

Especies Exóticas Invasoras: situación e propostas de mitigación

Monografías do IBADER - Serie Biodiversidade

Pablo Ramil-Rego
Carlos Vales
(Editores)



Título: Especies Exóticas Invasoras: situación e propostas de mitigación

Editores: Pablo Ramil-Rego, Carlos Vales

A efectos bibliográficos a obra debe citarse:

Obra Completa: Ramil-Rego, P., Vales, C. (Eds.) (2019). Especies Exóticas Invasoras: situación e propostas de mitigación. Monografías do Ibader, Serie Biodiversidade.

Capítulo concreto: Cordero-Rivera, A., Calviño-Cancela, M., Rodríguez, J., Rojas-Nossa, S., Santolamazza-Carbone, S. (2019). Invertebrados exóticos invasores en Galicia: situación e problemática. En: Ramil-Rego, P., Vales, C. (Eds.), Especies Exóticas Invasoras: situación e propostas de mitigación: 9-20. Monografías do Ibader, Serie Biodiversidade.

Esta publicación foi sometida a un proceso de revisión por pares.

Edita: IBADER-CEIDA



Copyright: IBADER - CEIDA

A totalidade dos textos, gráficos e imaxes publicadas nesta obra están protexidos por copyright. Queda prohibida a reprodución total ou parcial por calquera medio gráfico ou electrónico do contido da obra, sen a autorización escrita dos titulares do copyright.

Diseño: IBADER (GI-TB)

ISSN: 1888-8341

DL: C 173-2008

Editado coa colaboración da deputación de Lugo :



DEPUTACIÓN DE LUGO



Especies Exóticas Invasoras: situación e propostas de mitigación

Pablo Ramil-Rego - Carlos Vales (Eds.)



Lugo 2019

Monografías do IBADER

Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural

Temática e alcance

O Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER) é un instituto mixto universitario, situado na cidade de Lugo e conformado pola Universidade de Santiago de Compostela, as Consellerías da Xunta de Galicia con competencias en Medio Ambiente e Medio Rural e a Deputación de Lugo.

Unha das actividades do IBADER é a publicación e difusión de información científica e técnica sobre o medio rural desde unha perspectiva pluridisciplinar. Con este obxectivo publicanse a revista Recursos Rurais e as Monografías do IBADER, espazos orientados a fortalecer as sinerxías entre colectivos vinculados ao I+D+I no ámbito da conservación e xestión da Biodiversidade e do Medio Ambiente nos espazos rurais e nas áreas protexidas, os Sistemas de Producción Agrícola, Gandeira, Forestal e a Planificación do Territorio, tendentes a propiciar o Desenvolvemento Sostible dos recursos naturais.

A Revista científico-técnica Recursos Rurais publica artigos, revisións, notas de investigación e reseñas bibliográficas. A revista inclúe unha Serie Cursos, que publica os resultados de reunións, seminarios e xornadas técnicas ou de divulgación. As Monografías do IBADER divulgan traballos de investigación de maior entidade, manuais e textos de apoio a docencia ou investigación e obras de divulgación científico-técnica.

A revista Recursos Rurais atópase incluída na publicación dixital Unerevistas da UNE (Unión de Editoriales Universitarias Españolas) e na actualidade inclúese nas seguintes bases de datos especializadas: CIRBIC, Dialnet, ICYT (CSISC), Latindex, Rebiun e REDIB.

Política de revisión

Todos os traballos publicados polo IBADER, deben ser orixinais. Os traballos presentados serán sometidos á avaliación confidencial de dous expertos anónimos designados polo Comité Editorial, que poderá considerar tamén a elección de revisores suxeridos polo propio autor. Nos casos de discrepancia recorrerase á intervención dun terceiro avaliador. Finalmente corresponderá ao Comité Editorial a decisión sobre a aceptación do traballo. Caso dos avaliadores propoñeren modificacións na redacción do orixinal, será de responsabilidade do equipo editorial -unha vez informado o autor- o seguimento do proceso de reelaboración do traballo. Caso de non ser aceptado para a súa edición, o orixinal será devolto ao seu autor, xunto cos ditames emitidos polos avaliadores. En calquera caso, os orixinais que non se suxeiten ás seguintes normas técnicas serán devoltos aos seus autores para a súa corrección, antes do seu envío aos avaliadores.

IBADER
Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Universidade de Santiago de Compostela
Campus Universitario s/n
E 27002 Lugo, Galicia (España)

Tfno 982 824500
Fax 982 824501

<http://www.ibader.gal>
info@ibader.gal

Esta publicación realizouse a partir dos relatorios xurdidos do Seminario Formativo “Especies Exóticas Invasoras: Situación e Propostas de Mitigación”, organizado polo CEIDA e celebrado en outubro de 2017 no Castelo de Santa Cruz.

Introdución

As Especies Exóticas Invasoras son consideradas como o segundo dos factores que maior incidencia teñen tanto sobre a perda de biodiversidade, como na redución da capacidade de fornecer servizos por parte dos ecosistemas naturais e seminaturais. Situación que se rexistra, con virulencia, tanto a escala rexional, como planetaria, ostentando en consecuencia unha implicación directa sobre o Cambio Global que se está producindo desde os albores do Antropoceno.

Os conceptos de especie autóctona e alóctona foron fixados con anterioridade á acuñación dos termos que forman parte do primeiro parágrafo, e remóntannos aos primeiros tratados publicados sobre Historia Natural. Estes conceptos íranse reformulando co paso do tempo, xurdindo o concepto de especie invasora, vinculándose inicialmente cos procesos de colonización e expansión das estirpes en distintos contextos temporais e xeográficos (Linnaeus, 1735, 1744; Buffon, 1749-1767; De Candolle, 1820, 1855; Lyell, 1830-1833; Darwin, 1859; etc.). As invasións biolóxicas adquiren o seu marco conceptual co traballo *“Plant Succesion: An analysis of the development of vegetation”* (1916), redactado polo botánico norteamericano Frederic Edward Clements [1874, 1945], sendo finalmente redefinidos e vinculados cos procesos de perda de biodiversidade desde a segunda metade do século XX (Elton, 1958; McIntosh, 1985; Drake et al., 1989; Peters, 1991; Williamson, 1996, etc.). A medida que os datos científico-técnicos poñían en evidencia a problemática das especies exóticas, especialmente a das consideradas como Especies Exóticas Invasoras (EEI), xorden os primeiros intentos para tratar de controlar ou erradicar estas especies, especialmente en áreas de gran valor ambiental. Con todo, estas actuacións non resultaron moi eficaces debido á ausencia dunha regulamentación adecuada sobre o tráfico de especies exóticas, así como por problemas derivados do seu emprego en determinadas actividades.

A problemática das Especies Exóticas Invasoras transcende definitivamente á axenda política coa aprobación do Convenio de Diversidade Biolóxica (ONU, 1992), comprometéndose, cada país signatario do mesmo, a impedir a introdución, así como ao control ou erradicación das especies exóticas que ameacen aos ecosistemas, hábitats ou especies (artigo 8. h). A Unión Europea, como parte signataria do Convenio de Diversidade, asumiu este compromiso a través da Decisión 93/626/CEE do Consello, do 25 de outubro de 1993, relativa á celebración do Convenio sobre a diversidade biolóxica (Diario Oficial nº L 309 de 13/12/1993), procedemento que igualmente ratificou o Reino de España (Instrumento de ratificación do Convenio sobre a Diversidade Biolóxica, feito en Río de Janeiro o 5 de xuño de 1992. BOE, 27, 1/02/1994). Anos máis tarde, durante a 23ª reunión da Convención relativa á conservación da vida salvaxe e do medio natural de Europa (Consello de Europa), preséntase o traballo elaborado por Genovesi & Shine (2003), no que se defende a necesidade de establecer unha estratexia europea sobre especies invasoras, que tería que apoiarse na configuración de tres listas de especies, para afrontar a súa problemática e incidencia sobre os ecosistemas europeos: Listas negras (especies cuxa introdución debe ser prohibida, xa que demostraron o seu comportamento como invasoras nun ou varios países europeos), Listas grises (especies cuxa introdución debe ser prohibida en Europa, xa que mostran un comportamento invasor noutros continentes) e Listas brancas (especies cuxa introdución debería ser regulada, xa que, aínda que non foron introducidas en Europa, poden probablemente chegar a selo e causar problemas).

No ámbito da Unión Europea, a normativa sobre Especies Exóticas Invasoras desenvolveuse finalmente a través do Regulamento (UE) nº 1143/2014 do Parlamento Europeo e do Consello, do 22 de outubro de 2014, sobre a prevención e a xestión da introdución e propagación de especies exóticas invasoras (DOUE, 317, 1143/2012), onde se reflicte a existencia de ao redor de 12.000 especies exóticas na Unión Europea, das cales entre 1.800-1.200 especies son consideradas invasoras. O control das Especies Exóticas Invasoras vincúlase coa súa inclusión na “Lista de especies exóticas invasoras preocupantes para a Unión” no que se esixe dispoñer de datos científicos que demostren que dita especie é capaz de ser viable e propagarse, nas condicións de cambio climático actuais ou previsibles, no territorio de máis de dous países dunha mesma Rexión Bioxeográfica Continental ou dunha Subrexión Bioxeográfica Mariña. Ademais, inclúese a obriga de realizar unha análise de riscos acorde co Regulamento Delegado (UE) 2018/968 da Comisión, do 30 de abril de 2018 que complementa o Regulamento (UE) nº 1143/2014 do Parlamento Europeo e do Consello (DOUE, 174, 10/07/2018). Os criterios fixados pola Unión Europea para a inclusión de taxóns na Lista de Especies Exóticas Invasoras preocupantes para a Unión, determina que, tras 5 anos de aplicación, soamente incluíronse 51 especies (24 plantas, 8 invertebrados, 2 peixes, 1 anfibio, 1 réptil, 4 aves e 11 mamíferos) que apenas representan o 0,4% do total de especies exóticas recoñecidas pola propia Unión Europea, e entre o 2,8-4,2% das consideradas como Especies Exóticas Invasoras. A “Lista de Especies Exóticas Invasoras preocupantes para a Unión” debe ser considerada na súa formulación actual como deficiente, sendo, ademais, incapaz de garantir os obxectivos de conservación do medio ambiente instituídos no Tratado

de Funcionamento da Unión Europea, así como desenvolto nas distintas Directivas. A situación agrávase no Estado español, onde a lista nacional de Especies Exóticas Invasoras é igualmente deficiente, e as Comunidades Autónomas apenas desenvolveron lexislación sobre esta materia e, menos aínda, dispoñen das súas correspondentes listas autonómicas.

A primeira listaxe legal de Especies Exóticas Invasoras en España foi establecida por mandato da Lei 42/2007, do 13 de decembro, do Patrimonio Natural e da Biodiversidade (BOE, 299, 14/12/2007) e integrado no Real Decreto 1628/2011, do 14 de novembro, polo que se regula a listaxe e catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE, 298, 12/12/2011). A normativa estatal realizouse sen o suficiente engarce con outras disposicións, mostrándose, ademais, incapaz de repercutir os custos das tarefas de prevención, control e erradicación das Especies Exóticas Invasoras, sobre aqueles que seguen empeñándose en ampliar a súa distribución e aproveitamento. Todo iso, unido á falta de conciencia ambiental en amplos sectores da sociedade, determinou que a descafeinada norma estatal perdesse rapidamente a súa efectividade. Esta situación agravouse con senllos autos do Tribunal Supremo (BOE, 101, 27/04/2012; BOE, 153, 27/06/2012), que suspendían a inclusión do *Micropterus salmoides* (black bass). Posteriormente, derrógase a norma e substitúese polo Real Decreto 630/2013, do 2 de agosto, polo que se regula o Catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE, 185, 3/08/2013). A nova disposición exclúe numerosas especies contempladas no Real Decreto 1628/2011, ademais de engadir outras, en moitos casos de introdución antiga, cuxo control resulta unha tarefa inabordable. De novo, as sentenzas xudiciais anulan tanto a inclusión de determinadas especies, como é o caso de *Nicotiana glauca* ou tabaco moruno (Sentenza do 21/01/2015, da Sala Terceira do Tribunal Supremo. BOE, 119, 19/05/2015), como a exclusión doutras: *Batrachocytrium dendrobatidis*, *Undaria pinnatifida*, *Helianthus tuberosus*, *Cyprinus carpio*, *Oncorhynchus mykiss*, *Ammotragus lervia* (poboación murciana), así como a anulación da prohibición relativa a novas explotacións de cría de visón americano (*Neovison vison*), ou a ampliación das xa existentes nas provincias da área de distribución do visón europeo (*Mustela lutreola*) (Sentenza do 16/03/2016, da Sala Terceira do Tribunal Supremo. BOE, 146, 17/06/2016). No ano 2015, ao producirse a modificación da Lei do Patrimonio Natural e da Biodiversidade (BOE, 227, 22/09/2015), reláxase a efectividade das medidas de control sobre determinadas Especies Exóticas Invasoras, permitindo as actividades de caza e pesca, sen afianzar, á súa vez, o réxime de sancións e a repercusión económica dos custos ambientais ás persoas ou entidades que se benefician das Especies Exóticas Invasoras. A situación non mellora coa última modificación do Real Decreto a través do Real Decreto 216/2019, do 29 de marzo, polo que se aproba a lista de especies exóticas invasoras preocupantes para a rexión ultraperiférica das Illas Canarias e polo que se modifica o Real Decreto 630/2013, do 2 de agosto, polo que se regula o Catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE, 77, 30/03/2019).

A reducida eficacia das normas europeas e estatais sobre Especies Exóticas Invasoras, vese complementada pola case ausencia de referencia a esta problemática no corpus lexislativo das Comunidades Autónomas, que, salvo algunha excepción (Decreto 213/2009, do 20 de novembro, do Consell, polo que se aproban medidas para o control de especies exóticas invasoras na Comunitat Valenciana. DOGV, 6.151, 24/11/2009), soamente contemplan estas en documentos sen rango normativo ou en regulacións xenéricas sobre o aproveitamento cinexético e piscícola.

A problemática das Especies Exóticas Invasoras adquire en Galicia tinguiduras dramáticas, respondendo a un conxunto de factores adversos, entre os que cabe resaltar a relaxación, cando non omisión do deber e obrigação de conservar o medio ambiente, así como da cruzada que impera en distintos ámbitos contra os hábitats e as especies nativas, habitualmente desprezados e maldicidos, mentres que se enaltecen os elementos exóticos. Cruzada que se fai visíbel nas grandes obras públicas nas que se recorre ao emprego de especies exóticas para “recuperar”, “rehabilitar”, “rexenerar”, áreas supostamente alteradas, ou ben para adornar os novos espazos verdes. Así, a distribución de *Carpobrotus* spp. xeralizouse no litoral galego ligada á construción de paseos marítimos, incorporando neles outras especies igualmente invasoras, como a *Arctotheca calendula* ou o *Stenotaphrum secundatum*. A iso hai que unir o axardinamento de medios dunares con *Agave*, *Yucca*, *Tamarix* e toda unha constelación de elementos exóticos, situacións anómalas que aínda poden ser observadas en distintos ecosistemas dunares de Galicia. Os noiros e medianas das vías de alta capacidade foron tamén obxecto de plantación e sementa de especies exóticas. A herba da pampa (*Cortaderia selloana*) utilizouse profusamente para adornar, durante as primeiras décadas de funcionamento, a Autoestrada do Atlántico, mostrando ao pouco tempo o seu carácter invasor, expandíndose desde as medianas aos noiros e aos terreos circundantes, onde aínda persiste e ameaza a integridade de espazos naturais. Nas vías de titularidade estatal e autonómica, deuse entrada a todo tipo de especies exóticas, destacando entre elas *Spartium junceum*, *Buddleja davidii*, xunto con *Sporobolus indicus*, ou *Eragrostis curvula*.

A xardinería pública, salvo honrosas excepcións, denigrou as especies propias de Galicia e enxalzou as estrañas, despreocupándose dos efectos destas sobre o medio ambiente. Situación que, por desgraza, segue sendo o patrón

habitual na xestión dos xardíns públicos das principais cidades galegas, onde se roza e aplícase herbicida á vexetación nativa, e régase e fertiliza aos exemplares de Especies Exóticas Invasoras. O mal proceder convértese en mal exemplo, e as Especies Exóticas Invasoras de flora e fauna exhibidas nos xardíns públicos pasaron rapidamente a integrar os xardíns privados, contribuíndo deste xeito a amplificar a súa área de distribución e facilitar a ocupación de novos territorios. A iso habería que sumar o pernicioso costume de verter os residuos de cortas, tanto de céspedes como do resto da vexetación ornamental, incluíndo todo tipo de propágulos, en cantís costeiros, bosques, lagoas ou breixeiras, contribuíndo, deste xeito, a crear múltiples puntos de diseminación sobre áreas de gran valor ambiental.

A falta de criterios de racionalidade e sustentabilidade na política territorial determinou na segunda metade do século XX a irrupción de novos modelos urbanísticos, como o designado “urbano intrusivo”, conformado sobre un antigo espazo rural, onde as parcelas de cultivo vanse substituíndo de forma anárquica por vivendas unifamiliares, cando non por urbanizacións ou áreas comerciais e dotacionais, pero sen outorgar ao novo espazo as características propias dun medio urbano, mentres as determinantes do medio rural móstranse en decadencia e abandono. O urbanismo intrusivo devorou as periferias rurais das principais cidades galegas (A Coruña, Vigo, Santiago, Ferrol), expandíndose como unha marabunta polos termos municipais próximos (Ames, Arteixo, Miño, Narón, Oleiros, etc). O urbanismo intrusivo mostra unha gran variedade de áreas verdes privadas e públicas, profusamente ornamentadas con especies exóticas, que son a fonte dos propágulos que se instalan con toda comodidade nas abundantes áreas perturbadas (vertedoiros, recheos, áreas en proceso de urbanización, medianas e noiros de estradas, terreos de cultivo abandonado, etc), chegándose a configurar extensas superficies, de varias decenas de hectáreas, nas que centos de miles de espécimes de especies exóticas crecen con total liberdade, e desde onde os seus propágulos continúan a súa colonización cara a outros territorios.

Os sistemas de produción agrícola, forestal ou marisqueira tiveron igualmente unha relación directa ou indirecta coa introdución e dispersión de distintas Especies Exóticas Invasoras. Algunhas destas introducións, a pesar da súa antigüidade, seguen repercutindo negativamente sobre os compoñentes da biodiversidade, como ocorre coa cana común, os bambús, as acacias ou os eucaliptos, ou ben a ostra xaponesa (*Crassostrea gigas*), o cangrexo de río americano (*Procambarus clarkii*), ou as corbículas (*Corbicula fluminea*), nativas de Asia. E outras foron obxecto dunha introdución máis recente, como ocorreu co *Miscanthus x giganteus* ou a *Paulownia tomentosa*, efectuada sen unha avaliación adecuada dos seus riscos ambientais que, no caso do *Miscanthus x giganteus*, eludíuse dado o seu carácter de híbrido infértil sexualmente, pero obviando a súa elevada capacidade de reprodución vexetativa, que o converte nun invasor potencial cuxa única forma de control pasa polo uso masivo de herbicidas (Li et al., 2013). Noutros casos a definición do carácter invasivo preséntase máis complexa, ao tratarse de especies nas que non resulta difícil de discernir entre o seu carácter autóctono vs naturalizado, senón no momento de valorar nas mesmas a persistencia de xenotipos locais, como ocorre coa cerdeira “silvestre”.

O descontrol, en relación coas Especies Exóticas Invasoras, maniféstase fatalmente coa presenza nos últimos anos dun triste elenco destas especies, que mostraron a súa extrema virulencia como patóxenos ou depredadores de distintas plantas e animais establecidos en Galicia. Así, o uso inadecuado de material xenético en restauracións ambientais propiciou a chegada e expansión de *Phytophthora alni*, fungo responsable da afección letal no aliso (*Alnus glutinosa*), afectando gravemente en poucos anos á totalidade dos bosques de ribeira galegos. O nematodo do piñeiro (*Bursaphelenchus xylophilus*), detectado por primeira vez en 1999 no Sur de Portugal, expandíuse rapidamente grazas á acción dun vector nativo, o cerambícido *Monochamus galloprovincialis*, especie amplamente distribuída en piñeirais e abetais de España e gran parte de Europa, así como no Cáucaso e Asia. No ano 2010, o nematodo do piñeiro é detectado no Sur de Pontevedra, onde o seu control resultou moi difícil, afectando na actualidade a un gran número de plantacións de piñeiros (*Pinus pinaster*, *Pinus radiata*) de 25 concellos. A mesma mala fortuna cébase coas palmeiras datileiras, que sucumben fronte á chegada do bicudo vermello (*Rhynchophorus ferrugineus*), introducido en España cunha importación exprés de palmeiras procedentes de Asia, destinadas a cubrir as necesidades das novas urbanizacións do litoral mediterráneo. A este triste elenco podemos engadir a avespa asiática (*Vespa velutina*), que en poucos anos logrou expandirse pola Galicia litoral e media, poñendo en xaque aos apicultores galegos. A eiruga asiática do buxo (*Cydalima perspectalis*) está liquidando os parterres históricos e modernos dos xardíns galegos. A polilla guatemalteca da pataca (*Tecia solanivora*), introducida en 2015, impide cultivar o tubérculo americano no Norte e Oeste de Galicia. Sen ser exhaustivos, pechamos esta lista co gurgullo australiano (*Gonipterus scutellatus*), que logrou reducir o crecemento doutra Especie Exótica Invasora, o *Eucalyptus globulus*, resultando escasamente exitosas as soltas do parasitoide *Anaphes nitens*, outra especie exótica procedente igualmente de Australia, realizadas para tentar controlar as poboacións do gurgullo.

A prevención e control das Especies Exóticas Invasoras debe sustentarse, como recoñece a propia Unión Europea, sobre o coñecemento científico-técnico, e, para iso, é necesario crear e dotar as estruturas necesarias que permitan monitorizar as distintas especies exóticas presentes na nosa comunidade, especialmente as recentemente establecidas, analizando e

valorando os seus riscos actuais e potenciais, establecendo protocolos e medidas para o seu control, mitigación ou erradicación, executando estas e controlando a súa eficiencia. Pero a loita eficaz contra as Especies Exóticas Invasoras esixe, ademais, o cumprimento doutros dous aspectos. Por unha banda, a coordinación das distintas administracións públicas, que deben responder ao unísono fronte a esta grave problemática ambiental, superando as malas prácticas que de forma recorrente viñéronse realizando, tanto en relación co uso de espécimes exóticos de potencial invasor, como na creación de medios ou condicións ambientais que son aproveitados eficazmente polas neófitas. Finalmente, é necesario fortalecer e redimensionar a participación pública, implicando a distintas entidades públicas e privadas, e á sociedade en xeral, xa que sen a concienciación e apoio da sociedade galega, é imposible dar unha resposta racional e eficaz a esta grave ameaza.

Bibliografía

Clements, F.E. (1916). *Plant Succesion: An analysis of the development of vegetation*. Washington, Carnegie Institution of Washington.

Darwin, C. (1859). *On the origin of species by means of natural selection or the preservation of favoured races in the struggle for life*. Murray, London.

De Candolle, A.P. (1820). *Essai Élémentaire deGéographie Botanique*. F.G. Levrault, Strasbourg.

De Candolle, A.P. (1855). *Géographie Botanique Raisonné*, vol. 2. V. Masson, Paris.

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*. New York: John Wiley and Sons

Elton, C. S. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London: Chapman and Hall.

Genovesi, P. & Shine, C. (2003). *Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes*. Convention Relative a la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Comité permanent 23 réunion Strasbourg, 1-5 décembre 2003. Strasbourg: Conseil de l'Europe.

Leclerc, G.L, comte de Buffon (1749-1767). *Histoire naturelle, générale et particulière, avec la description du Cabinet du Roi*. XV Tomes. Paris: Imprimerie Royale.

Li, X.; Grey, T.L.; Blanchett, B.H.; Lee, R.H.; Webster, T.H. & Vencill, W.K. (2013). Tolerance Evaluation of Vegetatively Established *Miscanthus × giganteus* to Herbicides *Weed Technology*. 27 (4). 735-740.

Linnæus, C. (1735). *Systema naturæ, sive regna tria naturæ systematice proposita per classes, ordines, genera, & species*. – pp. [1–12]. Lugduni Batavorum. (Haak).

Linnæus, C. (1744). *Systema naturæ in quo proponuntur naturæ regna tria secundum classes, ordines, genera & species*. Editio quarta ab auctore emendata & aucta. Accesserunt nomina Gallica. – pp. i–xxvi, [1], 1–108. Parisiis. (David.)

Lodge, D.M. (1993). *Biological invasions: Lessons for ecology*. *Trends in Ecology and Evolution*. 8: 133-137.

Lyell, C. (1830-1833). *Principles of Geology: being an attempt to explain the former changes of the Earth's surface, by reference to causes now in operation*. 3 Vol. London: John Murray.

McIntosh, R.P. (1985). *The background of ecology*. CambridgeUniversity Press, Cambridge, UK.

Mooney, H.A. & Drake, J.A. (1986). *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. New York: Springer-Verlag.

ONU (1992). *Convenio sobre la diversidad biológica*. New York: United Nations. Treaty Collection. Vol. 2. Chapter XXVII. Environment.

Peters, R.H. (1991). *A critique for ecology*. Cambridge UniversityPress, Cambridge, UK.

Williamson, M. (1996). *Biological Invasions*. New York: Chapman and Hall.

Índice

Especies Exóticas Invasoras en Galicia: Un problema preocupante en la protección de la Biodiversidad Pablo Ramil Rego; Manuel A. Rodríguez Guitián; Luis Gómez Orellana; Javier Ferreiro da Costa; Hugo López Castro	11
Invertebrados exóticos invasores en Galicia: situación e problemática Adolfo Cordero-Rivera; María Calviño-Cancela; Jonatan Rodríguez; Sandra Rojas-Nossa; Serena Santolamazza-Carbone	39
Macroalgas invasoras en Galicia (NO Península Ibérica), una historia interminable Javier Cremades	51
Plantas exóticas invasoras en Galicia. Doce años de avances en el conocimiento Jaime Fagúndez	61
Os mamíferos exóticos invasores de Galicia: Revisión da situación actual e a súa xestión Rafael Romero Suances	67
Medios Insulares: antropización y expansión de especies exóticas invasoras. Situación en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas José A. Fernández-Bouzas; Débora Díaz Gato; Manuel González Baz; Manuel A. Rodríguez Guitián; Javier Ferreiro da Costa; Hugo López Castro; Carlos Oreiro Rey; Luis Gómez-Orellana; Castor Muñoz Sobrino; Pablo Ramil-Rego.	79
Aves invasoras en Galicia Jesús Domínguez; María Vidal	109

Pablo Ramil-Rego; Manuel A. Rodríguez Guitián;
Luis Gómez-Orellana; Javier Ferreiro da Costa; Hugo López Castro

GI-1934. TB – Lab. Biodiversidade. Campus Terra. Universidade de Santiago. 270002 Lugo
e-mail: ramil.rego@gmail.com

Especies Exóticas Invasoras en Galicia: Un problema preocupante en la protección de la Biodiversidad

Resumen Las especies exóticas invasoras constituyen uno de las amenazas más graves que afectan a la biodiversidad en el territorio de la Unión Europea y en particular en Galicia y cuyos efectos sobre esta, la economía o incluso la salud de las personas, se ve amplificada como consecuencia del cambio climático y de la alteración antrópica de los ecosistemas. Las características ambientales de Galicia, las carencias de la normativa ambiental y la ausencia de medidas eficaces para su control, determinan que muchas de las especies exóticas que se introducen en nuestro territorio terminen a corto o medio plazo haciendo subespontáneas y muchas de ellas comportándose como especies exóticas invasoras.

Palabras clave bioiversidad, alóctonas, especies exóticas Invasoras, Galicia.

Exotic Invasive Species in Galicia: A worrisome problem in the protection of Biodiversity. Abstract Invasive alien species are one of the most serious threats affecting biodiversity in the territory of the European Union and in particular in Galicia and its effects on this, the economy or even the health of people, is amplified as a result of the climate change and human alteration of ecosystems. The environmental characteristics of Galicia, the shortcomings of environmental regulations and the absence of effective preventive measures for their control, determine that many of the exotic species that enter our territory end up in the short or medium term making them subspontaneous and many of them behaving as species invasive aliens.

Key words biodiversity, allochthonous, invasive Exotic species, Galicia.

Introducción

Las especies exóticas invasoras constituyen, junto con la degradación y pérdida de hábitats, la sobreexplotación de los recursos naturales, la contaminación, y el cambio climático, los principales factores causantes de la pérdida de biodiversidad en el Planeta. Sus efectos negativos son muy importantes, tanto en el medio terrestre como el marino, y con repercusiones no sólo ecológicas, sino también económicas, sanitarias y sociales. Las estimaciones relativas a cantidad y efectos de las especies exóticas invasoras en Europa muestran una preocupante situación que se agrava con el paso de los años. En el territorio de la Unión Europea se ha documentado la presencia de más de 10.000 especies exóticas, de las que al menos un 10-15% se comportan

como organismos invasores en distintos territorios biogeográficos de la Unión. En España, con una riqueza de plantas vasculares próxima a las 9.000 especies, el porcentaje de especies exóticas invasoras supera el 15%. Los datos disponibles para Galicia son igualmente alarmantes, ya que, del total de la flora vascular, próxima a las 2.400 especies, entre el 5-10% tienen un claro comportamiento como especie exótica invasora.

Muchas de las especies exóticas invasoras presentes en Galicia fueron introducidas en distintos momentos históricos como consecuencia de la actividad humana, tanto de forma intencionada buscando un aprovechamiento o utilidad particulares (plantas cultivadas como alimentos, producción de madera, fibras, compuestos químicos, valor ornamental, etc.) como de forma no intencionada,

favoreciéndose el transporte o desplazamiento de sus propágulos en embarcaciones, mercancías, sustratos, etc.

Las condiciones biogeográficas, históricas y sociales, determinan que el territorio gallego sea un lugar extraordinariamente vulnerable frente a la llegada de especímenes exóticos, muchos de los cuales logran establecerse y expandirse afectando negativamente al estado de conservación de los ecosistemas naturales-semi-naturales y de los agrosistemas, al remplazarlos o alterar su composición, estructura y funcionamiento. Las afecciones de las especies exóticas invasoras adquieren una mayor gravedad cuando afectan a hábitats de interés comunitario o a los hábitats que acogen especies protegidas de flora y fauna silvestre, provocando su alteración, cuando no su completa pérdida.

