiáridas de América Latina*. Serie: Zonas áridas y semiáridas N° 12. FAO, Chile.
- Silván, F. & Campos, J.A. (2001). *Flora exótica de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Evaluación del impacto actual*. Informe Inédito realizado para el Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Gernika.
- Shick, J.M. & Lamb, A.N. (1977). Asexual Reproduction and Genetic Population Structure in the Colonizing Sea Anemone *Haliplanella luciae*. *Biol. Bull.*, 153: 604-617.
- Slick, J.M. (1991). *A functional biology of sea anemones*. Chapman and Hall. London.
- Snow, D. W. & Perrins, C. M. (1998). *The Birds of the Western Palearctic*. Concise edition. Oxford University Press. Oxford.
- Sobrino, E., Sanz Elorza, M., Dana, E. & González Moreno, A. (2002). Invasibility of a coastal strip in NE Spain by alien plants. *J. Veg. Sci.*, 13: 585-594.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1979). *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Freeman Ed., New-York.
- Sol, D. (2007). Do successful invaders exist?. Pre-adaptations to novel environments in terrestrial vertebrates. In: *Biological Invasions. Ecological Studies* (Nentwig, ed.), Springer. Heidelberg, Vol.193: 127-141.
- Solís, E., Avilés, J. M., De la Cruz, C., Valencia, J. & Sorci, G. (2008). Winter male plumage coloration correlates with breeding status in a cooperative breeding species. *Behav. Ecol.*, 19 (2): 391-397.

- Sorgeloos, P., Lavens, P., Leger, Ph. Tackaert, W. & Versichele, D. (1986): *Manual para el cultivo y uso de Artemia en acuicultura*. FAO/Italy Proyecto AQUILA, Doc. Campo, Vol. 10: 1-301.
- Soriguer, R., Rodriguez, A. & Domínguez, L. (2001). Análisis de la incidencia de los grandes herbívoros en la marisma y vera del Parque Nacional de Doñana. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.
- Sostoa, A. & Lobón-Cervía, J. (1989). Observations on feeding relationships between fish predators and fish assemblages in a mediterranean stream. *Regulated Rivers. Res. & Manag.*, 4: 157-163.
- Sostoa, A. (2003). *Desenvolupament d'un Índex d'Integritat Biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius de Catalunya. Aplicació de la Directiva Marc en política d'aigües de la Unió Europea 2000/60/CE*. Informe final Dept. Univ. Barcelona per a l'Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona.
- Sott, G.D. (1994). Fire threat from *Arundo donax*. In: *Arundo donax Workshop* (Jackson, Frandsen, & Duthoit, eds). Proc. Calif. Exotic Pest Plant Council, Riverside, 17-18.
- Sousa, A., García, L. & García Murillo, P. (2006). Paludismo, cambios climáticos y humedales en el litoral oriental onubense. *Aestuarina*, 9: 179-204.
- Souto, X.C. Bolano, J.C. Gonzalez, L. & Reigosa, M.J. (2001). Allelopathic effects of tree species on some soil microbial populations and herbaceous plants. *Biol. Plant*, 44 (2): 269-275.
- Spencer, H. (2004). *Assessment of coconut impact on wet tropics littoral forests*. Pub. Australian Tropical Research Foundation, Unpublished report.
- Starr, F., Starr, K. & Loope, L. (2003). *Cortaderia* spp. Pampas grass (Poaceae). United States Geological Survey, *Biological Resources Division*, Hawai'i, Maui, Haleakala Field Station, Honolulu.
- Steadman, D. W. & Martin, P. S. (2003). The late Quaternary extinction and future resurrection of birds on Pacific islands. *Earth Sci. Rev.*, 61: 131-147.
- Stevens, W., Ulloa, C., Pool, A. & Montiel, O. (2001). Flora de Nicaragua. *Monog. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.* 85: 1-2666.
- Stevenson, A.C. (1985a). Studies in the Vegetational History of S. W. Spain. I. Modern Pollen Rain in the Doñana National Park, Huelva. *J. Biogeogr.*, 12(3): 243-268.
- Stevenson, A.C. (1985b). Studies in the vegetational history of SW Spain. II. Palynological investigations at Laguna de las Madres, Huelva. *J. Biogeogr.*, 12(4): 293-314.