El amplio consenso que en los últimos años se ha creado en la Unión Europea tanto en ámbito científico-como en el social entorno a la necesidad de erradicar o mitigar los efectos negativos causados por las especies exóticas invasoras, parece no haber encontrado una respuesta apropiada en Galicia, ya sea por su ineficaz política ambiental, o dando pábulo desde diversos organismos y administraciones con competencias en este ámbito a empresas y particulares cuyos beneficios se sustentan modelos que anteponen la maximización en el aprovechamiento de los recursos naturales frente a su uso racional y sostenible, en cumplimiento de los acuerdos internacionales y de las propias políticas establecidas por la Unión Europea y el Estado español. De este modo, se ha llegado a negar la condición de especies exóticas invasoras en Galicia a especies arbóreas que tienen un aprovechamiento económico, como es el caso de *Eucalyptus globulus*, falseando toscamente sus efectos negativos sobre el medio ambiente, y descartando la aplicación de cualquier tipo de medida para su control o la aplicación de gravámenes a quienes se lucran con su cultivo irracional e insostenible.

Marco estratégico

Los conceptos de especie exótica autóctona, alóctona e invasora han sido objeto de un importante debate científico desde los albores de la biogeografía, como atestiguan trabajos ya clásicos de Charles Lyell [1797-1875], Alphonse Pyrame de Candolle [1806-1893], Charles Darwin [1809-1882], Joseph Dalton Hooker [1817-1911] o Frederic Edward Clements [1874-1945]. Sin embargo, el estudio de las especies exóticas invasoras como factor de cambio y alteración del medio ambiente no despertó el interés de los científicos hasta la segunda mitad del siglo XX, siendo destacable en este ámbito el trabajo de Charles Elton (1958), al que siguieron otros estudios y los primeros programas de evaluación a nivel regional y global.

En 1992, durante el transcurso de la Cumbre de la Tierra, celebrada Río de Janeiro (Brasil), se firmó el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1992), que supuso un importante cambio de paradigma entre la relación del hombre con el medio ambiente, estableciendo las bases y las directrices de la política de conservación y uso racional de la biodiversidad de las décadas siguientes. El texto del Convenio sobre la Diversidad Biológica no incluye una definición de especie invasora, aunque recoge la obligación, en los países signatarios, de establecer medidas conducentes a: “impedir que se introduzcan, controlar o erradicar las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies” (CDB, 1992, art. 8.h). Posteriormente, durante la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (La Haya, 2002), se adoptó la Decisión VI/23. Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies (CDB, 2002), que incluye un anexo donde se fijan los Principios de orientación para la prevención, introducción y mitigación de impactos de especies exóticas que amenazan los ecosistemas, los hábitats o las especies. Este anexo incorpora una definición de especie exótica que se refiere a “las especies, subespecies o taxón inferior, introducidas fuera de su distribución natural en el pasado o actualmente; incluye cualquier parte, gametos, semillas, huevos o propágulos de dichas especies que podrían sobrevivir y subsiguientemente reproducirse” (CDB, 2002). Paralelamente, define “especies exóticas invasoras”, como “las especies invasoras cuya introducción y/o difusión amenazan a la diversidad biológica” (CDB, 2002).

Los objetivos de la política de la Unión Europea en materia de medio ambiente se recogen en el Tratado de Funcionamiento de la Unión (versión consolidada DOUE 30/03/2010), en el que se indica que esta “tendrá como objetivo alcanzar un nivel de protección elevado, teniendo presente la diversidad de situaciones existentes en las distintas regiones de la Unión. Se basará en los principios de cautela y de acción preventiva, en el principio de corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la fuente misma, y en el principio de quien contamina paga” (art. 191.2).

Estos principios fueron incorporados claramente en las primeras Directivas relativas a la protección de la naturaleza y en ellas se establecen también las primeras referencias de la normativa europea relativas a la gestión de las especies exóticas. Así, la Directiva Aves (Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres DOCE 103, 25/04/1979 modificada por la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres. DOUE 20, 26/01/2003) recoge, 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 de los Estados miembros perjudique a la flora y la fauna locales. Consultarán al respecto a la Comisión”. Una redacción similar se fija en la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. DOCE 206, 22/07/1992), en su artículo 22.2, donde se indica que los Estados miembros “garantizarán que la introducción intencionada en la naturaleza de una especie que no sea autóctona de su territorio se regule de modo que no perjudique a la fauna y flora silvestres autóctonas ni a sus hábitats naturales en su zona de distribución natural y, si lo considerasen necesario, prohibirán dicha introducción. Se comunicará al comité, para su información, el resultado de los estudios de evaluación realizados”.

Tras la celebración de la Cumbre de la Tierra de Río (1992), la Comunidad Económica Europea ratificó en el año 1993 el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1992) y, posteriormente, la Comisión Europea adoptó la Estrategia en favor de la Diversidad Biológica (CE, 1998), en la que se configuró un marco general para la elaboración de políticas e instrumentos comunitarios que permitan cumplir las obligaciones del Convenio sobre la Diversidad Biológica. La estrategia se centra en cuatro temas principales:

conservación y uso sostenible de la diversidad biológica, reparto de los beneficios derivados de la utilización de los recursos genéticos, investigación, determinación, supervisión e intercambio de información y educación, formación y sensibilización. Acorde con estos temas, se fijan y persiguen unos objetivos concretos, sometiendo algunos de ellos a planes de acción.

En la Estrategia en favor de la Diversidad Biológica (CE, 1998) se considera que: “la presencia o la introducción de especies o subespecies extrañas puede causar desequilibrios y cambios en los ecosistemas, así como tener repercusiones potencialmente irreversibles, mediante hibridación o competencia, en los componentes autóctonos de la diversidad biológica. Atendiendo al principio de precaución, la Comunidad debe tomar medidas encaminadas a evitar que las especies extrañas redunden en perjuicio de los ecosistemas, las especies prioritarias o los hábitats de lo que dependen y a controlar, gestionar y, siempre que sea posible, eliminar los riesgos que entrañan”. Es importante destacar el carácter poco preciso del término empleado en la versión castellana de la Estrategia (CE, 1998) para aludir a las especies introducidas o exóticas (“especie extraña”), pero su interpretación no deja lugar a dudas si se compara con los utilizados en la versión



Figura 1- Invasión de chumbera (*Opuntia*) en el área litoral de la ZEC Monte e Lagoa de Louro, (Muros, A Coruña) donde se observan formaciones densas, de gran altura, con flores y numerosos frutos

portuguesa (“espécies não natives”), francesa (“espèces exotiques”) o inglesa (“alien species”).

Las evaluaciones sobre el estado de la biodiversidad desarrolladas a partir de la Cumbre de Río, pusieron en evidencia la acelerada pérdida de biodiversidad que sufre el planeta, ante la que la Unión Europea impulsó el desarrollo de distintas actuaciones internacionales encaminadas a reducir sustancialmente la pérdida de biodiversidad antes del 2010. En la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible de Johannesburgo (2002), se acordó aplicar de forma más eficiente y coherente los objetivos del Convenio de Diversidad Biológica, planteando para ello un conjunto de actuaciones que deberían permitir que en el año 2010 se produjera una reducción importante del ritmo de pérdida de la diversidad biológica. Para ello, entre las 20 medidas establecidas se incluyó una referida a “fortalecer los esfuerzos nacionales, regionales e internacionales por limitar las especies exóticas invasoras, que son una de las principales causas de la pérdida de la diversidad biológica, e impulsar la elaboración de un programa de trabajo eficaz en todos los niveles sobre las especies exóticas invasoras” (ONU, 2002). Amparada en esta iniciativa, la Unión Europea revisó el grado de cumplimiento y eficacia de la Estrategia para la Biodiversidad de la UE y sus planes de acción asociados, poniéndose de relieve que, si bien se había establecido el marco político, faltaba, por lo general, el compromiso para llevarlo a cabo. Por ello, la Unión Europea, decidió redoblar esfuerzos y adoptó, en junio del 2006, un nuevo y ambicioso Plan de Acción en favor de la Biodiversidad (CE, 2006).

En el año 2004, el Consejo de Europa promovió la redacción de la Estrategia Europea sobre Especies Invasoras (Genovesi & Shine, 2004), que se elaboró siguiendo las directrices adoptadas en 2002 por la sexta Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Años más tarde, se aprobó el Plan de Acción en favor de la Biodiversidad de la Unión Europea (CE, 2006), en el que se destacan los alarmantes porcentajes de degradación de los hábitats y de extinción de las especies en la Unión Europea, identificando como factores de amenaza sobre la biodiversidad: 1) la modificación de la utilización de los suelos, que implica la fragmentación, la degradación y la destrucción de los hábitats, 2) el cambio climático, que destruye algunos hábitats y ciertos organismos vivos, perturba los ciclos de reproducción, empuja a los organismos móviles a desplazarse, etc., 3) la sobreexplotación de los recursos biológicos, 4) la difusión de especies exóticas invasivas, 5) la contaminación de los medios naturales y de los hábitats, 6) La globalización, que aumenta la presión debida al comercio y 7) la mala gobernanza.

El Plan de Acción en favor de la Biodiversidad de la Unión Europea (CE, 2006), identificó 4 grandes ámbitos de actuación política y planteó 10 objetivos clave para alcanzar la meta en el año 2010 e iniciar la recuperación de la

biodiversidad. Éstos se tradujeron, a su vez, en más de 150 acciones prioritarias y medidas de apoyo tanto a nivel nacional como europeo. El primer ámbito de actuación: “Biodiversidad en la Unión Europea”, englobó 5 objetivos, entre los cuales se incluye el de “reducir de modo sustancial el impacto en la biodiversidad de la Unión Europea de las especies exóticas invasivas y de los genotipos exóticos”. En el año 2008, la Comisión elaboró la comunicación “Hacia una estrategia de la Unión Europea sobre especies invasoras. Comisión Europea” (CE, 2008), en la que se abordó la situación de las especies exóticas invasoras en el ámbito de la Unión Europea.

En la celebración del Año Internacional de la Biodiversidad (2010), auspiciado por las Naciones Unidas, se identificó nuevamente a las especies exóticas como un factor clave en la pérdida de biodiversidad del Planeta, estableciéndose que “El transporte de plantas, animales y microorganismos, de forma deliberada o accidental, a una zona fuera de su medio geográfico natural, puede causar serios daños a las especies autóctonas al competir con ellas por los alimentos, comiéndoselas, propagando enfermedades, ocasionando cambios genéticos mediante la reproducción intermedia con especies o poblaciones autóctonas y perturbando diversos aspectos de la red trófica y el medio ambiente físico.” Según los datos recogidos en 57 países distintos, se han encontrado más de 530 especies exóticas con un demostrado impacto sobre la biodiversidad, lo que da lugar a una media de aproximadamente 50 especies por país (y una oscilación de 9-200 especies).

Ante la incapacidad para cumplir los objetivos de reducción de la pérdida de biodiversidad en el 2010, se produjo a nivel internacional y europeo una reformulación de los objetivos y acciones, planteando como horizonte temporal para su cumplimiento el año 2020 y el 2050. A nivel internacional, estas propuestas fueron realizadas en el seno del Convenio de Diversidad Biológica, aprobándose en la reunión celebrada en 2010 en Nagoya, Japón (18-29/10/2010), el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020. El Plan plantea como objetivo global para el año 2050 que la diversidad biológica fuese valorada, conservada, restaurada y utilizada en forma racional, manteniendo los servicios de los ecosistemas, sosteniendo un planeta sano y brindando beneficios esenciales para todos, mientras que como misión a medio plazo (año 2020) se estableció la necesidad de “Tomar medidas efectivas y urgentes para detener la pérdida de diversidad biológica a fin de asegurar que, para 2020, los ecosistemas sean resilientes y sigan suministrando servicios esenciales asegurando, de este modo, la variedad de la vida del Planeta y contribuyendo al bienestar humano y a la erradicación de la pobreza. A este fin, las presiones sobre la diversidad biológica se reducen, los ecosistemas se restauran, los recursos biológicos se utilizan de manera sostenible y los beneficios que surgen de la utilización de los recursos genéticos se comparten en forma justa y



Figura 2- *Arctotheca calendula* originaria del Sur de África se introduce a comienzos del siglo XIX en la Península Ibérica como especie ornamental, pero es en la segunda mitad del siglo XX se generaliza su uso, en el ajardinamiento de paseos marítimos y de otras actuaciones en el litoral. Desde estas localidades ha logrado propagarse por todo el espacio costero, favorecida por el pisoteo, los desbroces, la circulación y aparcamiento de vehículos en áreas vegetadas, etc., afectando negativamente al estado de conservación de numerosos hábitats, especialmente las dunas grises y los acantilados. Fotografía ZEC As Catedrais (Ribadeo, Lugo)

equitativa; se proveen recursos financieros adecuados, se mejoran las capacidades, se transversalizan las cuestiones y los valores relacionados con la diversidad biológica, se aplican eficazmente las políticas adecuadas, y la adopción de decisiones se basa en fundamentos científicos sólidos y el enfoque de precaución”.

El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 integra las conocidas como Metas de Aichi, reunidas en 4 objetivos estratégicos. El primero (Objetivo estratégico A) se destina a abordar las causas subyacentes de la pérdida de diversidad biológica mediante la incorporación de la diversidad biológica en todos los ámbitos gubernamentales y de la sociedad. Este objetivo agrupa 4 metas de las que la Meta-3 tiene una directa implicación sobre la regulación de usos de especies exóticas invasoras en territorios como Galicia, donde el uso de estas está vinculado directa o indirecta al cobro de incentivos públicos. Para 2020, a más tardar, se habrán eliminado, eliminado gradualmente o reformado los incentivos, incluidos los subsidios, perjudiciales para la diversidad biológica, a fin de reducir al

mínimo o evitar los impactos negativos, y se habrán desarrollado y aplicado incentivos positivos para la conservación y utilización sostenible de la diversidad biológica de conformidad con el Convenio y otras obligaciones internacionales pertinentes y en armonía con ellos, tomando en cuenta las condiciones socioeconómicas nacionales.

El Objetivo estratégico B.- Reducir las presiones directas sobre la diversidad biológica y promover la utilización sostenible, se desarrolla a través de 6 metas que inciden en garantizar la conservación de los ecosistemas naturales y reducir los factores adversos de carácter antrópico a los que son sometidos en distintos territorios. En particular, en la Meta-6 se establece que “Para 2020, se habrá reducido por lo menos a la mitad y, donde resulte factible, se habrá reducido hasta un valor cercano a cero el ritmo de pérdida de todos los hábitats naturales, incluidos los bosques, y se habrá reducido de manera significativa la degradación y fragmentación.”, mientras que en la Meta-7 se afirma que “Para 2020, todas las reservas de peces e invertebrados y

plantas acuáticas se gestionan y cultivan de manera sostenible y lícita y aplicando enfoques basados en los ecosistemas, de manera tal que se evite la pesca excesiva, se hayan establecido planes y medidas de recuperación para todas las especies agotadas, las actividades de pesca no tengan impactos perjudiciales importantes en las especies en peligro y los ecosistemas vulnerables, y los impactos de la pesca en las reservas, especies y ecosistemas se encuentren dentro de límites ecológicos seguros” y en la Meta-8 se plantea que “Para 2020, las zonas destinadas a agricultura, acuicultura y silvicultura se gestionarán de manera sostenible, garantizándose la conservación de la diversidad biológica”.

La Meta-9 se refiere específicamente a las especies exóticas invasoras de la siguiente manera: “Meta-9. 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.”

El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 ha sido desarrollado en la Unión Europea a través de la

Estrategia de la Unión Europea sobre la Biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural (CE, 2011) que, a su vez, está integrada en la Estrategia Europea 2020. El objetivo 5 del Plan europeo se refiere de forma específica a las especies exóticas invasoras “Objetivo 5.- Lucha contra las especies exóticas invasoras: Determinar y jerarquizar por orden de prioridad, no más tarde de 2020, las especies exóticas invasoras y sus vías de penetración, controlar o erradicar las especies prioritarias y gestionar las vías de penetración para impedir la irrupción y el establecimiento de nuevas especies” e incluye dos acciones específicas:

Actuación 15.- Fortalecer los regímenes fitosanitarios y de sanidad animal de la UE. La Comisión integrará nuevos aspectos relacionados con la biodiversidad en los regímenes fitosanitarios y de sanidad animal no más tarde de 2012.

Actuación 16.- Crear un instrumento especial relativo a las especies exóticas invasoras. La Comisión cubrirá las lagunas que existen en la política de lucha contra las especies exóticas invasoras elaborando un instrumento legislativo especial antes de que concluya 2012.



Figura 3- *Fallopia japonica* originaria del Japón y China, empleada como ornamental en Europa desde la primera mitad del siglo XIX, aunque las primeras referencias en la Península Ibérica no se producen hasta la segunda mitad del siglo XX. En Galicia está presente en distintas localidades de A Coruña y Pontevedra., expandiéndose frecuentemente a través de restos de cortas que son depositados sobre el medio natural. En la fotografía se muestra un espécimen en el casco urbano de Ferrol

De forma paralela, el Gobierno de España, fue integrando a través de distintas estrategias y normas los acuerdos internacionales relativos a la problemática derivada de las especies exóticas invasoras. Este proceso adaptativo fue poco a poco confluyendo con las iniciativas internacionales, como evidencian de manera notoria los distintos documentos elaborados: Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la Diversidad Biológica (GE, 1998), Plan estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017 (GE, 2011) y la Estrategia Española de Conservación Vegetal 2014-2020 (GE, 2014).

El Plan estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017 (GE, 2011) desarrolló los contenidos de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE 229, 14/12/2007), alineándose, además, con los compromisos asumidos por España en el ámbito internacional y comunitario, en especial los derivados del Plan Estratégico del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2011-2020, y de la Estrategia de la Unión Europea sobre la Biodiversidad hasta 2020 (CE, 2011). Este Plan identifica las cinco principales presiones ambientales que son responsables de la pérdida de biodiversidad en el territorio español (pérdida de hábitats, sobreexplotación, contaminación, especies exóticas invasoras y el cambio climático), considerando que estos elementos adversos para la biodiversidad se han mantenido constantes en los últimos años o, incluso, se han intensificado. Paralelamente, considera que la escasa sensibilización social y el hecho de que el valor económico de la biodiversidad no se vea reflejado en los procesos de toma de decisiones contribuyen gravemente a la pérdida de la biodiversidad. Entre las consecuencias ecológicas de las especies exóticas invasoras, el Plan (GE, 2011), resalta los impactos sobre los individuos (competencia, depredación), el plano genético (hibridación), la dinámica de poblaciones (extinción), las comunidades (reducción de la diversidad biológica) y los ecosistemas (cambios en el medio físico) y su impacto económico asociado tiene relación tanto con pérdidas de rendimiento económico de las actividades humanas (pérdidas en cosechas, disminución del éxito reproductivo de especies domésticas, etc.) como con los costes directos derivados de combatir las invasiones biológicas. En este documento, se considera que la presencia de estas especies en Europa ha aumentado de forma exponencial a lo largo del siglo XX, en congruencia con su expansión a escala mundial derivada, entre otras causas, de la mayor movilidad de personas en un mundo globalizado, la intensidad de los intercambios comerciales, los cambios en los sistemas de producción y de los desequilibrios en los ecosistemas. Además, el cambio climático representa un factor agravante sobre esta compleja situación.

El Plan Estratégico del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2011-2020 fija como meta proteger, conservar y

restaurar la naturaleza en España y reducir sus principales amenazas. Con un objetivo específico destinado a establecer mecanismos para la prevención de la entrada, detección, erradicación y control de las especies exóticas invasoras, para los que se dispondría de un presupuesto de 10.000.000 € para los 6 años de vigencia del Plan, equivalente a unos 33.000 €/año por provincia. Una cifra mínima para combatir la alarmante situación generada en el territorio español por las especies exóticas invasoras.

El análisis histórico del proceso de implantación de la legislación ambiental en Galicia, a diferencia de otras Comunidades Autónomas, muestra que este territorio es reticente a adaptar, y menos aún desarrollar, los objetivos y actuaciones en esta materia derivadas de los acuerdos internacionales o de las propias estrategias de la Unión Europea. Debemos recordar que, en la actualidad, la normativa básica en materia de conservación de la biodiversidad gallega es la Ley 9/2001 de Conservación de la Naturaleza, una norma que ya en su momento de aprobación resultaba minimalista y que, con el tiempo, ha ido quedado obsoleta al no adoptarse, tras más de 17 años, a los importantes cambios experimentados por la normativa europea y estatal. Esta situación queda patente en la “Estrategia galega para a conservación e o uso sostible da biodiversidade” (EGBD, 2001), un documento que nació con numerosas carencias y que se ha mantenido inmutable hasta la actualidad.

De las Estrategias a los Listados Oficiales

Las Estrategias y Planes internacionales, europeos y estatales constituyen el marco legal y las directrices de la política y actuaciones contra las especies exóticas invasoras, dentro de las que se desarrollan normativas y actuaciones concretas en los niveles estatal y autonómico. En relación con las primeras, los aspectos relativos a la legislación de las especies y actuaciones sobre especies exóticas invasoras se han centrado en dos niveles. El primero afecta especies exóticas invasoras, de difusión reciente, que afectan significativamente sobre cultivos o aprovechamientos con un importante interés económico. La segunda afecta a especies o ecosistemas sin interés económico, o con un valor económico marginal. El tratamiento legislativo, las medidas de lucha y por consiguiente los recursos destinados a la misma difieren sustancialmente en relación con uno u otro ámbito.

La legislación europea reconociendo el problema sobre la EEI en la biodiversidad, sólo incluye referencias globales a las mismas en los articulados de la Directiva Aves y Hábitats. Mientras que la normativa específica, el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la

introducción y propagación de especies exóticas invasoras (DOUE 4/11/2014), restringe el enfoque de las Especies Exóticas Invasoras, a aquellos organismos que se consideren preocupantes para la Unión Europea y que, en consecuencia, requieran una acción concertada a escala de la Unión, con la adopción de medidas específicas aplicables en toda ella, incluyendo a aquellos Estados miembros que aún no se hayan visto o que incluso tengan pocas probabilidades de verse afectados.

El criterio adoptado por la Unión Europea resulta extraordinariamente restrictivo, dado que, debido a la heterogeneidad biogeográfica de los territorios marino y terrestre, muy pocas especies son susceptibles de afectar de forma significativa al conjunto de la Unión Europea o incluso a la mayor parte de esta. Así, la conocida como la “Lista de la Unión” (UE, 2016) solo incluye 37 especies exóticas invasoras y en concreto a 14 plantas vasculares (*Cabomba caroliniana*, *Bacharis halimifolia*, *Eichhornia crassipes*, *Heracleum persicum*, *Heracleum sosnowskyi*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Lagarosiphon major*, *Ludwigia grandiflora*, *Ludwigia peploides*, *Lysichiton americanus*, *Myriophyllum aquaticum*, *Parthenium hysterophorus*, *Persicaria perfoliata*, *Pueraria montana*), 1 insecto (*Vespa velutina*), 6 crustáceos (*Eriocheir sinensis*, *Orconectes limosus*, *Orconectes virilis*, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Procambarus fallax*), 2 peces (*Perccottus glenii*, *Pseudorasbora parva*), 1 anfibio (*Lithobates catesbeianus*), 1 reptil (*Trachemys scripta*), 3 aves (*Corvus splendens*, *Oxyura jamaicensis*, *Threskiornis aethiopicus*) y 9 mamíferos (*Callosciurus erythraeus*, *Herpestes javanicus*, *Muntiacus reevesi*, *Myocastor coypus*, *Nasua nasua*, *Procyon lotor*, *Sciurus carolinensis*, *Sciurus niger*, *Eutamias sibiricus*). Dejando fuera de la misma un amplio elenco de especies que han generado en los últimos 25 años graves afecciones sobre la biodiversidad del territorio en distintas Regiones Biogeográficas de la Unión, con cuantiosas pérdidas económicas y elevados gastos para su erradicación o mitigación.

A nivel estatal, el Ministerio de Medio Ambiente promovió en la primera década del siglo XXI, la realización de distintos estudios relativos a la identificación y valoración de las especies exóticas invasoras (Sanz-Elorza, 2004; Capdevilla Argüelles et al. 2006), impulsando además un importante cambio normativo. La Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, contempla la creación de un Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, integrado en el Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (art. 9). La norma contempla además medidas concretas de gestión para las especies incluidas en dicho catálogo. En conformidad con lo establecido en la Ley en el año 2011 se publica el Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE 298, 12/12/2011). El Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Anexo 1)

incluye los 137 taxones exóticos (Tabla 1) que se han introducido o establecido en un ecosistema o hábitat natural o seminatural, y que son un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética. Junto con estos taxones, se establece el “Listado de especies exóticas con potencial invasor (Anexo 2)”, en el que aparecen reseñados 264 taxones (Tabla 1) considerados legalmente como “Especies exóticas con potencial invasor”, es decir, que podrían convertirse en invasores en España puesto que han demostrado ese carácter en otros países o regiones de condiciones ecológicas semejantes.

En el año 2013 se produce la modificación del Real Decreto 1628/2011 (BOE 298, 12/12/2011) por el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE 185, 03/08/2013). El nuevo Real Decreto se plantea como objetivo evitar los efectos “no deseables” que según el legislador provocaba el Real Decreto 1628/2011, a determinados colectivos e intereses económicos, por la aplicación de las medidas cautelares aplicables a los taxones incluidos en el Listado de especies exóticas con potencial invasor (Anexo 2), en relación con las medidas fijadas en el artículo 61.4 de la Ley 42/2007. Esta situación se resolvió de forma torpe eliminando en el nuevo Real Decreto el Anexo 2 e incorporando algunas de las especies de éste al Catálogo español de especies exóticas invasoras (Anexo 1). El resultado final condujo a la ausencia de medidas para evitar o prevenir la difusión y expansión territorial de 199 taxones de reconocido carácter invasor dentro del territorio español, al dejar de poder aplicárseles ningún régimen legal específico con el que evitar sus daños sobre el medio ambiente (Tabla 1).

Varias organizaciones no gubernamentales, como CODA-Ecologistas, SEO-Birdlife o la Asociación para el estudio y mejora de los salmónidos (AEMS-Ríos con vida), interpusieron recurso contencioso-administrativo contra el Real Decreto 630/2013, al que se personaron, en calidad de recurridos, la Federación Española de Pesca y Casting (FEPYC) y la Asociación Española de Black Bass (AEBass). Los demandantes alegaron que el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, conculca lo establecido en el artículos 61 de la Ley 42/2007, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (LPNB, en lo sucesivo), así como los principios generales de precaución y no regresión, aplicables en materia medioambiental, solicitando: Que se declare nula de forma subsidiaria la exclusión de la especies exóticas invasoras del Catálogo de Especies Exóticas Invasoras anteriormente incluidas en el “Listado de especies exóticas con potencial invasor” del Real Decreto 1628/2011 (Anexo 2). Que se declare nula de pleno derecho la exclusión de las especies *Batrachocytrium dendrobatidis*, *Udaria pinnatifida*, *Helianthus tuberosus*, *Cyprinus carpio*, *Oncorhynchus mykiss*, *Hucho hucho* del Anexo del Catálogo de Especies

Exóticas, así como la exclusión de la población murciana de *Ammotragus lervia* de dicho Anexo. Que se declare nula de pleno derecho la Disposición adicional 5, 6 y la transitoria 2 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto.

La Sentencia 637/2016, dictada por la Sala de lo Contencioso-Administrativo (Sección quinta) del Tribunal Supremo, estima en parte el recurso de los demandantes, declarando la nulidad de la exclusión del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras de *Batrachocytrium dendrobatidis*, *Undaria pinnatifida*, *Helianthus tuberosus*, *Cyprinus carpio*, *Oncorhynchus mykiss*. La exclusión en el Catálogo de la población murciana del bóvido *Ammotragus lervia*, debiendo quedar dicha especie incluida sin

excepciones. La disposición adicional quinta, que queda anulada en su totalidad. La disposición adicional sexta, que queda anulada en su apartado segundo, en cuanto a la siguiente indicación: “En ningún caso se autorizarán nuevas explotaciones de cría de visón americano (*Neovison vison*), o ampliación de las ya existentes, en las provincias del área de distribución del visón europeo (*Mustela lutreala*), que figuren en el Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad”. La disposición transitoria segunda, que queda anulada en su totalidad. La Sentencia desestima el resto de los apartados planteados por los demandantes, y en concreto la referida a la nulidad de la eliminación del “Listado de especies exóticas con potencial invasor” establecido en el Real Decreto 1628/2011.

Taxones	RD2011	Anx 1	Anx 2	RD2013	Diferencias
Mamíferos	20	12	8	15	-5
Aves	56	12	44	17	-39
Reptiles	11	5	6	4	-7
Anfibios	3	3	0	4	1
Peces	34	19	15	19	-15
Invertebrados	60	23	37	43	-17
Plantas	199	53	146	66	-133
Algas	14	9	5	13	-1
Hongos	4	1	3	1	-3
Total	401	137	264	182	-219

Especies exóticas según el Real Decreto 1628/2011 (Número de especies totales [RD 2011], Especies del Anexo 1 [Anx 1] y del Anexo 2 [Anx 2]). Especies incluidas en el Real Decreto 630/2013 [RD 2013], acorde con la Sentencia 637/2016 del Tribunal Supremo.

Tabla 1- Variación numérica del Catálogo español de Especies Exóticas Invasoras en las disposiciones legales

La anómala situación generada por el Real Decreto 1628/2011 (BOE 298, 12/12/2011) supone, por ejemplo, que mientras que la mimosa (*Acacia dealbata*) mantiene su consideración legal de especie exótica invasora, otras especies del género *Acacia* para las que se ha demostrado igualmente su carácter invasor, con efectos severos sobre el estado de conservación de hábitats naturales y seminaturales, como es el caso de *Acacia longifolia* o *Acacia melanoxylon*, y que figuraban junto a otras especies de *Acacia* en el Listado de especies exóticas con potencial invasor, hayan sido excluidas del Real Decreto 630/2013.

Situación similar se evidencia con *Arctotheca calendula*, compuesta herbácea nativa de Sudáfrica que fue empleada como ornamental y que se comporta como invasora sobre suelos arenosos o removidos en las costas de Europa, América, Asia y Australia. En la Región Biogeográfica Atlántica europea invade acantilados y dunas grises, donde desplaza a los elementos autóctonos. Su expansión territorial se ha visto favorecida por innumerables obras públicas efectuadas en el borde litoral, particularmente

playas y paseos marítimos, en los que se han realizado ajardinamientos, facilitado el tránsito de visitantes en áreas sensibles y en las que se realizan desbroces periódicos.

Resulta igualmente incongruente la exclusión del Real Decreto 630/2013 de la *grama de San Agustín* (*Stenotaphrum secundatum*), nativa de las costas tropicales-subtropicales de América y África, hierba perenne estolonífera, empleada como césped poco exigente en jardines y áreas integradas dentro de infraestructuras lineales (paseos marítimos, carreteras, plazas, etc.) e instalaciones deportivas o recreativas (campos de golf, campos de fútbol, etc). La difusión comercial de variedades de gran rusticidad y capacidad de permanencia, con gran tolerancia a las distintas exposiciones al sol y a la presencia de sales en el sustrato, ha propiciado su rápida naturalización y expansión a nivel mundial, afectando a los ecosistemas litorales de los cinco continentes. En Galicia, su expansión está afectando negativamente al estado de conservación de lagunas costeras, marismas, dunas grises y, en menor medida, dunas blancas, depresiones intradunares

húmedas, acantilados, matorrales sobre dunas, etc. Su presencia y expansión en estos hábitats ejerce un efecto muy negativo sobre la viabilidad de especies exclusivas de dichos ambientes y protegidas por la normativa europea, estatal o autonómica.

El Listado de especies exóticas con potencial invasor incluía también a *Sporobolus indicus*, nativa de las costas atlánticas de América, pero extendida en la actualidad por Europa, África, Asia, Australia, numerosas islas de Oceanía, así como por la costa del Pacífico de América. Su difusión resulta muy reciente y vinculada igualmente con su empleo como céspedes de mala calidad en zonas verdes integradas dentro de infraestructuras lineales. En Galicia, las primeras referencias a esta especie corresponden a la década de los años ochenta, en diversos puntos de la fachada atlántica, donde fue introducida en el ajardinamiento de varios paseos marítimos, aunque ya a finales de los 90 se documenta su presencia en las inmediaciones de la ciudad de Lugo. El tránsito de personas y las labores de mantenimiento de estas áreas han facilitado su rápida expansión territorial, encontrándose ya establecida en las distintas áreas que reciben de forma más o menos frecuentes visitantes o excursionistas, desde los archipiélagos del Parque Nacional das Illas Atlánticas de Galicia, hasta las sierras de la Galicia interior. En la actualidad, puede considerarse presente en todo el territorio, incluidas áreas montañosas de gran relevancia ambiental, como las sierras de Courel y Ancares, a donde habría llegado favorecida por la utilización de métodos mecánicos para el control de la vegetación en taludes y cunetas.

El elenco de especies exóticas con potencial invasor (Real Decreto 1628/2011) incluía igualmente la cala o cartucho (*Zantedeschia aethiopica*), nativa de Sudáfrica, pero distribuida como ornamental en áreas tropicales y templadas y naturalizada en numerosos territorios, donde habitualmente se comporta como especie exótica invasora. No obstante, esta norma solamente indicaba su carácter invasor en Canarias, a pesar de que esta especie se comporta agresivamente en otros territorios españoles, como es el caso de Galicia, invadiendo distintos tipos de hábitats (lagunas costeras, marismas, depresiones intradunares húmedas, prados de siega, matorrales húmedos, bosques húmedos, etc.). Como en los otros casos comentados, esta especie decayó del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras con la publicación del Real Decreto 630/2013.

La situación anómala del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras se agudizó recientemente con la elaboración y difusión de un dictamen del Comité Científico (2017) del Comité Español de Flora y Fauna Silvestre que consideraba que deberían ser incluidas en el Catálogo todas las especies del género *Eucalyptus* empleadas en plantaciones forestales dentro del territorio español,

particularmente, *Eucalyptus camaldulensis*, *E. globulus*, *E. gomphocephala*, *E. gunnii*, *E. nitens* y *E. sideroxylon*. Dicho dictamen fue emitido a raíz de una solicitud planteada al Comité por el alcalde del Ayuntamiento de Teo (A Coruña) y generó una cadena de opiniones en los medios de comunicación, especialmente de la cornisa Cántabro-Atlántica, territorio dentro del que el cultivo forestal de estas especies está generalizado. Sin entrar a discutir estas opiniones, resultaron muy llamativos los documentos redactados por la Subdirección General de Medio Natural del Estado (SDGPF, 2017) y por el profesor Luís Gil Sánchez (2017), en las que se rechazaban de forma burda, sin aportar ningún dato que avalara sus respectivos planteamientos, el carácter invasor de las especies del género *Eucalyptus* presentes en España y, por consiguiente, los efectos negativos de su cultivo y asilvestramiento en España y, más concretamente, en Galicia.

Listas negras: la cruel y dura realidad

El proceso de elaboración y publicación de listas oficiales de Especies Exóticas Invasoras no es ajeno a presiones por parte de los intereses económicos integrados en un modelo de explotación irracional de los recursos naturales, del que siempre encontraremos paladines y defensores acérrimos. En los últimos tiempos, el desarrollo de la paleoecología y de la genética han resuelto la mayoría de las incógnitas relativas al carácter nativo (indígena) o alóctono (introducido) atribuido a muchas especies que habían sido objeto de importantes discusiones desde el siglo XIX. Así, en Galicia no existen dudas científicas para considerar el castaño europeo (*Castanea sativa*) como una especie indígena, pues su presencia en nuestro territorio se remonta al Terciario y se ha mantenido constante a lo largo del Pleistoceno Superior y del Holoceno, en periodos previos a la aparición de la agricultura. Una situación un tanto diferente ocurre con las especies del género *Pinus* o *Populus*, que fueron en su momento especies indígenas, pero cuyas poblaciones nativas se habrían extinguido en estado silvestre a finales del Holoceno, con anterioridad al siglo XIX, y cuya presencia territorial se identifica exclusivamente con formaciones cultivadas o naturalizaciones a partir de estas.

En el momento de considerar una especie exótica como invasora también se aprecia un importante acuerdo entre la comunidad científica, y así en el ámbito científico no existen dudas creíbles sobre el carácter invasor en el Sur de Europa de un amplio contingente de especies procedentes de Australia, América, Asia o África introducida por su supuesto valor económico en el Viejo Continente. Pero la controversia aparece en el momento de otorgar a estas especies un estatus legal de especie exótica invasora, dadas las limitaciones que dicha consideración legal implica con respecto al manejo de estas especies. De este modo, los

intereses comerciales reales, potenciales o pretéritos adquieren en muchos casos una importante prevalencia sobre los efectos dañinos que estas especies pueden causar o están causando sobre los ecosistemas y, especialmente, sobre los hábitats naturales-seminaturales y los hábitats y poblaciones de especies de flora y fauna silvestre consideradas como amenazadas, raras o endémicas en disposiciones normativas en vigor.

En el año 2004, el Grupo de Especialistas de Especies Invasoras (GEEI) divulgaba un listado con las 100 especies invasoras más dañinas del planeta (Tabla 2) que incluía 34 especies de plantas (Loewe et al., 2004). De ellas, dos son especies nativas del territorio de Galicia (*Lythrum salicaria*,

Ulex europaeus). Cuatro son especies exóticas en el territorio gallego que muestran compartamiento invasor de diferente intensidad (*Acacia mearnsii*, *Arundo donax*, *Eichhornia crassipes*, *Fallopia japonica*). En esta lista se incluye también la Cámara o Bandera Española (*Lantana camara*), presente en distintos jardines públicos y privados de Galicia, pero de la que no tenemos constancia de que se haya asilvestrado. Finalmente, el Listado del Grupo de Especialista de Especies Invasoras (GEEI), incluye a *Pinus pinaster* (Tabla 2), especie extinta en estado silvestre en Galicia cuya presencia en los últimos siglos se debe exclusivamente a cultivos forestales y que muestra un claro comportamiento invasor afectando negativamente en su expansión a distintos ecosistemas naturales-seminaturales.

Taxones		Taxones		Taxones	
<i>Acacia mearnsii</i>	●	<i>Imperata cylindrica</i>		<i>Pinus pinaster</i>	◆
<i>Ardisia elliptica</i>		<i>Lantana camara</i>	●	<i>Prosopis glandulosa</i>	
<i>Arundo donax</i>	●	<i>Leucaena leucocephala</i>		<i>Psidium cattleianum</i>	
<i>Cecropia peltata</i>		<i>Ligustrum robustum</i>		<i>Pueraria montana var. lobata</i>	
<i>Chromolaena odorata</i>		<i>Lythrum salicaria</i>	*	<i>Rubus ellipticus</i>	
<i>Cinchona pubescens</i>		<i>Melaleuca quinquenervia</i>		<i>Schinus terebinthifolius</i>	
<i>Clidemia hirta</i>		<i>Miconia calvescens</i>		<i>Spartina anglica</i>	
<i>Eichhornia crassipes</i>	Φ	<i>Mikania micrantha</i>		<i>Spathodea campanulata</i>	
<i>Euphorbia esula</i>		<i>Mimosa pigra</i>		<i>Sphagneticola trilobata</i>	
<i>Fallopia japonica</i>	●	<i>Myrica faya</i>		<i>Tamarix ramosissima</i>	●
<i>Hedychium gardnerianum</i>		<i>Opuntia stricta</i>		<i>Ulex europaeus</i>	*
<i>Hiptage benghalensis</i>					

Planta exótica invasora en Galicia con nivel de afección muy grave [●], grave [◎], moderada [■], no significativa [Φ]. Planta autóctona en Galicia [*]. Planta cultivada, extinta en estado silvestre y con comportamiento invasor en Galicia [◆].

Tabla 2- Valoración cualitativa del grado de incidencia de las 34 plantas incluidas en el listado de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del Planeta elaborado por el Grupo de Especialistas de Especies Invasoras (GEEI) (Loewe et al. 2004)

El relativamente reducido número de especies que conforman Lista de la Unión Europea (37 especies), contrasta con la extensión que alcanzan los listados elaborados por el proyecto Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, DAISIE [http://www.europe-alien.org] (Tabla 3), en el que se relacionan hasta 12.122 especies exóticas en el territorio europeo, de las que 6.658 se corresponden con vegetales terrestres, 986 con vegetales de vida marina, 2.740 con invertebrados y 796 con hongos terrestres. Entre los países con mayor presencia de especies exóticas invasoras se encuentran Reino Unido (3.254 especies), Bélgica (2.633 especies), Francia (2.623 especies) y, en una posición un poco más alejada, España (1.692 especies).

A partir de la información recabada sobre las especies exóticas se han seleccionado las 100 especies invasoras que mayor impacto generan sobre la biodiversidad europea que se corresponden con 32 taxones marinos (4 de plancton: 1

de zooplancton y 3 de fitoplancton; 5 macroalgas; 2 plantas vasculares; 1 cnidario; 1 bryozoo; 2 anélidos; 5 crustáceos, 8 moluscos y 4 peces), 16 taxones acuáticos no marinos (1 hongo, 2 plantas vasculares, 1 ctenóforo, 1 cnidario, 1 nemátodo, 1 platelminto, 4 crustáceos, 2 moluscos y 3 peces), 3 taxones terrestres (3 hongos, 18 plantas vasculares, 14 artópodos, 1 nemátodo y 1 molusco, 1 anfibio, 1 reptil, 4 aves y 9 mamíferos).

En los diversos listados de plantas invasoras existentes en la Unión Europea, debemos destacar el realizado para el territorio continental de Portugal por Almeida (Almeida 1999, 2013; Almeida & Freitas 2000) (Tabla 4). En dicha área, con una riqueza de flora vascular estimada alrededor de 3.200 especies y subespecies, se han catalogado cerca de 500 especies exóticas subespontáneas, de las cuales 37 son consideradas como “Invasoras muy peligrosas” para la conservación de la naturaleza. Otras 56 especies figuran como “Invasoras peligrosas”, 104 como “Eventualmente

peligrosas” y 303 especies como “Exóticas no invasoras”. Así, de los seis taxones del género *Eucalyptus* evaluados, uno se considera como “Especie exótica invasora muy peligrosa” (*Eucalyptus globulus* subsp. *globulus*), 4 especies consideradas como “Especies exóticas invasoras peligrosas” (*E. globulus* subsp. *maidenii*, *E. gunnii*, *E. robusta*, *E.*

sideroxylon) y 1 última como “Especie exótica invasora eventualmente peligrosa” (*E. camaldulensis*). En el grupo de “Especies exóticas invasoras muy peligrosas” se incluye un elenco de especies entre las que se encuentran distintos taxones que manifiestan igualmente en el territorio gallego un carácter invasor muy peligroso.

Taxones		Taxones		Taxones	
<i>Acacia dealbata</i>	●	<i>Echinocystis lobata</i>	●	<i>Paspalum paspaloides</i>	●
<i>Ailanthus altissima</i>	●	<i>Fallopia japonica</i>	●	<i>Prunus serotina</i>	⊙
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	●	<i>Hedychium gardnerianum</i>	●	<i>Rhododendron ponticum</i>	Φ
<i>Campylopus introflexus</i>	●	<i>Impatiens glandulifera</i>	●	<i>Robinia pseudoacacia</i>	●
<i>Carpobrotus edulis</i>	●	<i>Opuntia ficus-indica</i>	●	<i>Rosa rugosa</i>	●
<i>Cortaderia selloana</i>	●	<i>Oxalis pes-caprae</i>	●		

Planta exótica invasora en Galicia con nivel de afección muy grave [●], grave [⊙], moderada [●], no significativa [Φ].

Tabla 3- Plantas incluidas en el listado de las 100 especies invasoras más dañinas de Europa elaborado por el proyecto Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, DAISIE [<http://www.europe-aliens.org>] y valoración de las mismas en el territorio gallego

Taxones		Taxones		Taxones	
<i>Acacia dealbata</i>	●	<i>Conyza canadiensis</i>	●	<i>Paspalum dilatatum</i>	●
<i>Acacia melanoxylon</i>	●	<i>Conyza sumatrensis</i>	●	<i>Paspalum paspalodes</i>	●
<i>Ailanthus altissima</i>	●	<i>Coronopus didymus</i>	●	<i>Paspalum vaginatum</i>	●
<i>Amaranthus deflexus</i>	⊙	<i>Cortaderia selloana</i>	●	<i>Solanum sublobatum</i>	●
<i>Arctotheca calendula</i>	●	<i>Cotula coronopifolia</i>	●	<i>Spartina patens</i>	●
<i>Bidens aurea</i>	●	<i>Datura stramonium</i>	⊙	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	●
<i>Bidens frondosa</i>	●	<i>Eichhornia crassipes</i>	Φ	<i>Tradescantia fluminensis</i>	●
<i>Carpobrotus edulis</i>	●	<i>Eucalyptus globulus</i>	●	<i>Veronica persica</i>	●
<i>Conyza bonariensis</i>	●	<i>Oxalis pes-caprae</i>	●		

Planta exótica invasora en Galicia con nivel de afección muy grave [●], grave [⊙], moderada [●], no significativa [Φ].

Tabla 4- Valoración cualitativa del grado de incidencia en el territorio gallego de las especies exóticas invasoras consideradas muy peligrosas en Portugal (Almeida, 1999, 2013, Almeida & Freitas, 2000)

En el territorio español, los trabajos de Sanz Elorza et al. (2001) y Dana et al. (2001) listan hasta 224 especies alóctonas invasoras, de las cuales 78 presentan un comportamiento invasor manifiesto, con afección grave sobre los hábitats naturales y seminaturales y 90 poseen un comportamiento invasor incipiente o bien restringido hasta la fecha a ambientes fuertemente antropizados. Finalmente, 56 especies corresponden a plantas alóctonas presentes en el territorio español que han sido consideradas como invasoras en otros territorios europeos, pero que a día de hoy no han manifestado dicha cualidad en España. Entre las especies muy peligrosas para los ecosistemas naturales y seminaturales, aunque su difusión sea local, pero que también pueden invadir los medios antropizados se indican *Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus globulus*.

En un trabajo posterior “Plant invaders in Spain (Check-List). The Unwanted citizens” (Dana et al., 2004), se establece un primer grupo de 105 especies exóticas con comportamiento invasor manifiesto (Categoría D-1) entre las que se encuentran 22 especies que son directamente responsables de daños ecológicos o alteraciones en los hábitats naturales-seminaturales del territorio español (categoría D-1A). 34 corresponden a plantas Invasores susceptibles de causar en un futuro próximo un daño ecológico o alterar los hábitats naturales / seminaturales (Categoría D-1B) hábitats fuertemente perturbados por acción del hombre (categoría D1-C). El resto de las especies incluidas en la Check-List correspondería a plantas “Potencialmente Peligrosas”, entre las que se incluyen 78 “Especies exóticas naturalizadas que representan una amenaza potencial para la conservación de los hábitats y ecosistemas del territorio español (D-2)” y 56



Figura 4- *Oxalis pes-caprae* especie originaria del Sur de África e introducida en Europa como especie ornamental. En Galicia se encuentra ampliamente distribuida en el área litoral de las provincias de Lugo, A Coruña, Pontevedra, ocupando terrenos de cultivo, especialmente en las parcelas destinadas a cultivo de maíz, así como invadiendo distintos tipos de hábitats naturales (sistemas dunares, acantilados, corredores fluviales, prados de siega, etc. Fotografía ZEC Costa da Morte (Arteixo, A Coruña)

“Especies exóticas que muestran una elevada capacidad invasora en otros países europeos”, representando por lo tanto una amenaza potencial para los ecosistemas españoles, donde por el momento no muestran un neto comportamiento invasor (D-3).

Sanz-Elorza et al. (2004), cuantifican la flora alóctona del territorio español en 9.037 especies y subespecies xenófitas, cifra que debe ser admitida como provisional, ya que ni mucho menos es descartable que se encuentren presentes más especies exóticas en nuestro país y que hayan pasado desapercibidas hasta el momento, o bien no hayan sido dadas a conocer debidamente por los botánicos. Así mismo, la cifra tiende a aumentar con el tiempo, pues el proceso de introducción de nuevas especies foráneas es un fenómeno dinámico y progresivamente activado por la acción humana globalizante que tiende a permeabilizar cada vez más las barreras de todo tipo que limitan la expansión de estos vegetales. De las 937 xenófitas constatadas, 92 lo están sólo en el archipiélago canario, 44 son autóctonas en la Península y/o Baleares, pero alóctonas en Canarias y, en sentido inverso, 6 son autóctonas en Canarias, pero alóctonas en la Península y/o Baleares. En el conjunto del territorio peninsular y balear la cifra de xenófitas quedaría fijada en 801 especies, lo que supone un

12 % del total. Entre las especies exóticas invasoras se citan 6 especies del género *Eucalyptus* (*Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus robusta*, *Eucalyptus gomphocephala*, *Eucalyptus gunnii*, *Eucalyptus sideroxylon*).

Una de las primeras referencias a los efectos negativos de las especies exóticas invasoras en Galicia se debe al escritor y político rianxeiro Alfonso Daniel Rodríguez Castelao [1886,1950], quien en una entrevista realizada por el periodista Joaquín Pesqueira y publicada en la prensa gallega (El Emigrado, Periódico Independiente. A Estrada, 09/03/1927), se quejaba de los efectos negativos del eucalipto sobre el paisaje, indicando: “el eucalipto ha estropeado el paisaje gallego: lo ha desnaturalizado”. Veinte años más tarde, en el año 1943, se publica la novela “El bosque animado” del escritor coruñés Wenceslao Fernández Flórez [1885-1964], en la que muestra la vida de las diversas criaturas de un peculiar bosque, en el que las especies nativas cohabitan con otras alóctonas, como el pino o el eucalipto. El primer trabajo específico sobre especies exóticas invasoras en Galicia se publica a comienzos del siglo XXI, Pérez & Bouzo (2004), bajo el título: As bioinvasións na Galiza, donde se aborda el problema de las especies invasoras y se comentan distintos ejemplos

relativos a su efecto en el territorio gallego. En el año 2005 el IBADER concluye la elaboración de los documentos técnicos del Plan de Conservación de las Zonas de Especial Protección de los Naturales de Galicia (Ramil-Rego et al., 2005a,b) que incluyen un apartado sobre especies exóticas invasoras y un listado de aquellas de mayor preocupación para la gestión de los espacios de la Red Natura 2000 (Tabla 5). En dicho listado se identificaron dentro de los espacios

de la Red Natura 2000 de Galicia 123 plantas exóticas invasoras, de las cuales 10 taxones son considerados como plantas exóticas invasoras agresivas, con nivel de afección muy grave. Otras 20 son consideradas como plantas exóticas invasoras con nivel de afección grave. Y finalmente se listan 93 plantas exóticas invasoras agresivas, con nivel de afección moderado (Tabla 5).

Taxones		Taxones		Taxones	
<i>Acacia dealbata</i>	●	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	●	<i>Polygonum capitatum</i>	○
<i>Acacia longifolia</i>	●	<i>Eucalyptus globulus</i>	●	<i>Galinsoga parviflora</i>	●
<i>Acacia melanoxylon</i>	●	<i>Fallopia baldshuanica</i>	●	<i>Gamochaeta pensylvanica</i>	●
<i>Agave americana</i>	●	<i>Galinsoga ciliata</i>	●	<i>Gamochaeta spicata</i>	●
<i>Ailanthus altissima</i>	●	<i>Gamochaeta subfalcata</i>	●	<i>Polypogon monspeliensis</i>	●
<i>Amaranthus albus</i>	●	<i>Gleditsia triacanthos</i>	○	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	○
<i>Amaranthus deflexus</i>	●	<i>Hedera hibernica variegata</i>	●	<i>Quercus rubra</i>	○
<i>Amaranthus hybridus</i>	●	<i>Helianthus tuberosus</i>	○	<i>Robinia pseudacacia</i>	●
<i>Amaranthus muricatus</i>	●	<i>Helichrysum foetidum</i>	●	<i>Rosa "formas cultivadas"</i>	○
<i>Amaranthus powellii</i>	●	<i>Helichrysum petiolare</i>	●	<i>Salix babylonica</i>	●
<i>Amaranthus retroflexus</i>	●	<i>Ipomoea acuminata</i>	●	<i>Salpichroa origanifolia</i>	●
<i>Arctotheca calendula</i>	○	<i>Ipomoea purpurea</i>	○	<i>Senecio mikanooides</i>	●
<i>Azolla filiculoides</i>	○	<i>Juncus tenuis</i>	●	<i>Setaria adhaerens</i>	●
<i>Bidens aurea</i>	●	<i>Liendernia dubia</i>	●	<i>Setaria faberia</i>	●
<i>Bromus willdenowii</i>	●	<i>Nelumbo nucifera</i>	●	<i>Setaria geniculata</i>	●
<i>Buddleja davidii</i>	●	<i>Nicotiana glauca</i>	○	<i>Setaria italica</i>	●
<i>Calendula officinalis</i>	○	<i>Oenothera glazioviana</i>	●	<i>Setaria parviflora</i>	●
<i>Carpobrotus acinaciformis</i>	●	<i>Oenothera stricta</i>	●	<i>Setaria pumila</i>	●
<i>Carpobrotus edulis</i>	●	<i>Oenothera rosea</i>	●	<i>Setaria verticillata</i>	●
<i>Chamaesyce polygonifolia</i>	●	<i>Opuntia maxima</i>	●	<i>Setaria viridis</i>	●
<i>Chrysanthemum segetum</i>	●	<i>Oxalis articulata</i>	●	<i>Solanum nigrum</i>	●
<i>Coleostephus myconis</i>	●	<i>Oxalis corymbosa</i>	●	<i>Soliva petosperma</i>	●
<i>Conyza albidia</i>	●	<i>Oxalis latifolia</i>	●	<i>Sorghum bicolor</i>	●
<i>Conyza bonariensis</i>	●	<i>Oxalis pes-caprae</i>	●	<i>Sorghum halepense</i>	●
<i>Conyza canadensis</i>	●	<i>Oxalis purpurea</i>	●	<i>Sorghum versicolor</i>	●
<i>Coronopus didymus</i>	●	<i>Panicum capillare</i>	●	<i>Spartina patens</i>	●
<i>Cortaderia selloana</i>	●	<i>Panicum dichotomiflorum</i>	●	<i>Spartium junceum</i>	●
<i>Cotula coronopifolia</i>	●	<i>Panicum miliaceum</i>	●	<i>Sporobolus indicus</i>	●
<i>Cuscuta campestris</i>	●	<i>Paspalum dilatatum</i>	●	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	●
<i>Cyperus eragrostis</i>	●	<i>Paspalum paspaloides</i>	●	<i>Trachelium caeruleum</i>	●
<i>Cyperus esculentus</i>	●	<i>Paspalum vaginatum</i>	●	<i>Tradescantia fluminensis</i>	○
<i>Cyperus rotundus</i>	●	<i>Petasites fragans</i>	●	<i>Tritonia x crocosmiflora</i>	○
<i>Datura stramonium</i>	○	<i>Phyllostachys aurea</i>	○	<i>Tropaeolum majus</i>	●
<i>Digitaria debilis</i>	●	<i>Phyllostachys bambusoides</i>	●	<i>Veronica persica</i>	●
<i>Digitaria sanguinalis</i>	●	<i>Phyllostachys nigra</i>	○	<i>Vicia sativa subsp. sativa</i>	●
<i>Dittrichia viscosa</i>	●	<i>Phytolacca americana</i>	●	<i>Vinca difformis</i>	○
<i>Echinochloa crus-galli</i>	●	<i>Pinus pinaster</i>	○	<i>Vitis vinifera</i>	○
<i>Eleocharis bonariensis</i>	○	<i>Pinus radiata</i>	○	<i>Xanthium orientale</i>	●
<i>Eleusine tristachya</i>	●	<i>Pinus sylvestris</i>	○	<i>Xanthium spinosum</i>	●
<i>Erigeron karvinskianus</i>	●	<i>Pittosporum tobira</i>	●	<i>Xanthium strumarium</i>	●
<i>Eschscholzia californica</i>	●	<i>Pittosporum undulatum</i>	●	<i>Zebrina pendula</i>	●

Planta exótica invasora en Galicia con nivel de afección muy grave [●], grave [○], moderada [○], no significativa [○].

Tabla 5- Principales Especies exóticas invasoras en Galicia y valoración del grado de afección según Ramil-Rego et al. (2005a,b)



Figura 5- La conocida vulgarmente como uña de gato (*Carpobrotus edulis*) es originaria del Sur de África, introducida en Europa en el siglo XVIII. En el siglo XX se emplea, junto a otras especies, en los proyectos destinados a destruir los sistemas dunares, generalizándose su uso como especie ornamental en numerosas obras de actuación en la costa. A partir de estas plantaciones *Carpobrotus* ha logrado expandirse por distintos medios (ecosistemas dunares, acantilados), eliminando la flora y fauna nativa. En la fotografía se muestra la isla Pancha (Ribadeo, Lugo), perteneciente a la Reserva de Biosfera del Río Eo, Oscos e Terras do Burón, totalmente degradada por la expansión de *Carpobrotus*.



Figura 6- La vistosidad de las flores de *Carpobrotus edulis* y la falta de sensibilidad ambiental de muchos ciudadanos, favorece la difusión de la especie, que todavía se sigue plantando en el área litoral a pesar de la prohibición expresa derivada del Real Decreto 630/2013. En la fotografía se observa los vástagos floridos de *Carpobrotus* sobre una duna gris en la ZEC Costa da Morte.

En el año 2007 se publican varios trabajos sobre flora exótica de Galicia. En el primero, Romero Buján (2007) lista 328 especies exóticas, de las cuales 20 son novedad para la flora alóctona española. Mientras que 77 taxones son considerados como especies exóticas invasoras y 37 como exóticas potencialmente peligrosas. Según la autora, para la elaboración del listado se tuvieron en cuenta la información bibliográfica, especialmente las floras regionales (Planellas, 1852, Willkomm & Lange, 1861-1880, Merino, 1905-1909), así como los datos derivados de pliegos de herbario. A partir de esta información se establece la fecha del primer registro, la cual sin embargo no resulta correcta en la mayoría de las especies, en cuanto a que las fuentes de información empleadas no tienen la suficiente precisión para determinar ésta con un suficiente nivel de exactitud. Este problema se evidencia en las fechas otorgada a las especies de los géneros *Eucalyptus* y *Acacia*, que serían todas ellas posteriores al año 1940, contradiciendo la amplia bibliografía científico-técnica que sitúa la introducción de la mayoría de estas especies con anterioridad a dicha fecha, así como inequívocos comentarios a su presencia en el paisaje gallego provenientes de los ámbitos social, económico y político, como la opinión anteriormente comentada de Castelao en 1927. Lo mismo ocurre con plantas de uso agrícola a las que, sorprendentemente, se asignan de manera errónea fechas de introducción muy recientes: *Nicotiana tabacum* (1987), *Solanum tuberosum* (1906), *Lycopersicon esculentum* (1985), *Vitis vinifera* (1905), *Vicia faba* (1994).

El segundo trabajo corresponde al libro “Plantas invasoras de Galicia: Biología, distribución e métodos de control”, escrito por Fagúndez & Barrada (2007), en el que se incluyen 90 especies exóticas, con distintos grados de afección sobre los ecosistemas gallegos. Esta obra aporta distintos mapas de distribución de las principales especies exóticas invasoras en Galicia y realiza una detallada revisión del ciclo de invasión y de los procedimientos empleados para su control y mitigación en distintos territorios. Sin embargo, en ella no se aborda carácter invasor y los efectos sobre el medio ambiente producidos por especies de fuerte interés económico, como es el caso de las pertenecientes al género *Eucalyptus*. En este mismo año, Fagúndez (2007) publica, además, un pequeño trabajo donde aporta nuevos datos sobre la flora exótica en Galicia. Mientras que el grupo naturalista ARCEA (20007), realiza un diagnóstico de la situación de las especies de flora y fauna exótica en Galicia, proponiendo distintas líneas de actuación para su mitigación.

Finalmente, en el año 2012 se publica el “Plan Estratégico de Gestión de las Especies Exóticas Invasoras en Galicia” (Capdevila-Argüelles et al. 2012, Santamarina et al. 2012), propuesta técnica realizada desde el organismo autonómico competente en materia de biodiversidad pero que no llegó a ser aprobado como Plan Estratégico de Gestión. En esta

publicación se incluía un catálogo en el que se documentan para Galicia 148 especies exóticas invasoras (Protistas [11], Hongos [1], Plantas [98], Invertebrados [15], Peces [11], Hérmidos [2], Aves [9], Mamíferos [1]). Dicha propuesta muestra importantes deficiencias tanto en relación a la no inclusión de determinadas especies cuya presencia y carácter invasor ya se había constatado en Galicia, como en relación con los datos aportados en relación con su distribución territorial y grado de amenaza.

A partir de los distintos catálogos ya publicados e incorporando nueva información fruto de distintos trabajos de inventariación y cartografía ejecutados en Galicia, hemos elaborado un nuevo listado de las principales especies de plantas exóticas invasoras que están afectando al estado de conservación de los ecosistemas naturales y seminaturales de Galicia (Tabla 6).