- Stevenson, A. C. (1984). Studies in the vegetational history of S.W. Spain. III. Palynological investigations at El Asperillo, Huelva. *J. Biogeogr.*, 11: 527-551.
- Stevenson, A.C. & Moore P.D. (1988). Studies in the vegetational studies history of S.W. Spain. IV. Palynological investigations of a valley mire at El Acebrón, Huelva. *J. Biogeogr.*, 15(2): 339-361.

- Suehs, C.M., Affre, L. & Medail, F. (2004). Invasion dynamics of two alien *Carpobrotus* (Aizoaceae) taxa on a Mediterranean island: I. Genetic diversity and introgression. *Heredity*, 92: 31-40.
- Symon, D. E. (1981). The solanaceous genera *Browallia*, *Capsicum*, *Cestrum*, *Cyphomandra*, *Hyoscyamus*, *Lycopersicon*, *Nierembergia*, *Physalis*, *Petunia*, *Salpichroa*, *Withania* naturalized in Australia. 1. *Adelaide Bot Gard*, 3: 133-166.
- Talakal, T. S., Dwivedi, S. K. & Sharma, S. R. (1995). In vitro and in vivo antitrypanosomal activity of *Xanthium strumarium* leaves. *J. Ethnopharmacol.*, 49: 141-145.
- Thatcher, V.E. & Williams, E.H. (1998). Comparative morphology of four lernaeids (Copepoda: Cyclopoida) from South American fish with description of two new genera. *J. Aq. An. Health*, 10, 300-308.
- Thellung, A. (1912). La flore adventice de Montpellier. *Mem. Soc. Nat. Cherbourg*, 38: 57-728.
- Thellung, A. (1915). Pflanzenwanderungen unter dem Einfluss des Menschen. *Englers Bot. Jahrb.* 53(116). 37-66.
- Thellung, A. (1918). Zur Terminologie der Adventiv, und Ruderalfloristik. *Allgemeine Bot. Zeitsch. Syst., Flor., Pflanzengeographie*, 24/25, 36-42.
- The Nature Conservancy (TNC). (1951). Virginia, United States of America.
- Thiede, J. (2001). Agavaceae. In: *Illustrated Handbook of Succulent Plants* (Eggli, ed.), Vol. I. Springer. Heidelberg.
- Thirunavukkarasu, P.S., Prathaban, S. & Dhanapalan, P. (2001). Pathological studies of *Lantana camera* poisoning in experimental calves. *Ind. Vet. J.*, 78 (8): 676-678.
- Torres, L., Royo, F. & Arasa, A. (2003). *Plantas Vasculares del quadrat UTM31TBF81. Santa Bàrbara*. Institut d'Estudis Catalans. Secció de Ciències Biològiques. Barcelona.
- Triantaphyllidis, G., Abatzopoulos, T. & Sorgeloos, P. (1998). Review of the biogeography of the genus *Artemia* (Crustacea, Anostraca). *J. Biogeogr.*, 25: 213-226.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D. A. (1980): *Flora Europaea: Alismataceae to Orchidaceae (Monocotyledones)*. Vol. 5, Cambridge University Press, Cambridge.
- U.I.C.N. (2000). *Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species*. Gland, Suiza.
- Valdés, B., Talavera, S. & Fernández-Galiano, E. (1987). *Flora de Andalucía Occidental*. Vols. 1-3. Ed. Ketres. Barcelona.
- Valdés, A., Alcaraz, F. & Rivera, D. (2001). *Catálogo de plantas vasculares de la provincia de Albacete (España)*. Pub. Inst. Est. Albacetenses "Don Juan Manuel", Excma. Dip. Albacete. Serie I. Estudios. Núm. 127. Albacete.

- Valdés, B., Girón, V., Sánchez-Gullón, E. & Carmona, I. (2007). Catálogo florístico del Espacio Natural de Doñana (SO de España). Plantas vasculares. *Lagascalia*, 27: 73-362.
- Valdés, B., Santa-Bárbara, C., Vicent, C. & Muñoz, A. (2008). Catálogo florístico del Andévalo y Sierra de Huelva (plantas vasculares). *Lagascalia*, 28: 117-409.
- Valencia, J., Cruz, C. & Carranza, J. (2000). Second broods in a Mediterranean cooperatively-breeding corvid: the Azure-winged magpie. *Etologia*, 8: 25-28.
- Valencia, J., Cruz, C. & Carranza, J. (2002). Timing of breeding in the azure-winged magpie in Spain. *Etologia*, 10: 17-22.
- Van den Berg, A.B. & Bosman, C.A.W. (1999). *Rare birds of the Netherlands*. Pica Press, Mountfield U.K..
- Van der Toorn, J. (1980). On the ecology of *Cotula coronopifolia* L. and *Ranunculus sceleratus* L. I. Geographic distribution, habitat, and field observation. *Act. Bot. Neerdl*, 29(5/6): 385-396.
- Vanhaecke P., Siddall, S. & Sorgeloos, P. (1984). International study on *Artemia*. XXXII. Combined effects of temperature and salinity on the survival of *Artemia* of various geographical origins. *J. Exp. Mar. Biol. & Ecol.*, 80: 259-275.
- Vayreda, E. (1882) Apuntes para la flora catalana. Catálogo de las especies más interesantes observadas. *Anales Soc. Esp. Hist. Nat.*, 11:55-151.
- Vega, J.A. (2007). *Impacto de los incendios sobre suelo y vegetación forestales en Galicia y desarrollo de una selvicultura preventiva*. In: *Por unha nova cultura forestal fronte aos incendios* (Díaz-Fierros, Balboa & Barreiro, eds). Consello da Cultura Galega y Fundación Caixa Galicia, Santiago de Compostela: 87-126.
- Velasco, J. C., Peris, S. J., González-Sánchez, N. & Pollo, C. J. (1991). Presencia de *Cobitis maroccana* Pellegrin, 1929 (Osteichthyes, Cobitidae) en la cuenca del Duero. *Miscelánea Zool.*, 15: 237-239.
- Velde, G., Rajagopal, S., Kuyper-Kollenaar, M., Bij de Vaate, A., Thieltges, D.W. & MacIsaac, H.J. (2006). Biological invasions: Concepts to understand and predict a global threat. In: *Ecological studies. Wetlands: functioning, biodiversity conservation, and restoration* (Bobbink, Beltman, Verhoeven & Whigham, eds). Vol. 191. SpringerVerlag, Berlín, 61-90.
- Verloove, F. & Sánchez Gullón, E. (2008). New records of interesting xenophytes in the Iberian Peninsula. *Act. Bot. Malac.*, 33: 1-21.
- Vidal, O., García-Berthou, E., Tedesco, P. A. & García-Marín, J. L. (2010). Origin and genetic diversity of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) introduced to Europe. *Biol. Inv.*, 12 (4): 841-851.
- Vigne, J.D. (2004): Les premiers animaux de compagnie 8500 ans av. J.C.? Ou comment j'ai mangé mon chien, mon chat et mon renard, Domestications animales: dimensions sociales et symboliques, Hommage à Jacques Cauvin, *Anthropozool.*, 39 (1).
- Vigne, J. D., Lorvelec, O. & Pascal, M. (2003a): La Chèvre marronne (la Chèvre égarée): *Capra aegagrus* Erxleben, 1777. In: *Évolution holocène de la faune*

- de Vertébrés de France: invasions et disparitions* (Pascal, Lorvelec, Vigne, Keith & Clergeau eds.). INRA, CNRS, MNHN, Paris, 298-299.
- Vigne, J. D., Pascal, M. & Lorvelec, O. (2003b): Le Sanglier d'Eurasie et le Porc marron: *Sus scrofa* Linné, 1758. In: *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et disparitions* (Pascal, Lorvelec, Vigne, Keith & Clergeau eds.). INRA, CNRS, MNHN, Paris, 292-293.
- Vilà, M. (2001). *Causas y consecuencias ecológicas de las invasiones. Ecosistemas Mediterráneos*. Análisis Funcional. Ed. CSIC-AEET. Madrid.
- Vilà, M. & D'Antonio, C.M. (1998). Fruit choice and seed dispersal of invasive vs. noninvasive *Carpobrotus* (Aizoaceae) in coastal California. *Ecology*, 79: 1053-1060.
- Vilà, M. & Pujadas, J. (2001) Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. *Biological Conservation*, 100, 397-401.
- Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L. & Castro, P. (2008). *Invasiones Biológicas*. CSIC-Divulgación, Madrid.
- Vila-Gispert, A. & Moreno-Amich, R. (1998) Periodic abundance and depth distribution of *Blennius fluviatilis* and introduced *Lepomis gibbosus*, in Lake Banyoles (Catalonia, Spain). *Hydrobiologia*, 386, 95-101.