Control vs descontrol sobre las especies exóticas invasoras

Cualquier naturalista que recorra el territorio gallego y compare la situación actual con la existente hace 20 ó 30 años se percatará de una importante pérdida de biodiversidad asociada a una caótica utilización de los recursos, la intensificación de los usos agrícolas y forestales, el feísmo, y la proliferación de las especies exóticas invasoras. Éstas se han ido apoderando de grandes superficies del territorio gallego, compitiendo y desplazando a los elementos nativos, hasta provocar la pérdida de ecosistemas naturales-seminaturales y la degradación del paisaje. Estos cambios provocados por la expansión de las especies exóticas invasoras se perciben especialmente en las zonas litorales y sublitorales, siendo una de las principales causas del estado de conservación deficiente que muestran la mayoría de los hábitats de interés comunitario, así como a los hábitats de las especies protegidas.

La triste situación que hoy podemos observar en Galicia es el resultado de la interacción de un conjunto de factores adversos extrínsecos e intrínsecos. Los primeros se relacionan con procesos globales de muy difícil control a escala regional, como el cambio climático, que lleva asociados cambios en la distribución estacional de distintos parámetros (aumento de la termicidad, irregularidad en las lluvias, reducción de los periodos de heladas y, sobre todo, de innivación, etc.), que favorecen la instalación, difusión y expansión de un gran número de especies exóticas invasoras que en épocas anteriores mostraban una escasa y focalizada presencia en el territorio gallego. Otro factor global se identifica con el incremento en el flujo de mercancías y personas que propicia la masiva y difícilmente controlable circulación de todo tipo de formas de propagación de seres vivos, entre ellas las de las especies

exóticas invasoras. Igualmente, como factor externo habría que considerar las mejoras llevadas a cabo en los procesos de obtención de nuevas variedades de plantas cultivadas, muchas de ellas con gran plasticidad metabólica y superior capacidad de supervivencia frente a distintos factores ambientales, ventajas culturales que les confiere un elevado potencial para convertirse, en la práctica, en elementos exóticos invasores.

Junto a los factores externos comentados, existen otros de carácter interno que vienen determinados por un conjunto de actuaciones sobre el medio ambiente provocadas de forma directa o indirecta por la acción del ser humano. Entre estos factores se encuentra el uso de plantas exóticas, muchas de ellas con potencial invasor y otras con capacidad invasora demostrada en Galicia, en actividades productivas y que, tras lograr establecerse, se han expandido a lo largo y ancho del territorio sin necesidad de su cultivo. Ejemplo claro de este comportamiento lo encontramos en distintas

especies exóticas empleadas en las repoblaciones forestales promovidas desde comienzos del siglo XIX (*Acacia* spp, *Eucalyptus* spp., *Pinus radiata*, *Quercus rubra*, *Prunus serotina*, etc). En otros casos, se trata de especies utilizadas en cultivos agrícolas (*Sorghum* spp, *Trifolium incarnatum*) o, muy a menudo, malas hierbas asociadas a éstos (*Setaria* spp). A ellas habría que unir toda la pléyade de variedades y formas híbridas de especies pratenses obtenidas artificialmente y que se han comercializado y distribuido profusamente por nuestro país (*Lolium x boucheanum*; *Dactylis glomerata* genotipos alóctonos), desplazando a las variedades tradicionales. La mayor proporción de plantas exóticas invasoras presentes en Galicia se vinculan, sin embargo, a su uso como plantas de ornamento (*Agave americana*, *Crocasmia x crocosmiiiflora*, *Senecio mikanioides*, *Tropaeolum majus*, *Tradescantia fluminensis*, *Vinca difformis*, *Yucca gloriosa*, *Zantedeschia aethiopica*, etc), en jardines públicos y privados, así como en paseos, áreas verdes de infraestructuras lineales, etc.



Figura 7- *Spartium junceum* es nativa del Norte de África, Turquía y del Sur de Europa. En la Península Ibérica solamente se encuentra como nativa en Andalucía, Albacete y Murcia. En la segunda mitad del siglo XX, fue abundantemente empleada como planta ornamental en autovías y carreteras. A partir de estas poblaciones logró establecerse en distintas localidades e iniciar su expansión territorial. En la actualidad está presente como especie exótica invasora en numerosas localidades de la Península Ibérica, así como de Francia, Inglaterra, América y Australia. En Galicia, su presencia se vincula con la construcción de distintas autovías, especialmente la A6 y la A8, constatándose su comportamiento invasor en varias áreas de la A8. Fotografía de un espécimen de *Spartium junceum* en Vilalba (Lugo), en la ZEC Parga-Ladra-Tamoga (Reserva de la Biosfera Terras do Miño)

Especie	Familia	C	Lu	Ou	Po	GI
<i>Abutilon theophrasti</i>	Malvaceae	**		**	**	•
<i>Acacia dealbata</i>	Fabaceae	**	**	**	**	●
<i>Acacia decurrens</i>	Fabaceae				**	•
<i>Acacia longifolia</i>	Fabaceae	**	**	**	**	●
<i>Acacia mearnsi</i>	Fabaceae				**	•
<i>Acacia melanoxylon</i>	Fabaceae	**	**	**	**	●
<i>Acanthus mollis</i>	Acanthaceae	**	**		**	•
<i>Acer negundo</i>	Aceraceae		**	**		•
<i>Agave sp.</i>	Agavaceae	**	**		**	•
<i>Agave americana</i>	Agavaceae	**	**	**	**	•
<i>Ailanthus altissima</i>	Simaroubaceae	**	**	**	**	○
<i>Amaranthus albus</i>	Amaranthaceae	**	**	**	**	•
<i>Amaranthus deflexus</i>	Amaranthaceae	**	**	**	**	•
<i>Amaranthus hybridus</i>	Amaranthaceae	**	**	**	**	•
<i>Amaranthus muricatus</i>	Amaranthaceae	**			**	•
<i>Amaranthus powellii</i>	Amaranthaceae	**	**	**	**	•
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Amaranthaceae	**	**	**	**	•
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Asteraceae				**	Φ
<i>Aptenia cordifolia</i>	Aizoaceae	**	**		**	•
<i>Araujia sericifera</i>	Apocinaceae	**	**	**	**	Φ
<i>Arctotheca calendula</i>	Asteraceae	**	**		**	●
<i>Artemisia verlotiorum</i>	Asteraceae		**	**	**	•
<i>Arundo donax</i>	Poaceae	**	**	**	**	○
<i>Aster squamatus</i>	Asteraceae	**			**	○
<i>Axonopus affinis</i>	Poaceae			**		•
<i>Azolla caroliniana</i>	Azollaceae				**	•
<i>Azolla filiculoides</i>	Azollaceae	**	**	**	**	○
<i>Bacopa monnieri</i>	Plantaginaceae	**			**	•
<i>Bambusoideae</i>	Poaceae	**	**	**	**	○
<i>Betula sp. (no nativas)</i>	Betulaceae	**	**	**	**	○
<i>Bidens aurea</i>	Asteraceae	**	**	**	**	○
<i>Bidens frondosa</i>	Asteraceae	**	**	**	**	○
<i>Bidens pilosa</i>	Asteraceae	**				○
<i>Boussingaultia cordifolia</i>	Basellaceae	**				Φ
<i>Bromus willdenowii</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Buddleja davidii</i>	Scrophulariaceae	**	**	**	**	○
<i>Calendula officinalis</i>	Asteraceae	**	**	**	**	○
<i>Campylopus introflexus</i>	Leucobryaceae	**	**	**	**	○
<i>Canna indica</i>	Cannaceae	**	**	**	**	•
<i>Carpobrotus acinamiformis</i>	Aizoaceae	**	**		**	●
<i>Carpobrotus edulis</i>	Aizoaceae	**	**		**	●
<i>Castanea crenata</i>	Fagaceae	**	**	**	**	●
<i>Castanea x hybrida</i>	Fagaceae	**	**	**	**	●
<i>Chamaesyce polygonifolia</i>	Euphorbiaceae		**	**		•
<i>Chamomilla suaveolens</i>	Asteraceae	**	**		**	•
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Chenopodiaceae	**	**		**	•
<i>Chrysanthemum segetum</i>	Asteraceae	**	**	**	**	•
<i>Coleostephus myconis</i>	Asteraceae	**	**	**	**	●
<i>Conyza bonariensis</i>	Asteraceae	**	**	**	**	●
<i>Conyza canadensis</i>	Asteraceae	**	**	**	**	●
<i>Conyza sp.</i>	Asteraceae	**	**	**	**	●
<i>Coronopus didymus</i>	Brassicaceae	**	**			•
<i>Cortaderia selloana</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Cotula coronopifolia</i>	Asteraceae	**	**		**	●
<i>Crocsmia x crocosmiiflora</i>	Iridaceae	**	**	**	**	●
<i>Cyperus eragostis</i>	Cyperaceae	**	**	**	**	•
<i>Cyperus esculentus</i>	Cyperaceae	**	**	**	**	•
<i>Cyperus flavescentis</i>	Cyperaceae	**	**	**	**	•
<i>Cyperus involucratus</i>	Cyperaceae	**			**	•
<i>Cyperus rotundus</i>	Cyperaceae	**	**	**	**	•
<i>Dactylis glomerata (genotipos autóctonos)</i>	Poaceae	**	**	**	**	○
<i>Datura stramonium</i>	Solanaceae	**	**	**	**	•
<i>Digitaria debilis</i>	Poaceae	**			**	•
<i>Digitaria sanguinalis</i>	Poaceae	**	**	**	**	○
<i>Disphyma crassiflorum</i>	Aizoaceae	**	**		**	•
<i>Ditrichia viscosa</i>	Asteraceae	**	**	**	**	•
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Poaceae	**	**	**	**	•
<i>Echium fastuosum</i>	Boraginaceae	**	**	**	**	•
<i>Egeria densa</i>	Hydrocharitaceae				**	●
<i>Eichhornia crassipes</i>	Pontederiaceae	**	**		**	Φ
<i>Eleocharis bonariensis</i>	Cyperaceae	**	**	**	**	○
<i>Eleusine indica</i>	Poaceae	**				•
<i>Eleusine tristachya</i>	Poaceae	**				•

Tabla 6- Listado actualizado de las principales especies exóticas invasoras (plantas vasculares) en Galicia y valoración de su grado de afección a nivel regional según Ramil-Rego & Crecente 2005 y Ramil-Rego et al., 2005

Especie	Familia	C	Lu	Ou	Po	GI
<i>Elodea canadensis</i>	Hydrocharitaceae	**			**	○
<i>Eragrostis curvula</i>	Poaceae	**	**			○
<i>Erica x darleyensis</i>	Ericaceae	**	**			•
<i>Erigeron karvinskianus</i>	Asteraceae	**	**	**	**	○
<i>Eschscholzia californica</i>	Papaveraceae	**	**	**	**	•
<i>Eucalyptus globulus</i>	Myrtaceae	**	**	**	**	●
<i>Eucalyptus nitens</i>	Myrtaceae	**	**	**	**	●
<i>Eucalyptus</i> spp.	Myrtaceae	**	**	**	**	○
<i>Fallopia baldschuanica</i>	Polygonaceae	**	**	**	**	•
<i>Fallopia japonica</i>	Polygonaceae	**			**	●
<i>Ficus carica</i>	Moraceae	**	**	**	**	•
<i>Fraxinus americana</i>	Oleaceae	**	**		**	•
<i>Fuchsia</i> sp.	Onagraceae	**	**		**	•
<i>Galinsoga ciliata</i>	Asteraceae	**		**	**	Φ
<i>Galinsoga parviflora</i>	Asteraceae			**	**	Φ
<i>Gamochaeta spicata</i>	Asteraceae		**	**	**	•
<i>Gamochaeta subfalcata</i>	Asteraceae	**	**	**	**	•
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Fabaceae	**	**	**	**	○
<i>Hakea sericea</i>	Proteaceae			**		•
<i>Hedera algeriensis</i>	Hederaceae	**	**	**	**	•
<i>Hedera maroccana</i>	Hederaceae	**	**	**	**	•
<i>Hedera hibernica</i> "variegata"	Hederaceae	**	**	**	**	•
<i>Hedychium gardnerianum</i>	Zingiberaceae	**	**		**	•
<i>Helianthus tuberosus</i>	Asteraceae	**			**	○
<i>Helichrysum foetidum</i>	Asteraceae	**	**		**	•
<i>Helichrysum petiolare</i>	Asteraceae	**	**		**	●
<i>Hydrangea macrophylla</i>	Hydrangeaceae	**	**		**	•
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	Araliaceae	**	**	**	**	○
<i>Impatiens balfourii</i>	Balsaminaceae	**	**		**	•
<i>Ipomea indica</i>	Convolvulaceae	**	**	**	**	○
<i>Ipomea acuminata</i>	Convolvulaceae	**	**		**	○
<i>Ipomea purpurea</i>	Convolvulaceae	**	**	**	**	○
<i>Isatis tinctoria</i>	Brassicaceae			**		Φ
<i>Juncus tenuis</i>	Juncaceae	**	**		**	•
<i>Lantana camara</i>	Verbenaceae	**	**		**	Φ
<i>Lemna minuta</i>	Lemnaceae	**	**	**	**	●
<i>Lepidium virginicum</i>	Brassicaceae	**			**	Φ
<i>Lindernia dubia</i>	Linderniaceae	**	**	**		•
<i>Lolium x boucheanum</i>	Poaceae	**	**	**	**	○
<i>Lonicera japonica</i>	Caprifoliaceae	**	**	**		○
<i>Ludwigia grandiflora</i>	Onagraceae			**		●
<i>Matthiola incana</i>	Brassicaceae	**	**		**	•
<i>Mesembryanthemum nodiflorum</i>	Aizoaceae	**	**		**	•
<i>Mirabilis jalapa</i>	Nyctaginaceae	**	**	**	**	•
<i>Miscanthus</i> spp.	Poaceae	**	**		**	○
<i>Miscanthus x giganteus</i>	Poaceae	**	**		**	Φ
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Haloragaceae				**	•
<i>Nicotiana glauca</i>	Solanaceae	**				Φ
<i>Oenothera glazioviana</i>	Onagraceae	**	**	**	**	○
<i>Oenothera longiflora</i>	Onagraceae	**				•
<i>Oenothera rosea</i>	Onagraceae	**	**		**	•
<i>Oenothera speciosa</i>	Onagraceae				**	•
<i>Oenothera stricta</i>	Onagraceae	**	**		**	•
<i>Opuntia dillenii</i>	Cactaceae					Φ
<i>Opuntia humifusa</i>	Cactaceae	**	**	**	**	●
<i>Opuntia maxima</i>	Cactaceae	**			**	●
<i>Opuntia</i> sp.	Cactaceae	**	**		**	●
<i>Oxalis latifolia</i>	Oxalidaceae	**	**	**	**	○
<i>Oxalis pes-caprae</i>	Oxalidaceae	**	**	**	**	●
<i>Oxalis purpurea</i>	Oxalidaceae	**	**		**	○
<i>Panicum capillare</i>	Poaceae	**				•
<i>Panicum dichotomiflorum</i>	Poaceae	**	**			•
<i>Panicum miliaceum</i>	Poaceae	**	**			•
<i>Panicum repens</i>	Poaceae	**	**		**	•
<i>Paraserianthes lophantha</i>	Fabaceae	**			**	•
<i>Paspalum dilatatum</i>	Poaceae	**	**	**	**	•
<i>Paspalum paspalodes</i>	Poaceae	**	**	**	**	•
<i>Paspalum vaginatum</i>	Poaceae	**	**		**	•
<i>Paulownia tomentosa</i>	Paulowniaceae	**	**		**	○
<i>Petasites fragans</i>	Asteraceae					•
<i>Phyllostachys aurea</i>	Poaceae	**	**	**	**	○
<i>Phyllostachys bambusoides</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Phyllostachys nigra</i>	Poaceae	**	**	**	**	○
<i>Phytolacca americana</i>	Poaceae	**	**	**	**	●

Tabla 6 (cont.)– Listado actualizado de las principales especies exóticas invasoras (plantas vasculares) en Galicia y valoración de su grado de afección a nivel regional según Ramil-Rego & Crecente 2005 y Ramil-Rego et al., 2005

Especie	Familia	C	Lu	Ou	Po	Gl
<i>Pinus pinaster</i>	Pinaceae	**	**	**	**	●
<i>Pinus radiata</i>	Pinaceae	**	**	**	**	●
<i>Pinus sylvestris</i>	Pinaceae	**	**	**	**	●
<i>Pittosporum angustifolium</i>	Pittosporaceae	**	**		**	●
<i>Pittosporum tenuifolium</i>	Pittosporaceae	**			**	●
<i>Pittosporum tobira</i>	Pittosporaceae	**	**		**	●
<i>Pittosporum tobira</i>	Pittosporaceae	**	**		**	●
<i>Pittosporum undulatum</i>	Pittosporaceae	**	**		**	●
<i>Polygonum capitatum</i>	Polygonaceae	**			**	●
<i>Populus × hybrida</i>	Salicaceae	**	**	**	**	●
<i>Prunus laurocerasus</i>	Rosaceae	**	**	**	**	●
<i>Prunus serotina</i>	Rosaceae	**			**	●
<i>Quercus rubra</i>	Fagaceae	**	**	**	**	●
<i>Ricinus communis</i>	Euphorbiaceae	**	**		**	●
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Fabaceae	**	**	**	**	●
<i>Rosa "formas cultivadas"</i>	Rosaceae	**	**	**	**	●
<i>Salix babylonica</i>	Salicaceae	**	**	**	**	●
<i>Salpichroa origanifolia</i>	Solanaceae	**			**	●
<i>Senecio mikanioides</i>	Asteraceae	**	**		**	●
<i>Senecio tamoides</i>	Asteraceae				**	●
<i>Setaria adherens</i>	Poaceae	**		**		●
<i>Setaria faberi</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Setaria italica</i>	Poaceae			**	**	●
<i>Setaria parviflora</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Setaria pumila</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Setaria verticillata</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Setaria viridis</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Solanum sublobatum</i>	Solanaceae	**			**	●
<i>Soliva pterosperma</i>	Asteraceae	**	**	**	**	●
<i>Sorghum bicolor</i>	Poaceae	**			**	●
<i>Sorghum halepense</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Spartina patens</i>	Poaceae	**			**	●
<i>Spartium junceum</i>	Fabaceae	**	**	**	**	●
<i>Sporobolus indicus</i>	Poaceae	**	**	**	**	●
<i>Stenotaphrum secundatum</i>	Poaceae	**	**		**	●
<i>Tamarix africana</i>	Tamaricaceae	**	**		**	●
<i>Tamarix gallica</i>	Tamaricaceae	**	**		**	●
<i>Tetragonia tetragonoides</i>	Aizoaceae	**	**		**	●
<i>Trachelium caeruleum</i>	Campanulaceae	**	**	**	**	●
<i>Tradescantia fluminensis</i>	Commelinaceae	**	**	**	**	●
<i>Trifolium incarnatum</i>	Fabaceae	**	**	**	**	●
<i>Tropaeolum majus</i>	Tropaeolaceae	**	**		**	●
<i>Veronica persica</i>	Scrophulariaceae	**	**	**	**	●
<i>Viburnum trilobum</i>	Adoxaceae		**			●
<i>Vinca difformis</i>	Apocynaceae	**	**	**	**	●
<i>Vinca major</i>	Apocynaceae	**	**	**	**	●
<i>Vitis vinifera</i>	Vitaceae	**	**	**	**	●
<i>Xanthium echinatum</i>	Asteraceae	**		**	**	●
<i>Xanthium orientale</i>	Asteraceae	**			**	●
<i>Xanthium spinosum</i>	Asteraceae	**		**	**	●
<i>Yucca gloriosa</i>	Asparagaceae	**	**		**	●
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Araceae	**	**	**	**	●
<i>Zebrina pendula</i>	Commelinaceae	**	**	**	**	●

Planta exótica invasora en Galicia con nivel de afección muy grave [●], grave [◎], moderado [•], no significativo [Φ].

Tabla 6 (cont.)– Listado actualizado de las principales especies exóticas invasoras (plantas vasculares) en Galicia y valoración de su grado de afección a nivel regional según Ramil-Rego & Crecente 2005 y Ramil-Rego et al., 2005

La existencia de áreas ajardinadas privadas ha experimentado en las últimas décadas un continuo incremento en Galicia, emplazándose estas sin ningún tipo de control y menos aún prevención, tanto en propiedades situadas el seno de espacios naturales como en otras áreas de interés ambiental o cultural. En la mayoría de los casos, en la configuración del jardín se emplean plantas exóticas invasoras, e incluso especies catalogadas como tales en la exigua legislación estatal (*Carpobrotus* spp., *Cortaderia*

selloana, *Fallopia japonica*, *Tradescantia fluminensis*, etc). Aunque muchas de estas especies vegetales tuvieron las áreas litorales, con condiciones climáticas particularmente buenas para su aclimatación y desarrollo, como escenario inicial de sus introducciones, el efecto de la acción humana en la difusión de estas especies se hace evidente cuando se advierte su presencia en lugares situados a más de 50 km de la costa. La falta de vigilancia y el descontrol se agrava cuando los restos de las cortas y limpiezas periódicas que se

realizan en estos predios privados son abandonados en el medio ambiente, práctica especialmente perniciosa para el medio cuando tiene lugar en espacios conformados por hábitats de interés comunitario (acantilados, cursos fluviales, humedales, matorrales, bosques, etc.) que forman parte de espacios naturales. Muchos de estos restos vegetales depositados irregular e ilegalmente logran establecerse e iniciar su difusión en el territorio. Esta práctica frecuente en Galicia, es la responsable de la rápida diseminación de muchas especies de especies invasoras (*Canna indica*, *Cortaderia selloana*, *Crocosmia x crocosmiiflora*, *Fuchsia* spp., *Ipomoea purpurea*, *Ligustrum* spp., *Prunus laurocerasus*, *Trachelium caeruleum*, *Tradescantia fluminensis*, *Yucca gloriosa*, *Zantedeschia aethiopica*, etc).

La jardinería pública refleja, en gran medida, los mismos problemas que los planteados en la de carácter privado, apreciándose una clara tendencia a utilizar estos jardines como lugar de exhibición de elementos exóticos, muchos de ellos potencialmente invasores o que han demostrado ya su comportamiento invasor en nuestro territorio, mientras se minusvaloran los elementos integrantes de la flora autóctona. El uso de especies exóticas invasoras ha sido, y

por desgracia todavía sigue siendo, una actuación común en los ajardinamientos y restauraciones ambientales mal entendidas y ejecutadas vinculadas con distinto tipo de obras. La expansión de *Carpobrotus* spp. y *Pittosporum* spp. en multitud de lugares del litoral gallego vino precedida de su empleo como ornamental en infraestructuras lineales y ajardinamientos presupuestadas con cargo al erario público. Así, los espacios naturales integrantes de la Red Natura 2000 ZEC As Catedrais, ZEC Ría de Foz-Masma y ZEC Costa da Mariña Occidental mantienen desde momentos previos a su declaración como LIC exuberantes poblaciones de *Carpobrotus* spp. que continúan invadiendo los ecosistemas litorales allí presentes (acantilados, dunas grises, dunas blancas, etc). Aunque muchas de estas poblaciones tienen su origen en la naturalización a partir de ajardinamientos privados, otras proceden de su empleo en antiguas actuaciones de “restauración ambiental” efectuadas por la Administración estatal a lo largo del litoral lucense. Un caso similar ocurrió con *Archtooteca calendula*, plantada como ornamental o incorporada indirectamente, en otros casos, en las mezclas de semillas empleadas para la implantación de céspedes en las labores de restauración de estos espacios públicos.



Figura 8- La falta de control de las especies invasoras, provoca que determinados medios, como los sistemas dunares, o los corredores fluviales, se encuentren completamente alterados por la cobertura de distintas especies invasoras, cuyo desarrollo elimina a las especies nativas. En la fotografía se muestra un pequeño arroyo en el entorno de un sistema duna de la ZEC Costa da Morte (Laxe, A Coruña), invadido por *Crocosmia x crocosmiiflora*, *Canna indica* y *Zantedeschia aethiopica*



Figura 9- Las grandes áreas cultivadas por especies exóticas sirven como áreas de refugio y expansión para numerosas especies exóticas invasoras que afectan posteriormente a los hábitats naturales-seminaturales. Jengibre hawaiano (*Hedychium gardnerianum*) invadiendo eucaliptales de las riberas del río Sor (A Coruña)



Figura 10- El desbroce irracional de hábitats naturales – seminaturales propicia igualmente la conformación de áreas de refugio y expansión para diferentes especies exóticas invasoras que se adaptan al desbroce periódico. Sistema dunar de A Frouxeira (RAMSAR Areal e Lagoa de Valdoviño, ZEC Costa Artabra), donde se realizan anchas fajas de desbroces sobre hábitats prioritarios, próximas a las pasarelas construidas teóricamente para evitar la alteración de los hábitats, en las cuales están presentes distintas especies invasoras



Figura 11- *Crocasmia x crocosmiiflora* es un híbrido obtenido en 1880 en un vivero francés y empleada como ornamental. A través de sus bulbillos ha logrado expandirse en pocas décadas por múltiples regiones del planeta (Europa, América, Australia, Asia, etc). En Galicia es por desgracia cada vez más frecuente, tanto en el espacio litoral-sublitoral, como en menor medida en el interior y las áreas montañosas. Fotografía ZEC Costa Ártabra (Valdoviño, A Coruña)

Por otra parte, llevamos ya un tiempo asistiendo al empleo en algunas restauraciones ambientales de material vegetal de procedencia geográfica o genética desconocida o inadecuada en lugar de utilizar como base las poblaciones y material genético locales de especies autóctonas. Incluso, se han llegado a introducir erróneamente especies nativas de América, Asia o África (*Acer negundo*, *Alnus incana*, *Fraxinus americana*, *Erica x darleyensis*, etc), ya fuese por confusión o considerando, de manera difícilmente justificable, que formaban parte del elenco de flora autóctona de nuestro territorio. Todo esto ha ido generando focos a partir de los cuales se han iniciado distintos procesos de invasión territorial por parte de especies alóctonas. Pero la influencia de las obras públicas en la proliferación de especies y espacios colonizados por plantas invasoras no es la misma en todos los tipos de actuaciones sobre el medio; mientras que las obras de restauración ambiental o acondicionamiento para el uso público suelen tener un ámbito territorial más o menos limitado, la construcción de vías de alta capacidad ha afectado a una superficie sensiblemente superior del territorio, poniendo a disposición de las especies invasoras ambientes muy favorables para su rápida expansión, por

falta de competencia con las especies vegetales autóctonas que, además, son mantenidos periódicamente por medio de rozas, desbroces o empleo de herbicidas, en unas condiciones que potencian las capacidades competitivas de estas especies. Casos de especies cuya diseminación que se ha visto favorecida de manera espectacular por una falta de visión acerca del papel de las vías de comunicación en la expansión de las especies invasoras son, por ejemplo, los de *Cortaderia selloana* o *Spartium junceum*, empleadas inicialmente como ornamentales, o los de *Eragrostis curvula*, *Lolium x boucheanum*, *Paspalum vaginatum* y *Sporobolus indicus*, indicados para favorecer la estabilidad de los terrenos anexos a las vías.

En Galicia, la construcción de la Autopista del Atlántico (AP-9) vino acompañada del uso de numerosas plantas exóticas, entre ellas *Cortaderia selloana*, que fue profusamente plantada en el tramo A Coruña-Betanzos. Estas poblaciones fueron los focos a partir de los que esta especie inició su expansión territorial por el Arco Ártabra, causando un efecto negativo sobre el estado de conservación de la ZEC Encoro de Cecebre, además de colonizar otras áreas próximas de interés ambiental o agrícola. A pesar de que su construcción es mucho más reciente, en las labores de



Figura 12- El Plumero de la Pampa o cortadera (*Cortaderia selloana*) es nativa de América del Sur. Fue introducida a finales del siglo XVIII en Europa como ornamental. Sin embargo, su difusión se relaciona con su empleo en la decoración de las medianas, rotondas y taludes de las autopistas y autovías, desde donde se expandió por las áreas vecinas, convirtiéndose en una de las más dañinas especies invasoras de Europa. En Galicia su expansión se vincula con la construcción de la AP9, siendo posteriormente empleada en otras vías. Fotografía: Vial de servicio de la Autovía Ferrol – Vilalba (AG64), a su paso por Ferrol



Figura 13- En Galicia son numerosas las áreas donde se ha eliminado la vegetación natural con el fin de construir polígonos industriales o urbanizaciones que han quedado finalmente inacabadas o abandonadas. Estas grandes superficies han sido en la mayoría de los casos colonizadas por especies invasoras que exportan sus propágulos hacia otras áreas. La fotografía muestra parcelas sin edificar del polígono industrial del Río do Pozo (Narón, A Coruña), completamente cubiertas por *Cortaderia selloana*.

acondicionamiento de medianas y taludes de la Autovía del Noroeste (A-6) se emplearon, igualmente, distintas especies exóticas, como *Spartium junceum* y *Eragrostis curvula*. Por suerte, la persistencia de la primera ha sido muy reducida, permaneciendo únicamente pequeñas poblaciones en el tramo comprendido entre Becerreá y Pedrafita do Cebreiro (Lugo). Sin embargo, *Eragrostis curvula* ha logrado extenderse desde las áreas donde inicialmente fue plantada (A-6, km 540), aprovechando el medio perturbado generado en los taludes para extenderse en pocos años hasta la localidad de Begonte (km 522). Más recientemente, en el tramo de la A-8 entre Baamonde y Ribadeo, se han empleado igualmente distintas especies exóticas, entre ellas *Spartium junceum*, que ha logrado estabilizarse y extenderse fuera de la caja de este vial.

Otro factor que está propiciando la expansión de las especies exóticas invasoras en el territorio gallego es la existencia de biotopos alterados periódicamente por desbroces, aplicación de herbicidas, quemas controladas, etc., en los que se tiende a eliminar las especies nativas creando unas condiciones que son aprovechadas por las especies exóticas para instalarse y expandirse. La mayor parte de estos medios se relacionan con vertederos incontrolados, polígonos comerciales e industriales inacabados, así como en las denominadas “franjas de seguridad” establecidas bajo las líneas de alta tensión o en los bordes de los viales, para tratar de mitigar los efectos de los incendios forestales. Actuaciones que, en la mayoría de los casos, se realizan sin considerar las características de los ecosistemas y tipos de vegetación sobre los que se actúa y para las que, en ningún caso, se plantean medidas que eviten que estas áreas funcionen como futuras vías para la difusión y expansión de las especies exóticas invasoras.