- Vila-Gispert, A., Fox, M. G., Zamora, L. & Moreno-Amich, R. (2007). Morphological variation in pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced into Iberian lakes and reservoirs; adaptations to habitat type and diet. *J. Fish Biol.*, 71: 163-181.
- Villaseñor R., J.L. y F.J. Espinosa G., 1998. *Catálogo de malezas de México*. UNAM & Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- Vinatea, A. (1995). Biología, cultivo y uso en acuicultura del camaron de salmuera, *Artemia* sp. Universidad Mayor de San Marcos, Mexico, Escuela de Post-Grado.
- Vitousek, P., D'Antonio, C., Loope, L. & Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *Am. Sci.*, 84: 468-478.
- Walters, S.M., Brady, A., Brickell, C.D., Cullen, J., Green, P.S., Lewis, J., Matthews, V.A., Webb, P.F. Yeo, D.A. & Alexander, J.C.M. (1986). *The European Garden Flora*. Vol. 1. *Pteridophyta; Gymnospermae; Angiospermae; Alismataceae to Iridaceae*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Watts, D.A. & Moore, G.W. (2011). Water use dynamics of Giant Reed (*Arundo donax*) from leaf to stand. *Wetlands*. 31: 725-734.
- Weaver, S. E. & Lechowicz, M. J. (1983). The biology of Canadian weeds. 56. *Xanthium strumarium* L. *Can. J. Plant Sci.*, 63(1): 211-225.
- Weber, E. (2003). *Invasive plant species of the world. A reference guide to environmental weeds*. CABI Publishing, Wallingford.
- Wernham, C. V., Toms, M. P., Marchant, J. H., Clark, J. A., Siriwardena, G. M. & Baillie, S. R. (2002). *The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland*. T. & A.D. Poyser Ltd., London.

- Wild, S., Roglic, G., Green, A., Sicree, R. & King, H. (2004). Global prevalence of diabetes: estimates for the year 2000 and projections for 2030. *Diabetes Care* 27: 1047-1053.
- Williamson, M. & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77: 1661-1666.
- Wittenberg, R. & Cock, M.J.W. (2001). *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. CAB Internacional. Wallingford, Oxon, UK, London.
- Wonham, M. J., Carlton, J.T., Ruiz, G.M. & Smith, L.D. (2000). Fish and ships: relating dispersal frequency to success in biological invasions. *Mar. Biol.*, 136: 1111-1121.
- Wooten, M. C., Scribner, K. T. & Smith, M. H. (1988). Genetic Variability and Systematics of *Gambusia* in Southeastern United States. *Copeia*, 1988 (2): 283-289.
- Yamaguti, S. (1963). *Parasitic Copepoda and Branchiura of Fishes*. Interscience Publishers, New York, London & Sidney.
- Zambrano, L., Perrow, M.R., Macías-García, C. & Aguirre-Hidalgo, V. (1998). Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in central Mexico. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov*, 6(4): 281-288.
- Zamudio, G. (2002). *El jardín botánico del palacio birreinal de la Nueva España*. Ciencias, 68: 22-27.
- Zapata, S.C. & Granado-Lorencio, C. (1993). Edad, crecimiento y alimentación de las especies exóticas *Lepomis gibbosus* en un depósito de refrigeración español. *Arch. Hydrobiol. Suppl*, 90(4): 561-563.
- Zavala, M. A. (1983). Aclimatación del *Micropterus salmoides* en la Península Ibérica. *Quercus*, 9: 12-13.
- Zazo, C., Goy, L., Somoza, J.L., Dabrio, L., Belluomini, C.J., Improta, G., Lario, S., Bardají, J. & Silva, P.G. (1994). Holocene sequence of sea-level fluctuations in relation to climatic trends in the Atlantic Mediterranean linkage coast. *J. Coast. Res.*, 10: 933-945.
- Zheng Wan Jun. (1978). *Silviculture of Chinese Trees*. China Agriculture Press, Beijing, China.
- Zibrowius, H. (2002). *Assessing scale and impact of ship-transported alien fauna in the Mediterranean. Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas*. CIESM Workshop Monographs No. 20, Monaco, 63-68.
- Zubia, I. (1921). *Flora de La Rioja. Parte descriptiva*. Tomo II. Imprenta y Librería Moderna, Logroño, La Rioja.