Un último aspecto a destacar en este sucinto análisis sobre la gestión de las especies invasoras en el territorio gallego es el relativo a los procedimientos de control empleados. En los últimos años se ha intensificado el uso de herbicidas tanto para el control de especies autóctonas como invasoras. A pesar de las recomendaciones de la administración competente, son numerosos los casos en los que los operarios encargados del empleo de estas sustancias no guardan los mínimos protocolos de seguridad relativos a su propia salud ni en lo tocante a las posibles afecciones que podrían generarse en el medio ambiente. Así, se constata el uso de herbicidas en medios donde ni los fabricantes ni las autoridades responsables, recomiendan su uso, como es el caso de las riberas de los cauces fluviales o en los humedales, así como en áreas de gran riqueza botánica, como en sistemas dunares o acantilados. En la formulación de los herbicidas el compuesto químico más frecuente es el glifosato, que en marzo del 2015 fue incluido por la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC), dependiente de la Organización Mundial de la Salud (OMS), dentro del grupo de sustancias 2A, como

sustancia probablemente carcinógena para los seres humanos (Guyton et al. 2015; IARC, 2015, 2018). A día de hoy, la alternativa al empleo de sustancias químicas para el control de la vegetación en espacios públicos es el uso de métodos mecánicos. Pero estos métodos tampoco están exentos de problemas, sobre todo en relación con la necesidad de incrementar los protocolos de limpieza de los vehículos, maquinaria y vestimenta empleados por el personal que se dedica a estas actividades, con la finalidad de reducir la dispersión de propágulos de plantas exóticas invasoras en las áreas donde se realizan los trabajos o su eventual traslado a otras áreas, más o menos alejadas, objeto de posteriores actuaciones.

A pesar de que la situación en relación con las medidas de gestión y control de las especies exóticas invasoras es netamente mejorable, no podemos obviar algunos ejemplos de iniciativas que se han desarrollado en distintas áreas de Galicia para la erradicación de las especies exóticas invasoras. Entre ellas caben destacar las efectuadas entre 2000-2014 en el Parque Natural de Corrubedo y las que se han venido efectuando desde la declaración en el año 2002 del Parque Nacional Marítimo Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. También merecen mención las actuaciones llevadas a cabo por distintas ONGs, en muchos casos con escasos recursos y haciendo gala de un gran voluntarismo, así como las llevadas a cabo en el marco de distintos proyectos LIFE-Natura. Estas actuaciones constituyen ejemplos del camino a seguir y deberían ser extendidas a otros escenarios si se pretende mantener (en muchos casos recuperar) en un buen estado de conservación los ecosistemas gallegos.

Bibliografía

- Almeida, J.D. (1999). Flora exótica subespontânea de Portugal continental (plantas vasculares). Catálogo das plantas vasculares exóticas que ocorrem subespontâneas em Portugal continental e compilação de informações sobre estas plantas. Coimbra. Universidade de Coimbra. Dissertação de Mestrado em Ecologia apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia.
- Almeida, J.D. (2013). Flora exótica subespontânea de Portugal continental (plantas vasculares). Catálogo das plantas vasculares exóticas que ocorrem subespontâneas em Portugal continental e compilação de informações sobre estas plantas. 5 Edição. Coimbra.
- Almeida, J.D. & Freitas, H. (2000). A flora exótica e invasora de Portugal. *Porgaliae Acta Biol.* 19: 159-176.
- ARCEA (2007). As especies exóticas invasoras en Galicia: Diagnóstico da situación actual e proposta de liñas de actuación. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia

- Capdevilla Argüelles, L.; Iglesias García, A.; Orueta, J.F. & Zilletti, B. (2006). *Especies Exóticas Invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- Capdevila-Argüelles, L.; Zilletti, B. & Suárez Alvarez, A. (2012). *Servizo para a elaboración dun plan extratético galego de xestión das especies exóticas invasoras e para o desenvolvemento dun sistema estandarizado de análise de riscos para as especies exóticas en Galicia*. Madrid: Grupo especialista en invasións biolóxicas (GEIB).
- CDB (2002). *Decisiones adoptadas por la conferencia de las partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) en su sexto período de sesiones*. La Haya, 7 a 19 de abril de 2002. UNEP/CBD/COP/6/20. New York: Naciones Unidas. Programa sobre el Medio Ambiente de las Naciones Unidas - Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- Comisión Europea (1998). *Comunicación de la Comisión, de 5 de febrero de 1998, sobre una Estrategia de la Comunidad Europea en materia de biodiversidad*. Comisión Europea. COM (1998) 42 final. Bruselas 04/02/1998. [www.eur-lex.europa.eu].
- Comisión Europea (2006). *Comunicación de la Comisión, de 22 de mayo de 2006, Detener la pérdida de biodiversidad para 2010, y más adelante - Respaldo los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano*. Comisión Europea. COM (2006). 216 final. Bruselas. 22/05/2006. [www.eur-lex.europa.eu].
- Comisión Europea (2008). *Comunicación de la Comisión, Hacia una estrategia de la Unión Europea sobre especies invasoras*. Comisión Europea. COM (2008). 789 final. Bruselas. 3/12/2008. [www.eur-lex.europa.eu].
- Comisión Europea (2011). *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones (COM/2011/0244 final) Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural*.
- Comisión Europea (2016). *Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 de la Comisión de 13 de julio de 2016 por el que se adopta una lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo*. DOUE 14/07/2016.
- Dana, E.D.; Cerrillo, M.I.; Sanz-Elorza, M.; Sobrino, E. & Mota, J.F. (2001). *Contribución al conocimiento de las xenófitas en España: Catálogo provisional de la flora alóctona de Almería*. Acta Botanica Malacitana 26: 264-276.
- Dana, E.D.; Sanz-Elorza, M. & Sobrino, E. (2004). *Plant invaders in Spain [check-list]. "The unwanted citizens"*. Available from: <http://www.ual.es/personal/edana/alienplants/checklist.pdf>. [Accessed 24 September 2004].
- Fagúndez Díaz, J. (2007). *Nuevos datos de flora vascular exótica en Galicia (noroeste de la Península Ibérica)*. Lazaroa 28: 111-114.
- Fagúndez Díaz, J. & Barrada Beiras, M. (2007). *Plantas invasoras de Galicia: Biología, distribución e métodos de control*. Santiago de Compostela. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Dirección Xeral de Conservación da Natureza.
- Genovesi, P. & Shine, C. (2004). *European Strategy on Invasive Alien Species Final. Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention)*. Nature and environment, No. 137. Strasbourg: Council of Europe Publishing.
- Gil Sánchez, L. (2017). *Análisis de la ecología de Eucalyptus nitens (Deane et Maiden) Maiden y del estado actual de esta especie alóctona en España*. Madrid. Informe no publicado. 24 pp.
- Gobierno de España (1998). *Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la Diversidad Biológica*. Aprobada en la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente en diciembre de 1998. Madrid: Gobierno de España, Ministerio de Medio Ambiente.
- Gobierno de España (2011). *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*. Aprobado por Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre. BOE 236, 30/09/2011. Madrid: Gobierno de España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Gobierno de España (2014). *Estrategia Española de Conservación Vegetal 2014-2020*. Aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente 09/06/2014. Madrid: Gobierno de España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Guyton, K.Z.; Loomis, D., Grosse, Y. & Ghissassi, F.E. (2015). *Carcinogenicity of tetrachlorvinphos, parathion, malathion, diazinon, and glyphosate*. Lancet Oncology. 16 (5): 490-491.
- IARC (2015). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Some Organophosphate Insecticides and Herbicides*. International Agency for Research on Cancer (IARC). Lyon, France. Vol 112.

- IARC (2018). IARC rejects false claims in Reuters article: WHO cancer agency “left out key findings” in benzene review. International Agency for Research on Cancer (IARC). Lyon, France. (1 March 2018).
- Lowe S.; Browne M.; Boudjelas S.; De Poorter M. (2004). 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Auckland, Nueva Zelanda: Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI) & Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), Comisión de Supervivencia de Especies (CSE).
- Naciones Unidas (2002). Informe de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, Johannesburgo (Sudáfrica), 26 de agosto a 4 de septiembre de 2002. A/CONF.199/20*. New York: Naciones Unidas. Servicio de Publicaciones.
- Naciones Unidas (2009). Año internacional de la Diversidad Biológica, 2010. New York: Naciones Unidas, Departamento de Información Pública, Sección de Servicios de Internet.
- Ramil-Rego & Cresente Maseda, R. (eds) (2005). Plan de Conservación de las ZEPVN de Galicia. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Documento Técnico (no publicado).
- Ramil Rego, P.; Rodríguez Guitián, M.A.; Gómez-Orellana, L. & Ferreiro da Costa, J. (2005). Reseña del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad de Galicia, año 2005. Lugo: Monografías do Ibader - Serie Biodiversidade. Ibader. Universidade de Santiago de Compostela.
- Romero Bujan (2007), Flora exótica de Galicia (noroeste ibérico). Botánica Complutensis. 31: 113-125.
- Sanz-Elorza, M.; Dana, E. & Sobrino, E. (2001). Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. Lazaroa. 22: 121-131.
- Sanz-Elorza, M.; Dana Sánchez, E.D. & Sobrino Vesperinas, E. (2004). Plantas alóctonas invasoras en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.
- SDGPF (2017). Informe de la Subdirección General de Política Forestal de 05/12/2017 sobre la solicitud de inclusión en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras de los taxones *Eucalyptus nitens*, *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus* spp. requerido por la Subdirección General de Medio Natural. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría General de Agricultura y Alimentación. Dirección General Desarrollo Rural y Política Forestal. Informe técnico inédito. 22 pp.

Adolfo Cordero-Rivera¹; María Calviño-Cancela²; Jonatan Rodríguez³; Sandra Rojas-Nossa² & Serena Santolamazza-Carbone¹

¹ ECOEVO Lab, EE Forestal, Universidade de Vigo, Campus Universitario, 36005 Pontevedra. ² ECOEVO Lab, Facultade de Bioloxía, Universidade de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, 36310, Vigo. ³ Laboratorio de Ecofisioloxía Vexetal, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Facultade de Bioloxía, Universidade de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, 36310, Vigo.
e-mail: adolfo.cordero@uvigo.es

Invertebrados exóticos invasores en Galicia: situación e problemática

Resumo Algunhas especies exóticas, é dicir, especies que alcanzan novas rexións que non poderían colonizar sen a axuda das actividades antrópicas, poden converterse en invasoras se superan as fases de colonización e establecemento e se volven dominantes na nova comunidade. A súa presenza desestrua as redes tróficas e produce cambios significativos nos ecosistemas das áreas invadidas. Os invertebrados, por mor de presentar habitualmente elevadas densidades poboacionais, e polo seu pequeno tamaño son facilmente transportados cos movementos de mercadorías, plantas ou animais para diferentes actividades. Os principais problemas derivados destas invasións son: (1) diminución das poboacións das especies (particularmente grave no caso das ameazadas); (2) aumento das poboacións de especies con importancia económica por seren pragas; (3) efectos desproporcionados, cando as modificacións das poboacións se transmiten ao longo das interaccións tróficas, constituíndo unha ferverza trófica; (4) a aparición de enfermidades (humanas, animais e vexetais) ou actuar coma vectores de organismos patóxenos, e (5) dano de elementos cruciais do sistema económico, producindo perdas elevadas. No artigo revisamos exemplos de cada un destes problemas, e suxerimos que o prioritario é mellorar os sistemas de alerta e detección temperá, para evitar a expansión destas especies.

Palabras chave invasións biolóxicas, enfermidades emerxentes, insectos, impactos económicos, ferverzas tróficas.

Alien invertebrate invasive species in Galicia: current situation and problems. Abstract Some exotic species, that is, those that arrive to new regions that could not colonize without the help of anthropogenic activities, can become invasive when they overcome the colonization and establishment phases, and are dominant in the new community. Their presence destabilizes the trophic networks and produces significant changes in the ecosystems of the invaded areas. The invertebrates, because they regularly exhibit high population densities, and because of their small size, are easily transported with movements of goods, plants or animals for different activities. The main problems derived from these invasions are: (1) diminution of the populations of some species (particularly serious in the case of the threatened ones); (2) increase in populations of species with economic importance because they are pests; (3) disproportionate effects, when population modifications are transmitted through trophic interactions, constituting a trophic cascade; (4) the emergence of diseases (human, animal and plant) or their actuation as vectors of pathogenic organisms, and (5) damage of crucial elements of the economic system, causing high losses. In this essay, we review examples of each of these problems, and suggest that the priority is to improve early detection and alert systems, to avoid the expansion of these species.

Key words biological invasions, emergent diseases, insects, economic impacts, trophic cascades.

Introdución

¿Que é o que fai que unha especie sexa exótica? (Figura 1) ¿E que relevancia ten isto? Estas dúas preguntas parecen moi simples a primeira vista, mais esa primeira impresión é enganosa. A definición de especie autóctona, por contraposición a exótica, non acada consenso total, nin sequera entre as persoas que traballan neste tema. Mais é imprescindible unha definición clara para poder entenderse. Tampouco hai demasiado acordo sobre a relevancia que ten o feito de considerar unha especie

exótica nun territorio, particularmente cando estes adxectivos conlevan efectos de tipo legal e consecuencias económicas.

Neste traballo empregaremos unha definición clásica para as especies autóctonas. Consideramos que unha especie é autóctona cando evolucionou no lugar onde vive, ou chegou a ese lugar antes das modificacións do planeta a grande escala, provocadas pola actividade antrópica. Por “lugar” hai que entender unha rexión ampla, non unha localidade concreta. Tendo en conta esta definición, é doado considerar que as especies son exóticas (ou

alóctonas) cando foron introducidas pola actividade humana en zonas que nunca poderían ter colonizado de forma espontánea. Esta segunda definición ten un problema de escala temporal: en moitos casos non sabemos ou non podemos ter evidencias definitivas sobre cando unha especie chegou a unha rexión, e menos se o fixo axudada pola actividade antrópica. Por este motivo, consideramos aquí que os cambios substanciais que ocorreron a partires da descuberta de América implican un punto de inflexión histórico, e xustifican que só definamos como exóticas as especies introducidas a partires dese momento. É dicir, os organismos introducidos polos romanos ou os árabes na Península Ibérica xa non se poden considerar exóticos usando a nosa definición. Obviamente isto é pouco relevante para os invertebrados, porque non temos información histórica para a maioría deles, o que queda claramente ilustrado pola polémica sobre se o caranguexo de río (*Austropotamobius pallipes*) é autóctono ou non na Península Ibérica (compárese Clavero, 2013 con Galindo, Alonso, & Diéguez, 2014).

Algunhas das especies exóticas conseguen establecerse e naturalizarse nos territorios que colonizan, expandíndose de forma descontrolada e provocando profundos cambios ecosistémicos. Estas especies son as exóticas invasoras. O carácter invasor é o que realmente determina os danos nos sistemas invadidos, non o feito de seren ou non exótica unha especie. Polo tanto a característica mais transcendente é se unha especie é capaz de converterse en invasora.

Na realidade existe unha taxa natural de expansión e invasións (Figura 2), pero esa taxa é moito menor da provocada polos medios de transporte humanos. Contrariamente ao que algúns opinan, o feito de que as invasións poidan ocorrer sen intervención humana non determina que calquera invasión sexa aceptable dente un punto de vista ético (Lodge & Shrader-Frechette, 2003). As invasións poden producir un descenso claro no número de especies indíxenas nas áreas invadidas (Wardle *et al.*, 2011). Mais facer todo o énfase no número de especies, esquecendo a identidade delas ignora que a maioría das persoas valoran de forma moi positiva o feito de que a biota dunha rexión sexa única (os seus endemismos) (Lodge & Shrader-Frechette, 2003). Centrarse soamente no número de especies que permanece, ou incluso na súa identidade, tampouco ten en conta que existen outros niveis de biodiversidade que se poden ver afectados polas invasións, coma a variabilidade xenética ou a etodiversidade (Cordero-Rivera, 2017).

A investigación neste campo tenta de descubrir as características ecolóxicas das especies que lles permiten ser invasoras, co obxectivo de determinar se existen factores que permitan predicir que especies terán capacidades invasoras e cales non. É un feito que algunhas especies compórtanse como invasoras en moitos lugares do planeta, o que leva a establecer unhas listaxes das “peores especies invasoras” ou “top 100 das invasoras”. Obviamente aquí “peores” refírese aos efectos das invasións e non á capacidade invasora.



Figura 1- A definición de especie exótica depende do contexto xeográfico. Na imaxe se observa un loro australiano (*Platycercus elegans*) ao lado dun carballo europeo (*Quercus robur*). A imaxe foi tirada en Australia, o que implica que a especie exótica é o carballo, pero sería ao revés se fora unha fotografía realizada en Galicia. Fotografía: Adolfo Cordero

O obxectivo principal deste artigo é facer unha revisión dos conceptos asociados aos efectos das invasións biolóxicas, e revisaremos as especies de invertebrados exóticos que se teñen establecido en Galicia (ou que están a piques de chegar). Moitos deles son claramente invasores, e algúns son tan conspicuos e crean tanta alarma social (como *Vespa velutina*) que fan que esquezamos que o número de invertebrados é tan elevado que a maioría das invasións poden pasar desapercibidas, particularmente cando non afectan a elementos do ecosistema con importancia económica. A revisión non pretende ser exhaustiva e citar

todas e cada unha das especies exóticas detectadas en Galicia, porque faría o traballo de compilación interminable. O verdadeiro obxectivo é resaltar pautas xerais e indicar os medios principais que estas especies empregan para espallarse polo mundo. As medidas de prevención, contención e erradicación, soen ser moi custosas. Por este motivo cómpre que a Sociedade estea informada, porque as decisións deben ser tomadas no nivel de actuación política, onde a ciencia é, con frecuencia e lamentablemente, non tida en conta.



Figura 2- Certas especies teñen capacidade dispersiva moi elevada, o que lles permite expandir o seu rango xeográfico e invadir novas áreas sen intervención humana. Este é o caso da libélula *Trithemis kirbyi*, nativa de África pero expandida recentemente a Italia (2003) e España (2007), onde se atopou por vez primeira en Cádiz. Na actualidade a fronte de invasión avanza cara o norte, e xa chegou a Francia polo leste, e a Lisboa polo oeste. Fotografía realizada en Tarragona por Adolfo Cordero

Problemas asociados ás especies exóticas invasoras

A aparición e expansión das especies exóticas invasoras determina cambios profundos nas interaccións ecolóxicas, e polo tanto nas redes tróficas. Eses cambios se manifestan nos aspectos demográficos das comunidades, que podemos clasificar en tres grandes categorías: (1) diminución das poboacións das especies (particularmente grave no caso

das ameazadas), (2) aumento das poboacións de especies con importancia económica por seren pragas e (3) efectos desproporcionados, cando as modificacións das poboacións se transmiten ao longo das interaccións tróficas, constituíndo unha fervenza trófica (Polis *et al.*, 2000).

Por outro lado, as especies invasoras poden elas mesmas determinar (4) a aparición de enfermidades (humanas, animais e vexetais) ou ser vectores de organismos patóxenos, o que determina un segundo gran grupo de efectos de tipo epidemiolóxico.

Finalmente, en moitos casos as especies exóticas invasoras (5) danan elementos cruciais do sistema económico, polo que, ademais dos seus efectos ecolóxicos, producen perdas elevadas na economía (Vilà *et al.*, 2008).

Nos parágrafos seguintes imos revisar cada un destes elementos, empregando casos de invertebrados invasores en Galicia. A maioría dos exemplos que empregaremos teñen que ver con ecosistemas terrestres. Os ecosistemas de augas epicontinentais teñen recibido relativamente menos especies de invertebrados invasores. Aínda así, unha revisión recente detectou catro especies de cnidarios, dous platelmintos, 13 moluscos, tres anélidos, 18 crustáceos e tres insectos nas augas doces da Península Ibérica (Rivas-Rodríguez *et al.*, 2010). As vías de introdución son o comercio de plantas e animais de acuarios, a pesca, a acuicultura e escapes incontrolados. A taxa de invasión está aumentando de forma rápida, estimándose a presenza de 41 invertebrados de auga doce naturalizados na Península, 12 deles en Galicia (Cobo *et al.*, 2011). Nas augas mariñas, hai polo menos 24 especies de moluscos invasores, a maioría deles detectados na enseada de O Grove. O medio mariño recibe as invasións biolóxicas principalmente polas augas de lastre (Rolán & Bañón, 2008).

Efectos negativos sobre as poboacións de especies ameazadas

A invasión dun ecosistema por unha especie exótica nunca pasa desapercibida para as especies locais. Tendo en conta que tódolos individuos presentes nun ecosistema van empregar enerxía e nutrientes, e que ambos son recursos limitados, é doado de entender que se unha especie está en abundancias baixas, e os seus recursos son empregados por individuos da especie invasora, a poboación ameazada pode ver reducidos os seus efectivos, e incluso perigar.

Un exemplo relevante deste fenómeno, que ademais é un caso de enfermidade, é a diminución das poboacións do sapoconcho europeo (*Emys orbicularis*) no sur de Galicia, unha vez que os individuos foron parasitados por *Spirorchis elegans*, platelminto tremátodo, orixinario de Norteamérica, parasito da tartaruga de orellas vermellas (*Trachemys scripta*) (Iglesias *et al.*, 2015). En decembro de 2012, empezaron a observarse individuos do sapoconcho en actividade, cando nesa época o normal é que estean aletargados en hibernación. Moitos individuos foron atopados en terra, en estado letárxico, e varios deles mostraron incapacidade de mover as patas e a cola. A finais de decembro atopouse a primeira tartaruga morta, flotando nunha das charcas das Gándaras de Budiño (O Porriño). Entre xaneiro e maio apareceron 10 tartarugas adicionais mortas. As tartarugas examinadas estaban infestadas polo platelminto e morreron por enterite asociada a necrose e infección bacteriana secundaria. O feito de que o

platelminto é de orixe norteamericana, que nunca fora rexistrado antes na zona, e a presenza da tartaruga de orellas vermellas, que é o seu vector principal, suxire que a morte dos sapoconchos autóctonos foi debida á un parasito exótico invasor, introducido coas *Trachemis* (Iglesias *et al.*, 2015), tamén exóticas e invasoras. Este exemplo ilustra que incluso organismos microscópicos poden pór en serio risco a permanencia de especies emblemáticas. Non hai inimigo pequeno.

Introdución e aumento de especies praga

Probablemente este fenómeno é o mais preocupante dende un punto de vista social, porque a introdución de especies exóticas que se converten en praga produce perdas económicas moi importantes. Temos en Galicia moitos exemplos para ilustrar o fenómeno. No eido forestal, a introdución masiva de eucaliptos puxo a disposición de posibles insectos herbívoros unha enorme cantidade de biomasa, que está tan ben defendida quimicamente que ningún insecto nativo é capaz de aproveitala no caso do *Eucalyptus globulus*, aínda que outros eucaliptos poden ser palatables para certos insectos nativos. Todos os insectos que se alimentan das follas de *E. globulus* en Galicia son de orixe australiana, sendo o mais relevante o *Gonipterus cf. scutellatus* (Jeger *et al.*, 2018), especie ou complexo de especies que aínda ten que ser estudado en detalle dende un punto de vista taxonómico, xa que non é claro cal é o taxón que invadiu Galicia, aínda que todo apunta a que é *G. platensis* (Mapondera *et al.*, 2012), paradoxicamente descrito a partires de individuos colectados en La Plata (Arxentina). Dende 1870 ata 2015, o número de insectos invasores asociados aos eucaliptos en diferentes zonas do mundo, pasou de 1 a mais de 40, debido aos transportes de madeira destas árbores entre continentes (Hurley *et al.*, 2016). En Galicia, as plantacións de eucaliptos foron invadidas por *Gonipterus*, dúas especies de *Ctenarytaina* (Homoptera), e unha especie de coleóptero Cerambícido (*Phoracanta semipunctata*) nos últimos 30 anos. O comercio internacional de madeira debería ter unhas normas moito mais estritas, xa que case o 80% da madeira que se importa en Europa dende sudamérica chega de Brasil ou Arxentina, ambos xa colonizados por *Gonipterus*. Isto da unha idea dos enormes riscos que o transporte de mercadorías leva asociado. Ademais, para combater estas pragas, optouse pola introdución masiva de himenópteros parasitoides exóticos, como *Anaphes nitens*, inimigo natural de *Gonipterus* (Santolamazza-Carbone *et al.*, 2009) ou de *Avetianella longoi* para o control de *P. semipunctata*, e *Psyllaephagus pilosus* para o control das *Ctenarytaina*, e aínda que nestes casos non parecen ter efecto sobre a fauna nativa, non deixan de ser unha empresa arriscada.

Un exemplo de invasións que pasan desapercibidas acontece coas acacias. Nos últimos anos foron identificadas varias especies exóticas de invertebrados alimentándose delas, que seguramente viñeron accidentalmente coas acacias ou con algunha outra especie de planta ornamental. Por exemplo, na *Acacia dealbata* atopouse a cochinilla acanalada (*Icerya purchasi*) e un psílido australiano (*Acizzia acaciaebaileyanae*) (Rodríguez et al., 2019) e na *Acacia longifolia* e *Acacia melanoxylon* atopouse outro psílido australiano (*Acizzia uncatoides*). Todos estes invertebrados exóticos están considerados como pragas noutros países onde están presentes, pero polo momento non ocorre o mesmo no noso territorio, e considerando que as *Acacia* son plantas invasoras, a presenza de insectos invasores que as controle podería incluso ser positivo. Outro caso é a presenza dun inimigo natural exótico e específico da planta invasora unlla de gato (*Carpobrotus edulis*) que é a cochinilla algodonosa *Pulvinariella mesembryanthemi* (orixinaria de Sudáfrica) (Rodríguez et al., 2019).

A introdución accidental de insectos coa importación de plantas ou madeira, é a principal vía de entrada de pragas agrícolas e forestais. Por exemplo, todo apunta a que os

Gonipterus foron introducidos dende Uruguai (onde xa levaban un século provocando danos nos eucaliptos), coa importación de madeira de eucalipto. A importación de plantas ornamentais está detrás da chegada á Península Ibérica do gorgullo vermello das palmeiras (*Rhynchophorus ferrugineus*) (Figura 3). Esta especie foi detectada en Europa por vez primeira en 1995, na provincia de Granada, con palmeiras infestadas procedentes do norte de África (Exipto particularmente) para as obras dos acontecementos de 1992. Foi detectado en Galicia en 2013, procedente a expansión dende o sur (Pérez-Otero et al., 2012). Os efectos deste insecto teñen sido devastadores para as palmeiras empregadas en xardinería, xa que a inmensa maioría son da especie *Phoenix canariensis*, que é moi susceptible ao gorgullo, e os modelos climáticos predín que o gorgullo se vai expandir por practicamente toda a Península Ibérica (Dembilio & Jacas, 2011). É importante resaltar que as invasións normalmente liberan ás especies exóticas dos seus inimigos naturais, o que fai que especies raras en zonas nativas, se convertan en especies praga nas zonas invadidas. Un exemplo sorprendente é a vacaloura (*Lucanus cervus*) especie escasa na zona nativa europea, pero unha praga das palmeiras de dátil en África (Alahmadi et al., 2012).



Figura 3- Palmeira (*Phoenix canariensis*) atacada polo gorgullo vermello (*Rhynchophorus ferrugineus*), en comparación con outra sen síntomas. Este insecto de orixe africano entrou en España en 1992 coa importación de palmeiras dende Exipto, e dende entón colonizou toda a Península Ibérica, provocando unha elevadísima mortalidade das palmeiras nos xardíns. Fotografía realizada en Pontevedra por Adolfo Cordero

A lista de especies de invertebrados introducidos accidentalmente en Galicia, que se converteron en especies invasoras e pragas, inclúe moitas das pragas das patacas (como o escaravello riscado (*Leptinotarsa decemlineata*), que leva décadas infestando as hortas, ou a recentemente detectada couza da pataca guatemalteca (*Tecia solanivora*)), do millo (coma o taladro *Sesamia nonagrioides*, especie posiblemente espallada en Galicia ao mesmo ritmo que o cultivo do millo; Cordero *et al.*, 1998), e de moitas outras plantas de interese agrícola. No eido forestal, ademais das pragas mencionadas dos eucaliptos, cada vez aparecen novas especies exóticas, que poñen en perigo certas explotacións (por exemplo o nemátodo do piñeiro) e outras que mencionaremos mais adiante.

Todos estes exemplos teñen en común que se trata de especies con grande capacidade de resistir longas viaxes, que veñen precedidas de casos de invasións noutros lugares, e de certa incompetencia das autoridades por permitiren a importación de madeira ou plantas de zonas onde era coñecido que existían esas pragas. Noutras ocasións as importacións son moi improbables, porque as especies introducidas son raras na súa zona de orixe, mais aínda así, danse casos sorprendentes. Un exemplo foi a recente aparición nunha aldea de Pontevedra dunha especie de araña protexida pola normativa europea, o endemismo do sur da Península *Macrothele calpeiana*, unha especie de enorme tamaño, posiblemente a maior araña de Europa (Verdú *et al.*, 2011), que chegou nos ocos dunha oliveira centenaria, importada dun viveiro de Valencia, que a comprara en Cádiz. Isto dá unha idea da resistencia de certas especies de artrópodos.

Efectos desproporcionados

En principio podemos pensar que a introdución dunha especie exótica nun ecosistema non ten por que determinar cambios notables na estrutura trófica da comunidade, agás que a especie invasora se converta en dominante. Mais as veces, especies non dominantes dende un punto de vista demográfico, introdúcense en puntos clave das redes tróficas, e iso produce un efecto en varios niveis, que é o que se coñece como “fervenza trófica”. Trátase dun efecto indirecto dun cambio nun nivel trófico sobre outros niveis tróficos do ecosistema. As fervezas son efectos recíprocos depredador-presa que alteran a abundancia, biomasa ou produtividade dunha poboación, comunidade ou nivel trófico mediante mais dunha ligazón nunha rede trófica (Pace *et al.*, 1999). Son coñecidas en moitos tipos de ecosistemas e implican a unha grande variedade de organismos, incluíndo os invertebrados.

Entre os invertebrados invasores capaces de determinar fervezas tróficas destacan as formigas. Estes insectos sociais son habitualmente especies clave nos ecosistemas, polo que a substitución das especies nativas por exóticas

invasoras, ocasiona un efecto en fervenza no sistema. O exemplo da formiga arxentina (*Linepithema humile*) é paradigmático. A súa invasión, cunha supercolonia que ocupa practicamente toda a costa ibérica (Giraud *et al.*, 2002), está favorecida pola ausencia de agresividade entre as colonias locais, por seren membros da mesma supercolonia. Este mecanismo etolóxico é moi relevante á hora de entender as implicacións das invasións (Cordero-Rivera & Galicia-Mendoza, 2017). En España e Portugal, a invasión da formiga arxentina deu lugar ao desprazamento das especies nativas de formigas, incluíndo as especies que dispersan sementes, e iso determinou cambios nas probabilidades de dispersión e establecemento de plantas nativas.

Introdución de enfermidades

Xa mencionamos antes o caso dos parasitos invasores que afectan aos sapoconchos autóctonos. Non se trata de casos raros ou de efectos pouco probables: moitas especies de invertebrados invasores son vectores de enfermidades, tanto para as plantas como para os animais e persoas. Estes efectos son probablemente os mais temidos pola sociedade, e crean normalmente alarmas, non sempre inxustificadas.

Un exemplo dramático é a invasión de Europa polo mosquito tigre asiático (*Aedes albopictus*) (Figura 4), unha especie orixinaria das áreas temperadas e tropicais do sueste asiático. Os adultos viven en bosques sombríos e húmidos, depositando os ovos nos ocos das árbores que acumulan auga de chuva. A grande plasticidade ecolóxica deste díptero lle ten permitido aproveitar distintos hábitats, moitos deles dentro das zonas urbanas como os floreiros dos cemiterios, as macetas con auga, as latas baleiras e os pneumáticos abandonados. Dende 1979, momento en que se detectou por vez primeira fora de Asia (en Albania) ata 2004, cando invadiu España, o mosquito colonizou Norte e Sudamérica, as illas do Caribe, e o sur de Europa. O comercio internacional de pneumáticos representa un elemento fundamental na dinámica da expansión do mosquito tigre (Santolamazza *et al.*, 2005). En moitos países os grandes depósitos de pneumáticos usados son deixados á intemperie, o que facilita a acumulación de auga no interior e ofrece un hábitat protexido ideal para a posta dos ovos e o desenvolvemento das larvas. En 2015, a través do proxecto Mosquito Alert (www.mosquitoalert.com) confirmouse a presenza de *A. albopictus* en 361 municipios españois, en toda a costa oriental, incluíndo as illas Baleares, mais aínda non se detectou en Galicia. O mosquito tigre representa un problema sanitario debido a súa actividade como ectoparasito (a súas picaduras poden causar fortes reaccións alérxicas) e tamén por seren un importante vector de enfermidades, xa que pode transmitir a febre amarela e mais de vinte arbovirus, como o

chikunguña, dengue, zika e encefalite, con efectos moi graves sobre a saúde humana (Medlock *et al.*, 2012). Unha característica moi preocupante do mosquito tigre é a súa capacidade de atacar tanto a humanos como a animais, o que propicia a difusión de patóxenos dende os animais ao home (Paupy *et al.*, 2009).

Este caso ten todos os elementos típicos que acabamos de discutir: a pesar de coñecerse que as acumulacións de pneumáticos usados á intemperie son un hábitat ideal para o mosquito, a exportación de pneumáticos usados dende

USA foi permitida á Italia, o que transportou o mosquito, que rapidamente atopou un clima favorable, e se espallou por Europa. A chegada a Galicia é so cuestión de tempo. Afortunadamente moitos dos virus asociados a esta especie aínda non están en Europa, pero coas mudanzas climáticas non sería estraño que aparecesen, convertendo o mosquito nun problema moi grave de saúde. De feito no verán de 2014 houbo unha pequena epidemia de chikunguña en Italia, que afectou a 139 persoas (Cella *et al.*, 2017), así que o risco non é unha hipótese, é real.



Figura 4- Un exemplar de mosquito tigre (*Aedes albopictus*) alimentándose do autor da fotografía. Esta especie, orixinaria de Asia, invadiu América e Europa ao ser transportados os seus ovos no interior de pneumáticos acumulados á intemperie, que ofrecen un hábitat substitutivo ideal para o desenvolvemento larvario. Fotografía de Adolfo Cordero realizada en Pontecorvo, Italia

A introdución de especies exóticas invasoras raramente é un evento único: o normal é que os individuos da especie invasora sexan portadores de virus, bacterias, fungos e outros microorganismos, que, a súa vez, se poden converter en invasores. As epizootias poden as veces seren debidas a invertebrados invasores. O exemplo do sapoconcho é so un dos moitos coñecidos. Pódese mencionar a introdución dunha enfermidade fúnxica cos caranguexos de río americanos (*Procambarus clarkii*) que acabou con moitas poboacións do caranguexo de río europeo, considerado autóctono por algúns, e exótico por outros autores. Tamén existe un problema global de mortalidade xeneralizada por

fungos invasores, que está acabando coas poboacións de anfibios (Pounds *et al.*, 2006). Existen casos nos que as especies invasoras son portadoras de virus que producen aínda mais danos. Por exemplo, a introdución do ácaro *Varroa destructor*, parasito das abellas da mel (*Apis mellifera*), trouxo consigo a infección por diferentes tipos de virus nas abellas; e considérase que o seu efecto combinado é un dos causantes do enorme incremento no colapso das colmeas rexistrado nas últimas décadas (Francis *et al.*, 2013).

Danos no sistema económico

Os agroecosistemas, incluíndo as plantacións forestais, que teñen un manexo moi semellante ás terras agrícolas (Cordero-Rivera, 2012), son ecosistemas simplificados no número de especies e nas interaccións entre elas, e sometidos a unha extracción periódica de grandes cantidades de biomasa, que manteñen unha elevada produtividade grazas aos subsidios (en forma de nutrientes e enerxía) que lles proporcionan as actividades agrícolas, forestais e gandeiras. Sendo a base da economía rural, calquera elemento que os desestabilice, pode provocar danos económicos de magnitude. As pragas, ás que xa nos temos referido, son o principal problema para unha xestión que maximice os beneficios e minimice os costes. Estímase que so en USA as pragas de insectos exóticos invasores determinan unhas perdas de 137 mil millóns de dólares por ano (Pimentel *et al.*, 2000). Diferentes autores, empregando bases de datos de especies exóticas de insectos en Europa, estiman que entre un cuarto e a metade das especies teñen importantes efectos económicos, mentres que moito menos do 5% das especies nativas de Europa chegan a ser pragas (Kenis & Branco, 2010). A diferenza tan substancial entre estas cifras indica a gravidade do problema: cando unha especie de insecto exótico se introduce nunha nova rexión, a probabilidade de que se converta nunha praga agrícola ou forestal, é elevadísima.

Lamentablemente os métodos de control para evitar a introdución accidental de insectos con potencialidade de converterse en praga non son eficientes. Hai apenas unhas décadas, a importación de oito variedades de plántulas de castiñeiros asiáticos dende China a Italia (posiblemente entre 1995-1996), co obxectivo de empregar ese material xenético na mellora do castiñeiro europeo, deu lugar a introdución da vespiña chinés dos bugallos do castiñeiro (*Dryocosmus kuriphilus*) que foi detectada por primeira vez en 2002 na rexión italiana de Piemonte (Figura 5) (Quacchia *et al.*, 2008). Mais a historia da difusión mundial da vespiña é moi longa, pois xa fora introducida accidentalmente en Xapón (1941), e logo en Korea (1958) e Nepal (1999). Apareceu en Estados Unidos en 1974, e en Europa xa está presente en Austria, Bélxica, Holanda, Francia, Alemaña, Hungría, Croacia, Eslovenia, Suíza, Reino Unido, Grecia, España e Portugal (EFSA Panel on Plant Health, 2010). O dano causado pola vespiña consiste na formación de bugallos en follas, brotes, inflorescencias e xemas, o que reduce a superficie fotosintética, o período vexetativo da árbore e, polo tanto, o seu vigor e crecemento e determina unha diminución drástica (50-80%) da produción de castañas (Bernardo *et al.*, 2013), podendo incluso ocasionar a morte das árbores (Dixon *et al.*, 1986). A pesares da evidencia previa dos danos que *D. kuriphilus* tiña ocasionado nas zonas invadidas de Xapón e

USA noutras especies de castiñeiros (Dixon *et al.*, 1986), é sorprendente que se permitira a importación de castiñeiros de China, o lugar de orixe da praga. Na súa expansión cara a novos territorios, *D. kuriphilus* ten demostrado ter todos os rasgos típicos dunha especie invasora: fácil aclimatación, rápida expansión (tamén grazas á súa reprodución partenoxenética) e danos elevados. Por iso, *D. kuriphilus* foi incluído en 2003 na lista A2 da EPPO (European Plant Protection Organization), e os países membros están invitados a tratar a esta especie como un insecto de cuarentena (EFSA Panel on Plant Health, 2010). A vespiña foi detectada en España en 2012 na provincia de Girona, e posteriormente en todo o noreste peninsular e tamén na provincia de Málaga. En 2014 foi detectada en Galicia, onde xa está a producir uns danos elevadísimos nos castiñeiros de Ourense e Lugo (Pérez-Otero *et al.*, 2017). O control desta especie non é doado, porque as súas larvas se desenvolven no interior de bugallos das xemas apicais das ramas do castiñeiro (Figura 5), onde un control químico é imposible. Tanto en Xapón como en Italia ou Francia, optouse pola introdución dun parasitoide chinés, o *Torymus sinensis*, que parece ser o único mecanismo que permite certa recuperación dos castiñeiros infestados (Quacchia *et al.*, 2008; Ferracini *et al.*, 2014). Sen embargo, existe o risco de que *T. sinensis* afecte ás comunidades de insectos dos bugallos das quercíneas, alterando un ecosistema moi complexo (Nieves-Aldrey & Gil, 2017). Outro importante factor que podería limitar a poboación de *D. kuriphilus* é a presenza de parasitoides nativos que poidan atacar a súas larvas no interior dos bugallos. Desgraciadamente a taxa de parasitismo alcanzada por estes himenópteros beneficiosos é moi baixa (entre 0.27% e 4.84%), o cal impide podelos utilizar para un programa de control biolóxico efectivo (Santolamazza-Carbone *et al.*, 2018).

Debemos mencionar aquí outro insecto invasor que está producindo enormes danos económicos, neste caso sobre o sector apícola, a avespa asiática (*Vespa velutina*), que se engaden aos danos indirectos por impactos nos servizos ecosistémicos que proporcionan os insectos, ao ser un depredador voraz destes. Ademais, pola súa agresividade defendendo o niño, é un animal perigoso que xa determinou de varias persoas en Galicia. *Vespa velutina* foi detectada en Francia por vez primeira en 2005 (Haxaire *et al.*, 2006). Aparentemente a introdución deriva da chegada dunha única raíña hibernante, que puido ser transportada de forma accidental en mercadorías procedentes da China en 2004 (Villemant *et al.*, 2006). De feito os estudos xenéticos suxiren un único evento de introdución, cun único individuo, unha femia posiblemente fertilizada por varios machos (Arca *et al.*, 2015). A expansión en Francia foi rapidísima, e xa se detectou en España en 2010, e en Galicia en 2012. Os impactos de *V. velutina* sobre as colmeas son moi graves, debido a que este véspido especialízase en capturar

abellas. Este feito determina unha redución das visitas ás fontes de néctar (Tan *et al.* 2013), conducindo incluso a morte da colonia ao non ter capacidade de recoller suficiente alimento para o inverno, coas perdas asociadas de produción de mel e servizos de polinización. As

introducións accidentais dos véspidos están normalmente asociadas á importación de mercadorías, o que implica a necesidade de mellorar os sistemas de control nas fronteiras, xa que unha vez que as especies se instalan, a súa erradicación é practicamente imposible.



Figura 5- Pupa de *Dryocosmus kuriphilus*, que se desenvolve en bugallos no castiñeiro, onde produce diminucións de produtividade de froitos que poden superar o 80%. Foto: Adolfo Cordero

Conclusión

Un dos efectos mais importantes da globalización dende o punto de vista do funcionamento dos ecosistemas, é a enorme facilidade para o transporte de mercadorías a longa distancia, o que permite múltiples vías de entrada para as especies exóticas de insectos e outros invertebrados, que poden chegar a converterse en invasoras. A fascinación polos organismos exóticos foi unha constante ao longo da historia da humanidade, ata o punto de que moitos reis da antigüidade consideraban un símbolo de status e de poder, dispoñer nas súas coleccións de animais traídos de zonas moi alonxadas, ou incorporar aos xardíns as plantas mais exóticas, algo que continúa na actualidade. Moitas plantas exóticas producen flores de extraordinaria beleza, e isto é unha das principais razóns para que esas especies sexan importadas de forma deliberada. *O exótico é belo.*

Unha vez que as especies exóticas se aclimatan ás novas condicións, algunhas delas conseguen converterse en invasoras. Por iso non hai que considerar que tódolos organismos exóticos representan un problema, pero si é evidente que os riscos de invasión son moito maiores en certas especies. A introdución constante e sen control de plantas exóticas (e de moitos invertebrados que pasan desapercibidos) desestrutura os ecosistemas nativos, un feito particularmente grave nas illas. No caso das illas dos Azores, a presenza humana determinou unha desaparición de numerosas comunidades nativas, e a súa substitución por unha amalgama sorprendente de plantas de case calquera zona do mundo (Figura 6). Esas comunidades exóticas son visualmente incluso harmónicas, e poden considerarse de certa beleza, pero *son un síntoma da profunda degradación dos ecosistemas nativos*, que posúen tamén especies moi fermosas e de elevada singularidade.



Figura 6- Paisaxe da Caldeira Velha, área protexida na illa de São Miguel, Azores. Todas as plantas que se poden identificar na imaxe son exóticas, e proceden de varios continentes. Na parte superior esquerda se distinguen exemplares da Acacia negra (*Acacia melanoxylon*), nativa de Australia; no fondo, eucaliptos (*Eucalyptus globulus*), tamén de Australia; no centro un fento arborescente australiano (*Sphaeropteris cooperi*); a dereita *Cryptomeria japonica*, nativa de Xapón; en primeiro termo, a esquerda, *Phytolacca americana*, nativa de Norteamérica; a dereita dúas plantas ornamentais naturalizadas (*Hedychium gardnerianum*), nativa do Himalaia e Nepal e o híbrido artificial *Tritonia x crocosmiflora*. Foto: Adolfo Cordero

En conclusión, os posibles efectos da introdución dunha ou poucas especies de invertebrados son moi difíciles de predicir, e se os efectos son negativos, é practicamente imposible controlalos, dada as elevadas abundancias dos invertebrados. As distintas accións contra as especies exóticas invasoras que se adoptaron no territorio galego revela o escaso coñecemento sobre a bioloxía destas especies, as relacións que establecen coas especies autóctonas, e o contexto socioeconómico e cultural no que se desenvolve a invasión. Se queremos evitar a desaparición da nosa fauna e flora ameazada, neste intre é expresamente necesario evitar a introdución destas especies en áreas protexidas e de elevado valor ecolóxico, e tentar de limitar a súa dispersión. A mellor estratexia é obviamente a detección temperá e un control nas primeiras etapas da invasión.

Bibliografía

- Alahmadi, S.S., Ouf, S.A., Ibrahim, R.A. & El-shaikh, K.A. (2012) Possible control of Date Palm Stag Beetle, *Lucanus cervus* (L.) (Coleoptera: Lucanidae), using gut protease inhibitors of different bio-control agents. *Egyptian Journal of Biological Pest Control*, 22, 93–101.
- Alan Pounds, J., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P.L., Foster, P.N., et al. (2006) Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439, 161–167.
- Arca, M., Mougél, F., Guillemaud, T., Dupas, S., Rome, Q., Perrard, A., et al. (2015) Reconstructing the invasion and the demographic history of the yellow-legged hornet, *Vespa velutina*, in Europe. *Biological Invasions*, 17, 2357–2371.

- Bernardo, U., Iodice, L., Sasso, R., Tutore, V.A., Cascone, P. & Guerrieri, E. (2013) Biology and monitoring of *Dryocosmus kuriphilus* on *Castanea sativa* in Southern Italy. *Agricultural and Forest Entomology*, 15, 65–76.
- Cella, E., Riva, E., Salemi, M., Spoto, S., Vita, S., Fogolari, M., et al. (2017) The new Chikungunya virus outbreak in Italy possibly originated from a single introduction from Asia. *Pathogens and Global Health*, 1–3.
- Clavero, M. (2013) ¿Y si el cangrejo de río no fuera tan autóctono? *Quercus*, 334, 28–36.
- Cobo, F., Vieira-Lanero, R. & Servia, M.J. (2011) Turistas indeseados. Ritmo de entrada de especies exóticas en los medios acuáticos gallegos en el último siglo. *Cuadernos de Biodiversidad*, 34, 8–11.
- Cordero-Rivera, A. (2012) Bosques e plantacións forestais: dous ecosistemas claramente diferentes. *Recursos Rurais Serie Cursos*, 6, 7–17.
- Cordero-Rivera, A. (2017) Behavioral diversity (ethodiversity): a neglected level in the study of biodiversity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 1–7.
- Cordero-Rivera, A. & Galicia-Mendoza, D. (2017) Importancia de la Etología en la conservación de insectos. *Ecosistemas*, 26, 13–20.
- Cordero, A., Malvar, R.A., Butrón, A., Revilla, P., Velasco, P. & Ordás, A. (1998) Population dynamics and life-cycle of corn borers in South Atlantic European Coast. *Maydica*, 43, 5–12.
- Dembilio, Ó. & Jacas, J.A. (2011) Basic bio-ecological parameters of the invasive Red Palm Weevil, *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Curculionidae), in Phoenix canariensis under Mediterranean climate. *Bulletin of Entomological Research*, 101, 153–163.
- Dixon, W.N., Burns, R.E. & Stange, L.A. (1986) Oriental chestnut gall wasp, *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu (Hymenoptera: Cynipidae). *Entomology Circular*, Division of Plant Industry, Florida Department of Agriculture and Consumer Services, 287, 2.
- EFSA Panel on Plant Health. (2010) Risk assessment of the oriental chestnut gall wasp, *Dryocosmus kuriphilus* for the EU territory and identification and evaluation of risk management. *EFSA J*, 8, 1–2.
- Ferracini, C., Gonella, E., Ferrari, E., Saladini, M.A., Picciau, L., Tota, F., et al. (2014) Novel insight in the life cycle of *Torymus sinensis*, biocontrol agent of the chestnut gall wasp. *BioControl*, 60, 169–177.
- Francis, R.M., Nielsen, S.L. & Kryger, P. (2013) Varroa-virus interaction in collapsing honey bee colonies. *PLoS ONE*, 8, e57540.
- Galindo, F., Alonso, F. & Diéguez, J. (2014) Cangrejo de río: la ciencia sí es aval de su carácter nativo. *Quercus*, 342, 74–79.
- Giraud, T., Pedersen, J.S. & Keller, L. (2002) Evolution of supercolonies: The Argentine ants of southern Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99, 6075–6079.
- Haxaire, J., Bouguet, J.-P. & Tamisier, J.-P. (2006) *Vespa velutina* Lepeletier, 1836, une redoutable nouveauté pour la faune de France (Hym., Vespidae). *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 111, 194.
- Hurley, B.P., Garnas, J., Wingfield, M.J., Branco, M., Richardson, D.M. & Slippers, B. (2016) Increasing numbers and intercontinental spread of invasive insects on eucalypts. *Biological Invasions*, 18, 921–933.
- Iglesias, R., García-Estévez, J.M., Ayres, C., Acuña, A. & Cordero-Rivera, A. (2015) First reported outbreak of severe spirorchidiasis in *Emys orbicularis*, probably resulting from a parasite spillover event. *Diseases of Aquatic Organisms*, 113, 75–80.
- Jeger, M., Bragard, C., Caffier, D., Candresse, T., Chatzivassiliou, E., Dehnen-Schmutz, K., et al. (2018) Pest categorisation of the *Gonipterus scutellatus* species complex. *EFSA Journal*, 16, 1–34.
- Kenis, M. & Branco, M. (2010) Impact of alien terrestrial arthropods in Europe. Chapter 5. *BioRisk*, 4, 51–71.
- Lodge, D.M. & Shrader-Frechette, K. (2003) Nonindigenous species: ecological explanation, environmental ethics, and public policy. *Conservation Biology*, 17, 31–37.
- Mapondera, T.S., Burgess, T., Matsuki, M. & Oberprieler, R.G. (2012) Identification and molecular phylogenetics of the cryptic species of the *Gonipterus scutellatus* complex (Coleoptera: Curculionidae: Gonipterini). *Australian Journal of Entomology*, 51, 175–188.
- Medlock, J.M., Hansford, K.M., Schaffner, F., Versteirt, V., Hendrickx, G., Zeller, H., et al. (2012) A review of the invasive mosquitoes in Europe: ecology, public health risks, and control options. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 12, 435–447.
- Nieves-Aldrey, J.L. & Gil, D. (2017) La avispa del castaño ha llegado a España desde Asia oriental. *Quercus*, 382, 32–37.
- Pace, M.L., Cole, J.J., Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. (1999) Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 483–488.
- Paupy, C., Delatte, H., Bagny, L., Corbele, V. & Fontenille, D. (2009) *Aedes albopictus*, an arbovirus vector: From the darkness to the light. *Microbes and Infection*, 11, 1177–1185.

- Pérez-Otero, R., Crespo, D. & Mansilla, J.P. (2017) *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu, 1951 (Hymenoptera: Cynipidae) in Galicia (NW Spain): pest dispersion, associated parasitoids and first biological control attempts. *Archivos Entomológicos*, 17, 439–448.
- Pérez-Otero, R., Mansilla, J.P. & Lamelo, R.J. (2012) Primera cita del picudo rojo de las palmeras, *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier 1790) (Coleoptera: Curculionidea: Dryophthoridae), en Galicia (NO de la Península Ibérica). *Archivos Entomológicos*, 8, 97–101.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D., Approximately, H.E., Species, N., et al. (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, 50, 53–65.
- Polis, G.A., Sears, A.L.W., Huxel, G.R., Strong, D.R. & Maron, J. (2000) When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in Ecology and Evolution*, 15, 473–475.
- Quacchia, A., Moriya, S., Bosio, G., Scapin, I. & Alma, A. (2008) Rearing, release and settlement prospect in Italy of *Torymus sinensis*, the biological control agent of the chestnut gall wasp *Dryocosmus kuriphilus*. *BioControl*, 53, 829–839.
- Rivas-Rodríguez, S., Servia, M.J., Vieira-Lanero, R. & Cobo, F. (2010) Vectores, antigüedad y procedencia de las especies alóctonas de agua dulce naturalizadas en Galicia. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 19, 49–67.
- Rodríguez, J., Thompson, V., Rubido-Bará, M., Cordero-Rivera, A. & González, L. (2019) Herbivore accumulation on invasive alien plants increases the distribution range of generalist herbivorous insects and supports proliferation of non-native insect pests. *Biological Invasions*, 21, 1511–1527. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01913-1>
- Rolán, E. & Bañón, R. (2008) Especies invasoras marinas en Galicia: problemática y medidas. *Noticiario SEM*, 49, 56–58.
- Santolamazza-Carbone, S., Luna-Grande, F., Cordero-Rivera, A., Nieves-Aldrey, J.L. & Cuenca Valera, B. (2018) Los enemigos naturales de la avispa asiática del castaño (*Dryocosmus kuriphilus*) en Galicia. *Phytoma España*, en prensa.
- Santolamazza-Carbone, S., Pestaña Nieto, M., Pérez Otero, R., Mansilla Vázquez, P. & Cordero-Rivera, A. (2009) Winter and spring ecology of *Anaphes nitens*, a solitary egg-parasitoid of the Eucalyptus snout-beetle *Gonipterus scutellatus*. *BioControl*, 54, 195–209.
- Santolamazza, S., Eritja, R., Aranda, C., Lucientes, J., Roiz, D. & R, M. (2005) Ecología del mosquito tigre, una nueva especie para Europa. *Quercus*, 235, 20–26.
- Verdú, J.R., Numa, C. & Galante, E. (2011) Atlas y Libro Rojo de Los Invertebrados de España Volumen I : Artrópodos. Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables), I, 721.
- Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L. & Castro, P. (2008) Invasiones biológicas. CSIC, Madrid.
- Villemant, C., Haxaire, J. & Streito, J.-C. (2006) Premier bilan de l'invasion de *Vespa velutina* Lepeletier en France (Hymenoptera, Vespidae). *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 111, 535–538.
- Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Callaway, R.M. & Putten, W.H. Van der. (2011) Terrestrial ecosystem responses to species gains and losses. *Science*, 332, 1273–1277.

Macroalgas invasoras en Galicia (NO Península Ibérica), una historia interminable

Resumen La introducción de especies exóticas es un fenómeno global que afecta tanto al medio terrestre como al marino. Galicia es un punto caliente de introducción de especies exóticas marinas debido a sus más de 1700 km de costa y su gran actividad acuícola y portuaria. Hasta la fecha se conocen cerca de 30 especies de macroalgas presumiblemente exóticas en las costas gallegas. Algunas de ellas, como por ejemplo *Sargassum muticum*, tienen además un fuerte carácter invasor. En el medio marino resulta particularmente difícil valorar los efectos ecológicos y socio-económicos de las especies exóticas, y para prevenir o mitigar el impacto de estas introducciones se aplica, además, legislación desarrollada pensando principalmente en organismos terrestres y que no tiene en cuenta la particular idiosincrasia de los marinos, en especial las macroalgas.

Palabras clave especies exóticas invasoras, macroalgas marinas, impacto ecológico, control y manejo.

Invasive seaweeds in Galicia (NW Iberia), a never-ending history. Abstract The introduction of alien species is a global phenomenon that affects both terrestrial and marine environments. Galicia is a hot spot for the introduction of exotic marine species due to its more than 1700 km of coastline and its great aquaculture and portuary activity. To date there are about 30 species of alien seaweeds in the Galician coasts. Some of them, such as *Sargassum muticum*, also have a strong invasive character. In the marine environment, it is particularly difficult to assess the ecological and socio-economic effects of exotic species, and regional laws and regulations to prevent or mitigate the impact of these invaders are developed mainly thought of terrestrial organisms and do not take into account the particular idiosyncrasies of marine organisms, especially the seaweeds.

Key words exotic invasive species, seaweeds, ecological impact, control and management.

Introducción

Fue en 1933 cuando nuestro gran ficólogo Faustino Miranda González (1905-1964) identificó en la ría de Pontevedra la primera macroalga exótica de la flora de Galicia: *Asparagopsis armata* (Miranda 1934). Tuvieron que pasar más de cuarenta años para que se citaran otras dos nuevas especies exóticas: *Sargassum muticum* y *Codium fragile* (Pérez-Cirera et al. 1989). A partir de ese año se multiplicaron los hallazgos de este tipo de nuevos inmigrantes en nuestras costas. Tal es así que ahora se puede decir que en Galicia hay unas 30 especies que pueden ser así consideradas (Tabla 1); es decir, cerca del 5%

de nuestra flora de macroalgas (Bárbara et al. 2005). Este incremento en especies alóctonas podría parecer alarmante, pero en realidad es en gran parte debido a la mejora de las técnicas de identificación de especies y el importante esfuerzo investigador realizado en los últimos años sobre nuestra biodiversidad marina.

La introducción de especies exóticas invasoras (EEI) es uno de los principales fenómenos responsables de la pérdida global de biodiversidad (Sala et al. 2000). Se estima que en Europa hay cerca de 11.000 EEI (DAISIE 2009). Debido a la inherente conectividad del medio marino, el fenómeno de la introducción de EEI en el mismo es particularmente notorio y difícil de gobernar (Ruiz et al. 1997). Además, la

detección de nuevas introducciones en este medio suele ser muy difícil, debido a la compleja sistemática de muchos taxones, por lo que las introducciones crípticas son muy frecuentes (Carlton & Geller 1993). Por otra parte, determinar con exactitud el carácter exótico de una especie suele ser difícil, catalogándolas por ello muchas veces como especies criptogénicas (Carlton 1996, 2009); es decir, de origen incierto. Estas especies criptogénicas son frecuentemente crípticas; es decir, que son prácticamente indistinguibles morfológicamente de otras especies, o son muy pequeñas, pertenecen a grupos taxonómicos mal estudiados o suelen vivir en hábitats poco explorados. Es además frecuente que hayan sido descritas varias veces con distinto nombre en diferentes partes del mundo (Minieur et al. 2012a).

La presencia de especies crípticas y criptogénicas en el mundo de las macroalgas marinas es especialmente notoria debido a que estos organismos muchas veces son de morfología tan sencilla que apenas tienen caracteres diagnósticos diferenciales y presentan, además, una gran plasticidad morfológica. Pero gracias sobre todo al desarrollo y aplicación de nuevas técnicas genéticas, en los últimos años se ha facilitado enormemente tanto la diferenciación de especies crípticas como el conocimiento de su verdadero origen. Por ejemplo, mediante estas técnicas se pudo certificar la presencia de la especie exótica *Ulva australis*, originaria del Pacífico, en varias localidades de las costas peninsulares (Couceiro et al. 2011). Igualmente se sabe ahora que una especie tan “genuinamente europea” como *Ulva compressa*, descrita por Linneo (1753) probablemente a partir de ejemplares de las costas de Inglaterra (Hayden et al. 2003), en realidad es originaria de Oceanía, ya que es allí donde exhibe, de lejos, una mayor diversidad genética (Kirkendale et al. 2013).

Se estima que hay unas 350 especies de macroalgas exóticas o que se consideran criptogénicas en una o varias regiones del mundo, y en conjunto suponen entre el 20% y 30% de las EEI del medio marino (Thomsen et al. 2016). Muchas de estas especies están presentes en su área no nativa desde hace ya muchos años, por lo que ahora son consideradas ya como parte de la biota natural e, incluso, tienen una gran importancia económica y/o cultural (Davis et al. 2011).

Vectores de introducción de las especies exóticas marinas

Cualquier especie foránea llega a un nuevo territorio gracias a que ha podido franquear las barreras biogeográficas que impedían su dispersión con la ayuda de un vector. El vector más importante de introducción de especies exóticas en el medio marino es la navegación comercial, seguido de la acuicultura, los canales artificiales de navegación y la

acuariofilia (Molnar et al. 2008). Por ello la estrecha asociación de determinadas especies de macroalgas con hábitats artificiales suele ser un indicador general de su carácter exótico (Chapman & Carlton 1991). El área de distribución nativa de la mayor parte de las macroalgas introducidas en Europa, y por ende en Galicia, es el océano Pacífico; principalmente por la importación desde este océano de semilla de distintos moluscos, en especial de la ostra japonesa (*Crassostrea gigas*), que actuó como uno de los más importantes vectores de introducción de estas especies (Farnham 1980).

Galicia es la región Española con la mayor producción acuícola, unas 250.000 t/año de mejillones y otros moluscos y cerca de 7.500 t/año de rodaballo y otros peces (Xunta de Galicia 2016). Además, a lo largo de sus 1720 km de línea de costa hay 5 grandes puertos comerciales y 122 puertos de pesca y deportivos (Ente Público Portos de Galicia 2013). Por todo ello no es extraño que a nivel europeo sea un “punto caliente” para la introducción de especies foráneas. Prácticamente todas las macroalgas exóticas citadas en las costas atlánticas europeas están presentes en alguna parte del litoral gallego (Bárbara et al. 2005, 2008), o incluso han sido encontradas y descritas como especies nuevas para la ciencia en él, como las pequeñas algas rojas crípticas y criptogénicas *Melanothamnus pseudoforcipatus*, *Polysiphonia delicata* y *P. radiata* (Díaz-Tapia et al. 2017).

Carácter invasor de las macroalgas exóticas

La identificación de las características biológicas que hacen que una especie exótica sea invasora es un verdadero reto científico. En líneas generales se considera que las EEI tienen una alta plasticidad genética o fenotípica y un amplio nicho ecológico, lo que les permite sobrevivir a su introducción, establecerse y dispersarse en su nuevo territorio (Newsome & Noble 1986; Williamson & Fitter 1996). Muchas veces suelen ser especies oportunistas con altas tasas de crecimiento, gran esfuerzo reproductivo y un masivo reclutamiento (Valentine et al. 2007). Pero la disponibilidad de recursos como luz, nutrientes o espacio disponible en el nuevo territorio -disponibilidad que generalmente es el resultado de una perturbación ambiental- es también un factor clave para el éxito de una invasión (Levine & D'Antonio 1999). Particularmente las macroalgas exóticas de mayor carácter invasor suelen ser aquellas que por su gran talla y permanencia en el litoral actúan como ingenieros ecosistémicos capaces de modificar el ambiente alterando las comunidades indígenas, lo que puede acarrear significativos impactos ecológicos o socio-económicos (Thomsen et al. 2009). Un buen ejemplo de este tipo de especies en Galicia es el alga parda *Sargassum muticum* (Figura 1), que por su

abundancia y negativos efectos no pasa inadvertida, tanto es así que hasta tiene distintos nombres comunes como “a xaponesa” o “cola de raposo”.

Por otro lado hay que tener en cuenta que el carácter invasor de las especies exóticas pueden cambiar con el tiempo (Lee 2002; Prentis et al. 2008). Por ejemplo, se sabe que en el género de algas rojas *Asparagopsis*, del que se reconocen dos morfo-especies (*A. armata* y *A. taxiformis*), existe una críptica diversidad genética en constante evolución, y que algunos de sus linajes presentan un carácter invasor muy superior al de otros (Zanolla et al. 2004). Esto podría explicar que la especie de macroalga invasora más antigua de Galicia, *Asparagopsis armata*, en los últimos años muestre un carácter mucho más agresivo y, por ello, haya sido incluida en el catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE 2013). También frecuente que muchas especies que inicialmente tienen un fuerte carácter invasor con el tiempo lo vayan perdiendo debido a un mayor control de sus poblaciones por parte de los depredadores, parásitos o patógenos; el conocido como fenómeno de auge y caída (Hawkes 2007).

Impacto ecológico y socio-económico de las macroalgas exóticas invasoras

Los efectos negativos de las EEI sobre las comunidades nativas suelen ser debidos a procesos de competencia por los recursos, como por ejemplo los nutrientes, la luz o el sustrato. Pero la evaluación real de sus efectos es un tema muchas veces controvertido, sobre todo cuando estas especies tienen valor económico y se mezcla este juicio con otros intereses. El alga parda *Undaria pinnatifida* (Figura 2), originaria del Pacífico noroeste y presente en Galicia desde 1988 (Cremades Ugarte 1995) es un buen ejemplo de ello por ser la tercera especie en importancia mundial como macroalga alimentaria (Cremades Ugarte et al. 2006). Esta especie, incluida en la versión consolidada del catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE 2013) es, además, una de las dos únicas macroalgas (junto con la verde *Caulerpa taxifolia*) incluidas también por la UICN en la lista de las 100 EEI más nocivas del mundo (Lowe et al. 2000). Sin embargo, estudios recientes indican en muchas



Figura 1- Intermareal rocoso en San Cibrao (Lugo) totalmente infestado por *Sargassum muticum*

partes del mundo que *U. pinnatifida* no suele actuar como una especie clave (“conductora”), sino más bien como una especie redundante (“pasajera”), ocupando un nicho vacío o beneficiándose de la disponibilidad temporal de nutrientes debido a un estrés ecosistémico y teniendo, por ello, un impacto limitado en las comunidades indígenas (Epstein & Smale 2017). Esta es la causa de que la invasión por *U. pinnatifida* solo parezca tener un claro impacto ecológico en aquellas áreas donde no existen especies nativas funcionalmente similares; aunque este impacto no

tiene por qué ser negativo. Así algunos trabajos demuestran que su presencia puede aumentar la diversidad de la macrofauna bentónica en ambientes poco diversos (Irigoyen et al. 2011). De manera análoga, en una bahía altamente contaminada y de muy baja biodiversidad del mar Jónico esta especie tiene, al parecer, una función ecológica positiva al incrementar la producción primaria suministrando alimento y refugio a otros organismos (Cecere et al. 2000).



Figura 2- Recolección en apnea de *Undaria pinnatifida* (“wakame”) para su comercialización como alga alimentaria

Otro claro ejemplo de las dudas que se plantean a la hora de valorar los efectos sobre el ecosistema de la presencia de *U. pinnatifida* es el cambio en la política de su gestión en Nueva Zelanda, un país con una gran preocupación sobre el fenómeno de las introducciones biológicas. Desde su introducción accidental en este país solo se permitía comercializarla cuando era recogida en campañas de control o como captura acompañante de otros recursos marinos, como por ejemplo el cultivo de mejillón. Sin embargo, desde 2010 se permite además recolectarla

también de sustratos artificiales, de sus arribazones en las playas e, incluso, cultivarla en determinados polígonos de cultivos marinos en lo que ya abunda (MAF 2010). Solo permanece prohibido recolectarla en sustratos naturales si no es dentro de un programa de control o como captura acompañante de otros recursos marinos, más que nada por el peligro de que su cosecha pueda perturbar o eliminar especies nativas de dosel facilitando un aumento en su abundancia. Se supone por otra parte que cualquier daño colateral asociado a su cosecha dentro de un adecuado

programa de control siempre será menor que el beneficio ambiental obtenido por el mismo (MAF 2010).

De las especies de macroalgas presentes en Galicia e incluidas en el catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE 2013) es sin duda *Sargassum muticum*, por su gran tamaño, abundancia y amplia repartición geográfica la especie más perniciosa. Después de su introducción en las costas inglesas en 1973 (Farnham et al. 1973) se dispersó rápidamente por gran parte de las costas atlánticas y mediterráneas europeas, a pesar de ello no está en el mencionado catálogo de las 100 EEI más dañinas según la UICN (Lowe et al. 2000). El primer registro de esta especie en Galicia fue en 1986 (Pérez-Cirera et al. 1989) y gracias a su ciclo de vida y gran potencial de dispersión marginal en pocos años colonizó todas aquellas localidades donde es capaz de vivir; es decir, que ya hace años que ha alcanzado su clímax. Aunque algunos autores encuentran que los efectos negativos de esta especie sobre las comunidades nativas son limitados (Olabarria et al. 2009), otros autores los consideran importantes y afectando, además, a distintos niveles tróficos, sobre todo cuando se encuentra en altas densidades (Britton-Simmons 2004; Staehr et al. 2000). Por otra parte es una especie con escaso o nulo interés comercial y que genera muchas pérdidas económicas en la navegación, pesca, acuicultura y explotación turística del litoral (Verlaque 2001).

Es de destacar que en algunos casos las EEI pueden incluso jugar un importante papel en la conservación de la naturaleza del nuevo territorio en el que se introducen. Por ejemplo, pueden servir para la restauración de hábitats reemplazando funcionalmente a una especie nativa extinta. Este es el caso de *Agarophyton vermiculophyllum*, un alga roja presente en Galicia y que paradójicamente también está incluida en el catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE 2013) pero que, sin embargo, puede tener un positivo impacto ecológico al sustituir funcionalmente a las fanerógamas marinas extintas en estuarios muy degradados (Ramus et al. 2017). En otros casos estas EEI pueden proteger a especies con alto valor de conservación o, incluso, actuar como control biológico de especies aún más perniciosas (Schlaepfer et al. 2011, 2012).

Prevención y manejo de las introducciones de macroalgas exóticas invasoras

La introducción de nuevas macroalgas exóticas como ya se comentó anteriormente está ligada principalmente a la acuicultura y navegación, por lo que la monitorización periódica de las instalaciones acuícolas, puertos comerciales, deportivos y marinas puede ser una buena manera de detectar tempranamente estas introducciones

(Arenas et al. 2006; Minieur et al. 2012b). Una rápida respuesta frente a una nueva introducción puede permitir su erradicación con un bajo gasto de recursos (Beric & MacIsaac 2015), pero esto raramente se aplica ya que el reconocimiento temprano de la presencia de una macroalga exótica invasora suele ser difícil.

Una estrategia inteligente de gestión de las EEI consideradas como especies redundantes (“pasajeras”) es no actuar directamente sobre ellas, sino sobre las causas que generan estrés ecosistémico o alteraciones de hábitats, con el ánimo de mantener, restaurar o incluso promover la diversidad, integridad y resistencia biótica de las comunidades nativas frente a las especies invasoras (Epstein & Smale 2017).

En el caso de *Sargassum muticum* el Descriptor 2 de la Estrategia Marina de la Demarcación Noratlántica (MAPAMA 2012) indica que una vez establecida esta especie la única forma de evitar problemas mayores es su eliminación continua, lo cual es muy costoso y sólo vale la pena llevarlo a cabo, cuando resulta imprescindible, en puntos muy sensibles. Para ello, y según el catálogo nacional de especies exóticas invasoras (BOE 2013) sería necesario elaborar una estrategia de gestión, control y posible erradicación de esta especie, lo que debería pasar por la legalización de su cosecha siguiendo un estricto código de buenas prácticas que minimice tanto los daños colaterales sobre otras especies clave como el mayor crecimiento del stock remanente o el asentamiento de nuevos reclutas (Epstein & Smale 2017). Sería también importante intentar revalorizar la biomasa retirada, pero dado el escaso valor comercial de esta especie solo podría ser rentable su procesamiento industrial dentro del concepto de biorrefinería (Balina et al. 2017).

En el caso de *Undaria pinnatifida*, y en vista de las investigaciones más recientes y de las iniciativas llevadas a cabo en países como Nueva Zelanda, parece que la postura más lógica sería que fuera aceptada como un componente más de la flora de Galicia y se propusiera su exclusión del catálogo nacional de especies invasoras (BOE 2103). La presencia de una especie que en muchos casos se comporta como formadora de hábitat, que es un productor primario de alta tasa de crecimiento, capaz de vivir en un amplio nicho ecológico y que tiene un importante valor comercial, puede acarrear significativos beneficios económicos e, incluso, ambientales (Epstein & Smale 2017); sobre todo si se tiene en cuenta su valor como sumidero de carbono y capacidad de biofiltración en aguas marcadamente eutrofizadas.

El manejo de otras macroalgas invasoras presentes en las costas de Galicia (Tabla 1), y que también están en el catálogo español de especies invasoras (BOE 2013): *Asparagopsis armata*, *Agarophyton vermiculophyllum*, *Grateloupia turuturu* o *Codium fragile* es o inútil o

complejo. *Asparagopsis armata* es una especie que en Galicia está en su clímax de distribución desde hace ya muchos años, tiene una aparición masiva pero fugaz durante determinadas épocas del año y cuenta, además, con un reservorio en forma de esporófito (*Falkenbergia rufolanosa*) igualmente repartido y mucho menos detectable. Además su proliferación en los últimos años, aunque como ya se trató podría tener una base genética, más bien parece ser debida a que es una especie oportunista de carácter meridional que se puede estar viendo favorecida por los fenómenos de cambio global, en particular el calentamiento de las aguas, la degradación de las comunidades nativas y la mayor frecuencia e intensidad de los temporales que simplifican la estructura vertical de las comunidades bentónicas. En el caso de *Agarophyton vermiculophyllum*, como ya se comentó anteriormente, su presencia puede que tenga incluso efectos positivos (Ramus

et al. 2017). Finalmente, en los casos de *Grateloupia turuturu* y *Codium fragile* se corre el riesgo en cualquier programa de control de incidir sobre especies autóctonas de muy difícil distinción y alguna de ellas, como *Grateloupia lanceola*, de gran interés biogeográfico (Bárbara & Cremades 2014; Barreiro et al. 2006).

El resto de macroalgas exóticas o criptogénicas de Galicia tienen ya una menor relevancia como problema ambiental debido en muchos casos a su pequeño tamaño, área de distribución muy restringida o por ser especies crípticas que cumplen las mismas funciones ecológicas que sus congéneres, como es el caso de muchas algas rojas filamentosas de pequeño tamaño pertenecientes de los géneros *Anothrichium*, *Antithamnion*, *Antithamnionella*, *Dasya*, *Dasysiphonia*, *Melanothamnus* o *Polysiphonia* y las algas verdes de los géneros *Ulva* y *Umbraulva*.

Ochrophyta

Colpomenia peregrina Sauvageau
Dictyota cyanoloma Tronholm, De Clerck, A.Gómez -Garreta & Rull Lluch
 **Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt
Scytosiphon dotyi M.J. Wynne
 **Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar

Rhodophyta

Agardhiella subulata (C. Agardh) Kraft & M.J. Wynne
 **Agarophyton vermiculophyllum* (Ohmi) Gurgel, J.N.Norris et Fredericq
Anothrichium furcellatum (J. Agardh) Baldock
Antithamnion densum (Suhr) M.A. Howe
Antithamnionella spirographidis (Schiffner) E.M. Wollaston
Antithamnionella ternifolia (J.D. Hooker & Harvey) Lyle
 **Asparagopsis armata* Harvey [incluye *Falkenbergia rufolanosa* (Harvey) F. Schmitz]
Bonnemaisonia hamifera Hariot [incluye *Trailliella intricata* Batters]
Caulacanthus okamurae Yamada
Chrysomenia wrightii (Harvey) Yamada
Dasya sessilis Yamada
Dasysiphonia japonica (Yendo) H.-S. Kim
Grateloupia subpectinata Holmes
 **Grateloupia turuturu* Yamada
Lomentaria hakodatensis Yendo
Melanothamnus collabens (C. Agardh) Díaz-Tapia & Maggs
Melanothamnus harveyi (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs
Melanothamnus pseudoforcipatus Díaz-Tapia
Polysiphonia delicata Díaz-Tapia
Polysiphonia morrowii Harvey
Polysiphonia radiata Díaz-Tapia
Pyropia suborbiculata (Kjellman) J.E. Shuterland, H.G. Choi, M.S. Hwang & W.A. Nelson

Chlorophyta

**Codium fragile* subsp. *fragile* (Suringar) Hariot
Ulva australis Areschoug
Umbraulva dangeardii M.J. Wynne & G. Furnari

Tabla 1- Macroalgas exóticas o criptogénicas presentes en Galicia. Las precedidas por un asterisco (*) están incluidas en el catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE 2013)

Conclusiones

La introducción de EEI es un hecho difícilmente evitable que está muy ligado al fenómeno de la globalización -que rompe las barreras biogeográficas de muchas especies- y a las perturbaciones que sobre el clima y las comunidades nativas son originadas por las actividades humanas; perturbaciones que se encuadran de una forma grosera en el concepto de “cambio global”.

El impacto ecológico de las invasiones biológicas de macroalgas marinas es muchas veces difícil de valorar debido a un insuficiente conocimiento científico, a que una misma especie puede tener efectos muy distintos, según el territorio en que se integre, y porque muchas veces existen intereses económicos que pueden interferir en el juicio.

Por otra parte, la legislación que se elabora para la prevención y manejo de las invasiones biológicas muchas veces solo copia la desarrollada en otros territorios, suele aplicar conceptos comunes a organismos terrestres de biología muy distinta y muchas veces es promovida por actores con intereses muy focalizados. Aunque hay algunas iniciativas de creación de redes de detección temprana de las introducciones biológicas (véase el anteproyecto de ley de Patrimonio natural de Galicia, pendiente de aprobación), en líneas generales la legislación suele generarse a posteriori, cuando en muchos casos ya hay muy poco que hacer, como por ejemplo en la reciente y masiva invasión de las costas del Estrecho de Gibraltar por la macroalga exótica *Rugulopteryx okamurae* (Altamirano et al. 2016).

Particularmente en el mundo de las introducciones de especies exóticas marinas el catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE 2013) resulta muy rígido, incongruente o muy poco práctico. Sería necesario, por ello, proponer una profunda revisión del mismo, sobre todo porque en su disposición adicional primera indica que la adopción de medidas de gestión, control y posible erradicación por parte de las administraciones públicas de estas especies se adaptará a lo estipulado en los programas de medidas de las estrategias marinas (MAPAMA 2012).

Por otra parte, en la recientemente aprobada proposición de Ley de modificación de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad se define el concepto de especie naturalizada para aquellas especies exóticas introducidas antes de 2007 y establecidas en el ecosistema con carácter permanente de la que no existan indicios ni evidencias de efectos significativos en el medio natural en que habita, presentando además un especial interés, social o económico. Esta modificación, entre otras, abren la puerta a que las Comunidades Autónomas puedan proponer para algunas especies, presentando un informe debidamente justificado, la descatalogación o suspensión del carácter de especie exótica invasora por razones de índole social y económica.

Referencias

- Altamirano Jeschke, M. De La Rosa Álamos, J. & Martínez Medina, F.J. (2016). Arribazones de la especie exótica *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K. Hwang, W.J. Lee & H.S. Kim (Dictyotales, Ochrophyta) en el Estrecho de Gibraltar: primera cita para el Atlántico y España. *Algas*. 52: 20.
- Arenas, F., Bishop, J.D.D., Carlton, J.T., Dyrinda, P.J., Farnham, W.F., González, D.J., Jacobs, M.W., Lambert, C., Lambert, G., Nielsen, S.E., Pederson, J.A., Porter, J.S., Ward, S. & Wood, C.A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. 86: 1329–1337.
- Balina, K., Romagnoli, F. & Blumberg, D. (2017). Seaweed biorefinery concept for sustainable use of marine resources. *Energy Procedia*. 128: 504-511.
- Bárbara, I. & Cremades, J. (2004). *Grateloupia lanceola* versus *Grateloupia turuturu* (Gigartinales, Rhodophyta) en la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 61, 2: 103-118.
- Bárbara, I., Cremades, J., Calvo, S., López-Rodríguez, M.C. & Dosil, J. (2005). Checklist of the benthic marine and brackish Galician algae (NW Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 62: 69–100.
- Bárbara, I., Lee, S.-Y., Peña, V., Díaz, P., Cremades, J., Oak, J.H. & Choi, H.-G. (2008). *Chrysomenia wrightii* (Rhodymeniales, Rhodophyta) a new non-native species for the European Atlantic Coast. *Aquatic Invasions*, 3: 367–375.
- Barreiro, R., Quintela, M., Bárbara, I. & Cremades, J. (2006). RAPD differentiation between and invasive and a native species of *Grateloupia* (Rhodophyta) in Galicia (NW Spain). *Phycologia*. 46: 213-217.
- Beric, B., & MacIsaac, H.J. (2015). Determinants of rapid response success for alien invasive species in aquatic ecosystems. *Biological Invasions*. 17, 11: 3327–3335.
- BOE (2013). Real decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín Oficial del Estado* No. 185, 56764–56786.
- Britton-Simmons, K.H. (2004). Direct and indirect effects of the introduced alga *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Marine Ecology Progress Series*. 277: 61-78.
- Carlton, J.T. (1996). Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*. 77: 1653–1655.

- Carlton, J.T. (2009). Deep invasion ecology and the assembly of communities in historical time. En: Rilov, G. & Crooks, J.A. (Eds.) *Biological invasions in marine ecosystems: ecological, management, and geographic perspectives*. Springer-Verlag, Berlin. 13–56.
- Carlton, J.T. & Geller, J.B. (1993). Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*. 261: 78–82.
- Cecere, E., Petrocelli, A. & Saracino, O.D. (2000). *Undaria pinnatifida* (Fucophyceae, Laminariales) spread in the central Mediterranean: its occurrence in the mar piccolo of Taranto (Ionian Sea, southern Italy). *Cryptogamie, Algologie*. 21, 3: 305–309.
- Chapman, J.W. & Carlton, J.T. (1991). A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology*. 11: 386–400.
- Couceiro, L., Cremades, J. & Barreiro, R. (2011). Evidence for multiple introductions of the Pacific green algae *Ulva australis* Areschough (Ulvales, Chlorophyta) to the Iberian Peninsula. *Botanica Marina*. 54: 391–402.
- Cremades Ugarte, J. (1995). A introdución de algas mariñas alóctonas nas costas de Galiza. *Cerna*. 16: 12–15.
- Cremades Ugarte, J., Freire Gago, Ó. & Peteiro García, C. (2006). Biología, distribución e integración del alga alóctona *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) en las comunidades bentónicas de las costas de Galicia (N.O. Península Ibérica). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 63, 2: 169–187.
- DAISIE (2009). *Handbook of Alien species in Europe*, volume 3 of invading nature – Springer series in invasion ecology. Netherlands: Springer, 399 pp.
- Davis, M.A., Chew, M.K., Hobbs, R.J., Lugo, A.E., Ewel, J.J., Vermeij, G.J., ... Briggs, J.C. (2011). Don't judge species on their origins. *Nature*. 474, 7350: 153–154.
- Díaz-Tapia, P., Bárbara, I., Cremades, J., Verbruggen, H. & Maggs, C.A. (2017). Three new cryptogenic species in the tribe Polysiphonieae (Rhodomelaceae, Rhodophyta). *Phycologia*. 56, 6: 605–623.
- Ente Público Portos de Galicia (2013). Informe de Xestión. <http://www.portosdegalicia.gal>.
- Epstein, G. & Smale, D.A. (2017). *Undaria pinnatifida*: A case study to highlight challenges in marine invasion ecology and management. *Ecology and Evolution*. 2017, 00:1–19 (doi: 10.1002/ece3.3430).
- Farnham, W.F. (1980). Studies on aliens in the marine flora of Southern England. En: Price, J.H., Irvine, D.E.G. & Farnham, W.F. (Eds.) *The shore environment 2. Ecosystems*. Academic Press. London. 875–914.
- Farnham, W.F., Fletcher, R. & Irvine, L.M. (1973). Attached *Sargassum muticum* found in Britain. *Nature*. 243: 231–232.
- Hawes, C.V. (2007). Are invaders moving targets? The generality and persistence of advantages in size, reproduction, and enemy release in invasive plant species with time since introduction. *American Naturalist*. 170: 832–843.
- Hayden, H.S., Blomster, J., Maggs, C.A., Silva, P.C., Stanhope, M.J. & Waaland, J.R. (2003). Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *European Journal of Phycology*. 38, 3: 277–294.
- Irigoyen, A.J., Trobbiani, G., Sgarlatta, M.P., & Raffo, M.P. (2011). Effects of the alien algae *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) on the diversity and abundance of benthic macrofauna in Golfo Nuevo (Patagonia, Argentina): potential implications for local food webs. *Biological Invasions*. 13, 7: 1521–1532.
- Kirkendale, L., Saunders, G.W. & Winberg, P. (2013). A molecular survey of *Ulva* (Chlorophyta) in temperate Australia reveals enhanced levels of cosmopolitanism. *European Journal of Phycology*. 49, 1: 69–81.
- Lee, C.E. (2002). Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology & Evolution*. 17, 8: 386–391.
- Levine, J.M. & D'Antonio, C.M. (1999). Elton revisited: A review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*. 87, 1: 15–26.
- Linnaeus, C. (1753). *Species plantarum...* Vol. 2. Holmiae.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjekas, S. & De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 11 pp.
- MAF (2010). The commercial use of *Undaria pinnatifida* an exotic Asian seaweed. MAF Biosecurity New Zealand Information Paper No: 2010/02, Ministry of Agriculture and Forestry, 11 pp.
- MAPAMA (2012). Estrategia marina demarcación marina noratlántica. Parte IV. Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 2: Especies alóctonas. Evaluación inicial y buen estado ambiental. Madrid, 73pp.
- Minieur, F., Cook, E.J., Minchin, D., Bohn, K., Macleod, A. & Maggs, C.A. (2012a). Changing coasts: marine aliens and artificial structures. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 50: 187–232.
- Minieur, F., Le Roux, A., Stegenga, H., Verlaque, M. & Maggs, C.A. (2012b). Four new exotic red seaweeds on European shores. *Biological Invasions*. 14: 1635–1641.

- Miranda, F. (1934). Materiales para una flora marina de las rías bajas gallegas. Boletín de la Sociedad Española de Historia Natural. 34: 165-180.
- Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C. & Spalding, M.D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 6, 9: 485-492.
- Newsome & Noble (1986). Ecological and physiological characters of invading species. En: Groves, R.H & Burdon, J.J. (Eds.) *Ecology of Biological Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp: 1-20.
- Olabarria, C., Rodil, I.F., Incera, M. & Troncoso, J.S. (2009). Limited impact of *Sargassum muticum* on native algal assemblages from rocky intertidal shores. *Marine Environmental Research*. 67, 3: 153-158.
- Pérez-Cirera, J.L., Cremades, J. & Bárbara, I. (1989). Precisiones sistemáticas y sinecológicas sobre algunas algas nuevas para Galicia o para las costas atlánticas de la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 46, 1: 35-45.
- Prentis, P.J., Wilson, J.R.U., Dormontt, E., Richardson, D.M. & Lowe, A.J. (2008). Adaptative evolution in invasive species. *Trends in Plant Science*. 13, 6: 288-294.
- Ramus, A.P., Silliman, B.R., Thomsen, M.S. & Long, Z.T. (2017). An invasive foundation species enhances multifunctionality in a coastal ecosystem. *PNAS*. 114, 32: 8580-8585.
- 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. *American Zoologist*. 37, 6: 621-632.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R. & Wall, D.H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year. *Science*. 287, 5459: 1770-1774.
- Schlaepfer, M.A., Sax, D.F., & Olden, J. D. (2011). The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology*. 25, 3: 428-437.
- Schlaepfer, M.A., Sax, D.F. & Olden, J.D. (2012). Toward a more balanced view of non-native species. *Conservation Biology*. 26, 6: 1156-1158.
- Staeher, P.A., Pedersen, M.F., Thomsen, M.S., Wernberg, T. & Krause-Jensen, D. (2000). Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series*. 207: 79-88.
- Thomsen, M.S., Wernberg, T., South, P.M. & Schield, D.R. (2016). Non-native seaweeds drive changes in marine coastal communities around the world. En: Hu, Z. M. & Fraser, C. (Eds.) *Seaweed phylogeography, adaptation and evolution of seaweeds under environmental change*. Springer, Dordrecht. 147-185.
- Thomsen, M.S., Wernberg, T., Tuya, F. & Silliman, B.R. (2009). Evidence for impacts of nonindigenous macroalgae: A meta-analysis of experimental field studies. *Journal of Phycology*. 45, 4: 812-819.
- Valentine, J.P., Magierowski, R.H. & Johnson, C.R. (2007). Mechanisms of invasion: Establishment, spread and persistence of introduced seaweed populations. *Botanica Marina*. 50, 5-6: 351-360.
- Verlaque, M. (2001). Checklist of the macroalgae of the Thau Lagoon (Hérault, France), a hotspot of marine species introduction in Europe. *Oceanologica Acta*. 24: 29-49.
- Williamson, M.H. & Fitter, A. (1996). The characters of successful invaders. *Biological Conservation*. 78, 1-2: 163-170.
- Xunta de Galicia. 2016. Anuario de acuicultura. (<http://www.pescadegalicia.gal>).
- Zanolla M., R. Carmona, J. De la Rosa, N. Salvador, A.R. Sherwood, N. Andreakis, and M. Altamirano (2014) Morphological differentiation of cryptic lineages within the invasive genus *Asparagopsis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta). *Phycologia* 53(3): 233-242.

Jaime Fagúndez

BioCost research group. Universidade da Coruña
e-mail: jaime.fagundez@udc.es

Plantas exóticas invasoras en Galicia. Doce años de avances en el conocimiento

Resumen Doce años después de la publicación de la obra “Plantas invasoras de Galicia” (Fagúndez y Barrada 2007), el fenómeno de las especies exóticas con comportamiento invasor continúa siendo uno de los principales problemas ambientales en la comunidad gallega. Los avances en el conocimiento alcanzados en estos años han dado lugar a una mayor participación social, un desarrollo normativo específico y un notable aumento en el esfuerzo de la investigación científica. A pesar de éstos avances el número de exóticas invasoras continúa aumentando, las poblaciones en lugares sensibles se expanden y sus efectos indirectos, como el aumento en la frecuencia de incendios, se manifiestan con mayor intensidad. Las futuras actuaciones para un control efectivo de las especies exóticas invasoras deben incluir la mejora en la detección temprana, evitar la degradación de los hábitats naturales, una restauración ecológica efectiva de los espacios degradados y el desarrollo de nuevas estrategias de lucha, como el control biológico, para limitar el efecto de estas invasiones.

Palabras clave especies exóticas invasoras, incendios forestales, regeneración, restauración ecológica, control biológico.

Invasive exotic plants in Galicia. Twelve years of advances in knowledge.

Abstract Twelve years after the publication of the book “Plantas invasoras de Galicia” (Fagúndez y Barrada 2007), the phenomenon of exotic species with an invasive behaviour continues to be one of the main environmental problems in the region. A higher social consciousness that emerged during these years has led to a higher participation of volunteers, the development of specific policies and legislation, and a stronger effort in the scientific research on the issue. Despite these outcomes, the number of invasive species continue to increase, their populations in sensitive areas are spreading, and direct and indirect effects such as higher frequencies of wildfires are more and more relevant. Future actions for an effective control of the invasive exotic species must include an early detection plan, avoiding the degradation of the natural habitats, specific ecological restoration, and the development of new tools such as biological control for target species.

Key words invasive exotic species, Forest fires, regeneration, ecological restoration, biological control.

Introducción

Es indudable que en los últimos años ha aumentado el interés por el fenómeno de las invasiones biológicas, traducido en una posición más activa de las administraciones, las asociaciones conservacionistas, los investigadores y el público en general de cara a la problemática de las especies exóticas invasoras. Los avances en materia de conservación de la biodiversidad y sus

mecanismos reguladores han contribuido a crear la estructura para abordar la gestión integral de estas especies. La conservación de especies y espacios naturales a través de la red Natura 2000 es un marco de trabajo que incluye necesariamente detectar y controlar los factores de riesgo para la biodiversidad, y uno de los principales es el de las invasiones biológicas. La creación del Parque Nacional “Illas Atlánticas” en el año 2002, por ejemplo, y su desarrollo como entidad con el objetivo principal de la conservación, obliga a plantear el control de las especies

exóticas y su erradicación. A partir de la gestión para la conservación de los espacios y las especies de interés y los servicios ecosistémicos, el control de las especies con comportamiento invasor es uno de los principales retos ambientales para nuestra sociedad.

En el año 2004, la Consellería de Medio ambiente de la Xunta de Galicia contrató un estudio para conocer el alcance de la problemática de las plantas vasculares exóticas invasoras en Galicia. El estudio y su publicación en formato libro (Fagúndez & Barrada 2007) incluía la información básica registrada hasta la fecha sobre la presencia de las especies invasoras de flora vascular alóctona en Galicia, su distribución, ecología y posibles métodos de control. Se incluyeron 31 fichas de las especies más problemáticas, y se elaboró un índice que establecía su nivel de peligrosidad en términos de coste ecológico, económico y social. En este artículo se revisa la situación del fenómeno a día de hoy, desde la perspectiva de la aparición de nuevas especies, la sensibilidad social ante el fenómeno, el progreso en el marco normativo y la aportación de la investigación científica aplicada a la mitigación de este importante problema ambiental.

Nuevas especies en nuestra flora

Un buen número de nuevas especies exóticas se incluyen ya entre las potenciales invasoras en Galicia, que deben incorporarse a las listas existentes de especies a vigilar. Recientemente ha aumentado el esfuerzo para la detección de nuevas especies en proceso de naturalización y expansión por parte de los investigadores y naturalistas, dando lugar a la publicación de nuevos registros en el territorio de diferentes especies, algunos suponen simplemente una expansión de su área, y otros, más preocupantes, de nuevos focos de invasión.

Es preocupante la aparición de especies con comportamiento invasor reconocido en otras regiones del mundo, como el caso de *Alternanthera philoxeroides* (Amaranthaceae), localizada en una comunidad higrófila en Fisterra, A Coruña (Romero & Amigo 2015; foto 1G). Los autores proponen su eliminación por el riesgo de colonización demostrado en otras regiones. En cambio, de otras especies naturalizadas no existen referencias de un comportamiento invasor agresivo, como es el caso de la compuesta sudamericana *Achyrocline satureioides* (Asteraceae), una especie en expansión, que se propaga siguiendo el trazado de las vías de comunicación desde el sur de la comunidad (Silva-Pando et al., 2015).

Desde el punto de vista corológico, los ambientes costeros y con alta presión antrópica siguen siendo las áreas más sensibles a las invasiones biológicas. Por ejemplo, es el ambiente en el que se encuentra la nueva especie invasora *Furcraea parmentieri* (Agavaceae), una especie de origen

americano con una gran capacidad de regeneración vegetativa (González-Martínez 2016). Sus grandes inflorescencias forman un gran número de bulbilos que generan al desprenderse nuevos clones de la planta madre (fotos 1A y 1B).

Aunque muchas de las especies invasoras ocupan nichos alterados, marcados por perturbaciones que eliminan competencia y favorecen el oportunismo de estas especies, otras son capaces de penetrar en hábitats naturales compitiendo con las especies nativas a las que desplazan. Es el caso de *Hedychium gardnerianum* (Zingiberaceae), citada como naturalizada en varios lugares de Galicia (Silva-Pando et al., 2009), y que está reconocida como una de las especies con mayor impacto sobre las especies nativas en lugares como Nueva Zelanda o las islas atlánticas de Açores, Madeira y Canarias. Es una especie muy vistosa, utilizada en jardinería por su espectacular floración, que puede ocupar el sotobosque de formaciones como las laurisilvas macaronésicas, y potencialmente un peligro para nuestras fragas atlánticas y bosques de ribera.

La poligonácea *Muehlenbeckia complexa*, citada por Gómez Vigide et al. (1989) de Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, y González-Martínez (2017) de Lousame, A Coruña, es otra nueva especie en expansión, localizada en el entorno de Santiago de Compostela. Se trata de una trepadora proveniente de Nueva Zelanda que en este nuevo foco de invasión ha tapizado una formación mixta de árboles y arbustos autóctonos y zona ajardinada. Además de su capacidad para regenerarse vegetativamente, se observan también algunas flores y plantas jóvenes que parecen provenir de semillas (fotos 1C y 1D).

Las plantas invasoras y los incendios forestales

En los últimos años se ha mejorado notablemente el conocimiento de la biología de varias de las especies invasoras de mayor impacto en Galicia. Uno de los aspectos más estudiados es la relación entre algunas de las más frecuentes y los incendios forestales. Un buen número de especies invasoras precisamente tienen un marcado carácter pirófito; es decir, que la acción directa o indirecta del fuego favorece su pervivencia y expansión. Algunas de estas especies producen infinidad de semillas que perduran en el banco del suelo, y que germinan como respuesta a un estímulo externo como puede ser el humo del incendio. Es el caso de *Paraserianthes lophantha*, una leguminosa de porte arbóreo que ha invadido una buena parte de las zonas bajas del monte Pindo, en Carnota (A Coruña), especialmente tras el gran incendio del año 2012. En esta zona se encuentra la única población gallega de *Quercus lusitanica*, el carballo enano, de porte arbustivo y con área de distribución actual en Galicia restringida a un enclave de

unas pocas hectáreas en la falda sur de dicho macizo. La interacción entre *P. lophantha* y *Q. lusitanica* es incierta, pero potencialmente peligrosa para la especie nativa por la gran capacidad de la invasora de crecimiento en altura, provocando un sombreado denso, y de fijación de nitrógeno que devuelve nutrientes al suelo por medio de la hojarasca. A medio plazo, es previsible un cambio en las condiciones ambientales provocadas por *P. lophantha* que puede afectar al carballo enano (fotos 1E y 1F).

La relación entre algunas de las especies invasoras y los incendios forestales es bien conocida, pero en los últimos años se ha puesto aún más de manifiesto en nuevos trabajos realizados sobre el tema, como por ejemplo los referidos al eucalipto (*Eucalyptus globulus*). La presencia de grandes extensiones de cultivo monoespecífico de esta especie se correlaciona invariablemente con una mayor frecuencia e intensidad de incendios. Por ejemplo, la extensión de *E. globulus* fuera de sus áreas de cultivo se explica en parte por la adaptación de sus cápsulas y semillas al fuego (Calviño-Cancela et al., 2018).

Especies oportunistas como *Conyza canadensis* o *Helichrysum foetidum* generan una gran cantidad de diásporas que se dispersan gracias al viento, y que colonizan rápidamente espacios desprovistos de vegetación por impactos recientes, en otra estrategia diferente pero efectiva para las invasoras. Estas especies son anuales o de ciclo corto, pero otras especies perennes producen igualmente numerosas diásporas viables fruto de una reproducción sexual exitosa, como en el caso de la hierba de la Pampa (*Cortaderia selloana*). La gran ventaja de esta última especie es su masiva formación de frutos viables y la rapidez de germinación una vez alcanzado un espacio abierto. Su gran plasticidad le confiere una capacidad invasora que la ha convertido en una de las especies con mayor grado de ampliación del área de distribución y presencia en la Galicia costera.

Avances en la normativa

Una de las herramientas principales para el avance en la lucha contra las invasiones biológicas es el desarrollo de una normativa adecuada que proporcione la base legal necesaria para establecer efectivas medidas de control. En la última década se ha elaborado legislación específica a nivel autonómico, nacional, y europeo. En Europa, el reglamento 1143/2014 trata sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras. A nivel nacional, el Real Decreto 630/2013 regula el catálogo español de especies exóticas invasoras, generado a raíz del desarrollo de la ley 42/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. En Galicia, el anteproyecto de ley de Patrimonio natural de Galicia, que se encuentra pendiente de aprobación (a marzo de 2018), incluirá previsiblemente un artículo sobre especies exóticas

invasoras que prohíbe el transporte, comercio y liberación de especies incluidas en el catálogo español de especies exóticas invasoras y, en su caso, establece la competencia territorial del seguimiento de las especies a la hora de proponer modificaciones al catálogo nacional; así como la potestad de elaborar planes de control y erradicación específicos para aquellas especies más problemáticas. La nueva ley establece también la red de alerta temprana sobre especies con comportamiento invasor contrastado, una medida imprescindible para la eficacia de las medidas de respuesta.

Nuevas experiencias de participación social

En los últimos años se han multiplicado las iniciativas promovidas por asociaciones y administraciones locales que promueven planes de comunicación y control mediante la participación ciudadana para mitigar los efectos nocivos de las plantas invasoras. La Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia ha creado una red de alerta temprana para recabar información sobre nuevas introducciones, lo que ha permitido actuar sobre poblaciones incipientes de invasoras peligrosas como el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) en A Illa de Arousa y Monfero (<http://cmaot.xunta.gal/>). El portal biodiversidade (www.biodiversidade.eu) creado a partir de un proyecto transfronterizo de Galicia y el norte de Portugal incluye un espacio para incluir aportaciones de presencia de plantas exóticas invasoras. La Sociedade Galega de Historia Natural elabora un atlas de las plantas invasoras por medio de una red participativa (http://www.sghn.org/Seccion_Botanica.html). Otras entidades como la Asociación pola Defensa Ecolóxica de Galicia (ADEGA), el grupo naturalista Hábitat, la asociación Fragas do Mandeo o diferentes administraciones locales, han promovido la participación en acciones de eliminación de plantas exóticas, jornadas formativas y talleres para el público. Todas estas iniciativas han favorecido un cambio positivo en la percepción social del problema.

Investigación científica en plantas exóticas. Perspectivas de futuro

La investigación científica centrada en el fenómeno de las especies invasoras se ha incrementado considerablemente a todos los niveles en los últimos años, como una lógica consecuencia de la preocupación de los científicos por aportar soluciones a los problemas de la sociedad. Particularmente en Galicia varios grupos de investigación del ámbito universitario y otros centros públicos de investigación han desarrollado proyectos y publicado artículos sobre diversas plantas invasoras. Gracias a estos



Figura 1- De izquierda a derecha y de arriba abajo, Porte general (1A) y bulbilos (1B) de *Furcraea parmentieri* en A Pobra de Caramiñal, vista general del hábitat invadido (1C) y detalle de tallos y hojas (1D) de *Muehlenbeckia complexa* en Santiago de Compostela, foto de invasión de *Paraserianthes lophantha* (1E) y detalle de competencia con *Quercus lusitanica* (1F), tallos de *Alternanthera philoxeroides* en Fisterra (1G), invasión en sistema dunar de *Carpobrotus* (1H). Créditos: 1A y 1B, X.I. González-Martínez, 1C, 1D, 1E y 1F, J. Fagúndez, 1G y 1H, S. R. Roiloa

esfuerzos, el conocimiento de algunas especies ha aumentado de forma considerable, este es el caso de *Acacia dealbata*, una especie invasora muy agresiva por su potencial alelopático, su relación con el riesgo de incendios y su capacidad para transformar las condiciones del suelo (Lorenzo et al., 2010). El establecimiento de la red de trabajo sobre invasoras *Alien Species Network* (ASN) supone un nuevo entorno para avanzar en investigaciones conjuntas sobre el tema. La ASN está financiada por la Consellería de Cultura, Educación e Ordenación Universitaria de la Xunta de Galicia.

En ocasiones las evidencias científicas han ayudado a comprender mejor el comportamiento de las especies invasoras, como por ejemplo la economía de los recursos de *Carpobrotus* spp. (Campoy et al., 2018), un género cuyo crecimiento clonal le permite optimizar el uso de los recursos y colonizar exitosamente nuevos ambientes (foto 1H). En otros casos, los estudios científicos han aportado resultados sorprendentes. Por ejemplo, los estudios desarrollados sobre la especie *Oxalis pes-caprae* nos muestran que no es una especie con reproducción estrictamente vegetativa, como se suponía, y que hay poblaciones que presentan una reproducción sexual efectiva, un fenómeno ligado a un complejo sistema de cruzamientos en que intervienen diferentes morfotipos y niveles de ploidía (Ferrero et al., 2015). Esta evidencia contradice la idea generalizada sobre la estrategia de la reproducción vegetativa de la especie y, por lo tanto, debe tenerse en cuenta en el diseño de los planes de gestión correspondientes.

La investigación científica contribuye a clarificar y establecer una base de conocimiento para enriquecer el debate social sobre los temas ambientales, como en el caso de las especies exóticas invasoras. El caso de la valoración del impacto ambiental real como especie invasora del eucalipto (*Eucalyptus globulus*) en Galicia, gracias a las investigaciones de Calviño-Cancela & Rubido-Bará (2013), está mucho más fundamentado. Estas autoras demuestran el potencial invasor y capacidad de recolonización de esta especie invasora en Galicia, descartada como tal en el estudio de Fagúndez & Barrada (2007) por los editores, quizá por falta de datos contrastados sobre su comportamiento.

Conclusiones

En la última década se ha avanzado de forma significativa en el conocimiento de las especies de plantas exóticas invasoras en Galicia. La conciencia social y la participación ciudadana han aumentado, y se han establecido medidas legales que proporcionan un marco efectivo para su control. Desde el punto de vista científico se han aportado nuevos estudios que profundizan en el conocimiento de las especies desde diferentes líneas de investigación.

Sin embargo, estos avances no han provocado todavía un cambio de tendencia en la problemática de las plantas invasoras. Nuevas especies continúan apareciendo, algunas con conocido comportamiento invasoras en otras áreas, y el grado de invasión de otras no disminuye. Los problemas provocados por las especies invasoras son en muchos casos evidentes, y en nuestro territorio se asocian entre otros a la recurrencia de los incendios forestales.

En el futuro deben continuar los avances en la investigación y la sensibilización social frente a este problema. Este impulso debe servir para crear programas eficaces de control, principalmente en la prevención temprana y en evitar la expansión de las poblaciones existentes, considerando las incertidumbres derivadas de la interacción con otros factores como el cambio climático.

Agradecimientos A Sergio R. Roiloa y Javier Cremades por sus comentarios sobre el artículo, y a Ignacio González-Martínez por la cesión de fotografías.

Bibliografía

- Calviño-Cancela, M., Lorenzo, P., & González, L. (2018). Fire increases *Eucalyptus globulus* seedling recruitment in forested habitats: Effects of litter, shade and burnt soil on seedling emergence and survival. *Forest Ecology and Management*, 409: 826-834.
- Calviño-Cancela, M., & Rubido-Bará, M. (2013). Invasive potential of *Eucalyptus globulus*: seed dispersal, seedling recruitment and survival in habitats surrounding plantations. *Forest Ecology and Management*, 305: 129-137.
- Campoy, J.G., Acosta, A.T., Affre, L., Barreiro, R., Brundu, G., Buisson, E., González, L., Lema, M., Novoa, A., Retuerto, R., Roiloa, S.R. & Fagúndez, J. (2018). Monographs on invasive plant species in Europe: *Carpobrotus*. *Botany letters*, 165: 440-475.
- Fagúndez, J. y Barrada, M. (2007). Plantas invasoras de Galicia. *Biología, distribución e métodos de control*. Xunta de Galicia.
- Ferrero, V., Barrett, S.C., Castro, S., Caldeirinha, P., Navarro, L., Loureiro, J., & Rodríguez-Echeverría, S. (2015). Invasion genetics of the Bermuda buttercup (*Oxalis pes-caprae*): complex intercontinental patterns of genetic diversity, polyploidy and heterostyly characterize both native and introduced populations. *Molecular ecology*, 24(9): 2143-2155.
- Gómez Vigide, F., García Martínez, X.R., Valdés Bermejo, E., Silva Pando, F.J. & Rodríguez Gracia, V. (1989). Aportaciones a la flora de Galicia III, En: Silva Pando, F.J. (ed.) *Sobre flora y vegetación de Galicia*, G.B.G., Xunta de Galicia.

- González-Martínez, X.I. (2016). *Furcraea parmentieri* (Roez. ex Ortgies) García-Mend.: una nueva agavácea naturalizada para la Península Ibérica. *Botanica Complutensis* 40: 131-134.
- González-Martínez, X.I. (2017). Contribución al conocimiento de la flora alóctona de Galicia, II (NO Península Ibérica, España). *Botanica Complutensis* 41: 53-67.
- Lorenzo, P., González, L., & Reigosa, M.J. (2010). The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science*, 67(1): 101. 10.1051/forest/2009082, hal-00883584.
- Romero, M. I., & Amigo, J. (2015). *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. naturalizada en el NO ibérico. *Nova Acta Científica Compostelana*, 22: 1-4.
- Silva Pando, F. J., Pino Pérez, R., Pino Pérez, J. J., García Martínez, X.R., Morla Juaristi, C., Cebolla Lozano, C. & Blanco Dios, J.B. (2009). Aportaciones a la flora de Galicia, IX.
- Silva-Pando, F.J., García Martínez, X.R., Gómez Vigide, F., Pino Pérez, R., Baladrón González, J., Pino Pérez, J.J., Taboada Martínez, J., Martínez Sabaris, E. (2015). Aportaciones a la flora de Galicia. XI. *Nova Acta Científica Compostelana*, 22: 75-87.

Os mamíferos exóticos invasores de Galicia: Revisión da situación actual e a súa xestión

Resumo Hai catro mamíferos exóticos invasores en Galicia: visón americano, mapache, cabra doméstica asilvestrada e gato doméstico asilvestrado. Visóns e mapaches son carnívoros americanos que chegaron a Galicia hai poucos anos debido a escapes de granxas e zoolóxicos. Existen poboacións salvaxes de cabras e gatos domésticos probablemente desde tempos históricos. Gatos e visóns foron obxecto de estudos para valorar os seus efectos na fauna das Illas Atlánticas. A información recompilada detectou que depredan sobre especies ameazadas. Outros estudos suxerían que os visóns afectan gravemente ás aves mariñas. Consecuentemente, e por un principio de precaución, gatos e visóns foron obxecto de plans de erradicación nas illas, que lograron controlalos. A única poboación coñecida de mapaches de Galicia (Lugo) é obxecto actualmente dun plan de erradicación, no que xa se levan capturados varias decenas de exemplares. As cabras asilvestradas de Fragas do Eume e A Capelada foron obxecto de censo e dun estudo de distribución. Con todo, non hai estudos na Galicia continental sobre os posibles impactos de mapaches, cabras e gatos salvaxes. Sería aconsellable facelos, como paso previo para, no seu caso, levar a cabo plans de control.

Palabras clave especies invasoras, visón americano, mapache, cabra doméstica asilvestrada, gato doméstico asilvestrado, planes de control.

Alien mammals in Galicia: A revision of their current status and management. Abstract There are four invasive alien mammals in Galicia: American mink, raccoon, feral goat and feral cat. Minks and raccoons are american carnivores that arrived in Galicia a few years ago due to escapes from farms and zoos. There are wild populations of feral goats and cats probably since historical times. Feral cats and minks were studied to assess their effects on the fauna of the Atlantic Islands. The information collected detected that they preyed on threatened species. Other studies suggested that mink seriously affect seabirds colonies. Consequently, and by a precautionary principle, cats and mink were subject to eradication plans on the islands. The only known population of raccoons in Galicia (Lugo) is currently the object of an eradication plan, in which several dozen specimens have already been captured. Feral goats of Fragas do Eume and A Capelada were subject to census and a distribution studies. However, there are no studies in mainland Galicia about the possible impacts of raccoons, goats and feral cats. It would be advisable to make them, as a previous step to carry out control plans if necessary.

Key words alien species, american mink, raccoon, feral goat, feral cat, control plans.

Introdución e antecedentes

Existen numerosas definicións do que é unha especie invasora que se poden consultar en innumerables documentos técnicos e científicos. Aínda que non son totalmente coincidentes, existe un certo consenso á hora de acoutar un concepto xeral. Na normativa lexislativa se encontran algunhas delas, tomadas e inspiradas na literatura científica e asumidas polo tanto como as mais correctas ou cando menos as que axuntan un maior consenso. Así, no Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, polo que se regula o Catálogo español de especies exóticas

invasoras (CEEI), (BOE 2013) definen ás especies exóticas invasoras como “aquelas que se establecen nun ecosistema ou hábitat natural ou seminatural, e que é un axente de cambio e ameaza para a diversidade biolóxica nativa, xa sexa polo seu comportamento invasor ou polo risco de contaminación xenética”. En función desta definición elaborouse o catálogo que aparece no citado Real Decreto.

Probablemente se tiveramos en conta outras opinións o listado aparecido no CEEI debería ser cambiado. Algúns expertos pedirían a súa ampliación, mentres que outros colectivos solicitarían reducir o listado. Esta situación tense dado recentemente con gallo da petición de exclusión de

certas especies do CEEI, promovida polo goberno de España e apoiada por algúns partidos políticos, mentres que outros partidos, ONGS e un amplo listado de 600 científicos opinaban o contrario (Ver por exemplo <http://www.publico.es/politica/medio-ambiente-psoe-cambia-voto-permite-indulto-especies-invasoras-queria-pp-criterio-supremo-cientificos.html>). Neste mesmo senso, un estudio publicado recentemente insiste precisamente na mesma idea de ampliar o listado de especies invasoras da Unión Europea, tendo en conta os riscos evidentes que supoñen para a biodiversidade nativa (Carboneras et al. 2017).

Pola contra, outras correntes de opinión xulgan necesario valorar, á hora de priorizar a loita contras as especies exóticas invasoras, ou incluso á hora de consideralas como tales, outras consideracións como os servizos ecolóxicos que producen ou os beneficios económicos que reportan (Davis et al 2011). Estes mesmos autores poñen de manifesto os problemas que podería haber incluso para determinar, nalgúns casos, qué especies deberían ser consideradas autóctonas e cales non, e por oposición cales serían exóticas. Un exemplo a este respecto, no caso dos mamíferos da península ibérica, sería a algalia (*Genetta genetta*) que parece que foi introducida polo home na península ibérica hai máis de 2000 anos (Gaubert et al. 2015). Segundo isto ¿habría que considerala como unha especie exótica invasora? ¿debería polo tanto ser obxecto de un plan de erradicación? A resposta non parece doada e probablemente sería diferente segundo o colectivo consultado.

Controversias aparte, e para ter un punto de saída no que basearse, o actual listado de mamíferos exóticos invasores do CEEI é a referencia que debemos ter en conta, e ademais é a que imos utilizar aquí. O listado do CEEI inclúe

15 taxóns de mamíferos o cal chama a atención, xa que (xunto cos peixes) non é un grupo de vertebrados especialmente numeroso na península ibérica. Probablemente nisto inflúe a intervención humana, mais intensa na introdución de certos grupos de especies.

Segundo dito listado, os mamíferos exóticos invasores actualmente presentes en Galicia serían: Visón americano (*Neovison vison*), mapache (*Procyon lotor*), gato (*Felis sylvestris catus*) e cabra doméstica (*Capra hircus*). As dúas últimas especies estaría incluídas no CEEI de acordo ca disposición adicional segunda do devandito Real Decreto 630/2013, na que di que se considerarán especies invasoras os animais domésticos “asilvestrados en el medio natural”.

As especies

Visón americano (*Neovison vison*)

O visón americano (*Neovison vison*) é un mustélido de pequeno tamaño presente en Galicia como especie salvaxe desde os anos 60 ou 70 do século XX (Vidal & Delibes 1987). As poboacións salvaxes teñen a súa orixe nas granxas de cría para peletería, desde onde escaparon. Os escapes puideron ser puntuais, nos que uns poucos individuos saíron das granxas ós poucos debido a fallos estruturais nos peches, ou ben como escapes masivos por accidentes ou por sabotaxes (Romero 2009). Aínda que o número de granxas de visón en Galicia chegou a ser superior a 300 nos anos 80/90 do século XX (Munilla et al 1997), na actualidade só quedan 32 (Figura 1). Con todo, é salientable o feito de que Galicia tradicionalmente concentrou a meirande parte das granxas existentes en España, que suman actualmente o 82% das instalacións do total do Estado.

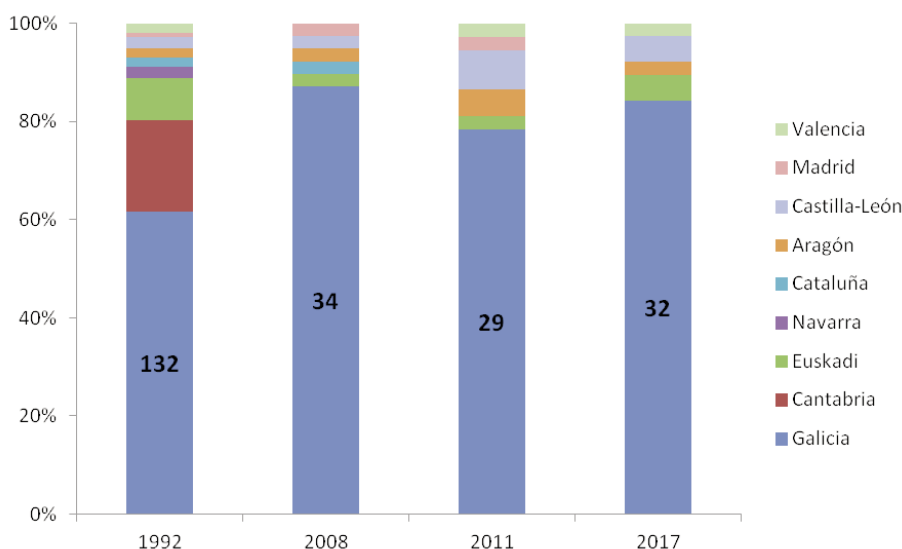


Figura 1- Número de granxas de visón americano en España no ano 2017 (Elaboración propia a partir de Romero 2009 e datos do Servizo de Sanidade Animal da Xunta de Galicia)

A abundancia de granxas favorece enormemente a existencia de poboacións salvaxes, como que se ten comprobado noutras zonas de Europa, onde algúns estudos atoparon que unha gran porcentaxe dos individuos capturados no medio tiñan nacido en granxas (Hammershoj et al. 2005). Na actualidade o visón americano probablemente estea estendido por toda Galicia, faltando quizá na alta montaña e certas cuncas do sueste (MAPAMA 2014). A principios dos anos 2000 chegou a colonizar as illas atlánticas, probablemente como consecuencia dalgún evento de escape masivo acontecido a principios dos anos 2000 (Velando et al. 2017).

En Europa o visón americano pode producir danos importantes a un amplo elenco de especies (Táboa 1). A información dispoñible actualmente puxo de manifesto que o problema mais grave provocado por esta especie en Galicia é o que produce nas colonias de aves mariñas das illas Atlánticas. Así por exemplo, o visón americano, cando estaba presente na illa de Sálvora, alimentábase principalmente de polos de gaivota e probablemente de adultos durante o verán (Romero e Guitián 2017) (Figura 2), o cal podería supoñer unha redución importante na taxa de renovación das colonias (Mouriño & Salvande 2005). Por outra parte, as colonias de corvo mariño das illas Cíes tamén sufriron o efecto do visón, directamente por depredación e indirectamente ó influír a súa presenza na

elección de lugares de nidificación (Velando et al. 2011, Barros et al. 2016).

Outra especie que tamén é posible que poida estar afectada polo visón americano é a toupa de río (*Galemys pyrenaicus*). Este insectívoro endémico da península ibérica forma parte da alimentación do visón americano nos ríos de Galicia (ver figura 3), sendo unha especie cunha frecuencia de aparición na dieta de tan só un 2%, pero que nalgúns casos excepcionais podería acadar ata o 27% (Romero 2015). A intensidade de depredación por parte do visón americano podería ser determinante para a viabilidade das poboacións deste insectívoro, pero actualmente non se sabe como lle podería afectar, aspecto que debería ser estudado convenientemente.

O visón americano pode provocar ademais outros problemas. Así, en norte América poden hibridar cas poboacións autóctonas da mesma especie, o que pode provocar problemas de introgresión xenética (Bowman et al. 2009). Tamén se teñen identificado problemas de competencia con outros mustélidos de tamaño e ecoloxía similar como o visón europeo (*Mustela lutreola*) e o tourón (*M. putorius*) (Sidorovich et al 1999, Pôdra et al. 2013). Ademais, e vector de enfermidades como a Aleutiana que pode transmitir a outros mustélidos autóctonos (Mañas et al. 2001).

	Europa		Galicia (P. Ibérica)		Referencias
	Predación	Afección	Predación	Afección	
<i>Arvicola</i> sp.	SI	SI	SI	¿?	1, 2, 3
<i>Galemys pyrenaicus</i>	SI	¿?	SI	¿?	4
Aves mariñas	SI	SI	SI	SI	5, 6
Aves acuáticas	SI	SI	SI	¿?	7, 8, 9, 10
Anfibios	SI	SI	SI	¿?	11
<i>Salmo salar</i>	SI	SI	¿?	¿?	12

Táboa 1- Especies e grupos de vertebrados que poden ser presa do visón americano e posibles afeccións, no ámbito europeo e galego. Para cada caso, cítase a referencia correspondente: (1) Aars et al. 2001, (2) Macdonald et al. 2002, (3) Romero 2007, (4) Romero 2015, (5) Nordstrom et al. 2003, 2004, (6) Velando et al. 2011, (7) Bartoszewicz e Zalewski 2003, (8) Nordstrom et al. 2002, (9) Ferreras & McDonald, (10) Vidal & Delibes 1987, (11) Ahola et al. 2006, (12) Heggenes e Borgstrom 1988

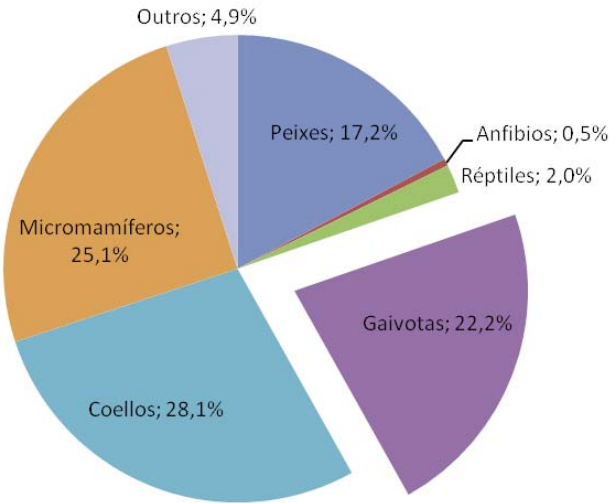


Figura 2- Total de presas do visón americano na illa de Sálvora (Elaboración propia a partir de datos extraídos de Romero & Guitián 2017)

Plans levados a cabo en Galicia

Os visóns americanos foron obxecto de varias campañas de control e erradicación en Galicia. A partir de 2006 comezaron a realizarse trampeos, por parte da Dirección Xeral de Patrimonio Natural, en numerosos ríos de Galicia (Ver Romero 2009), traballos que de forma mais ou menos regular continúanse a desenvolver ata actualidade. Normalmente, nesas campañas utilízase un pequeno número de trampas e teñen como obxectivo controlar a poboación para que non acaden densidades altas.

Con todo, as primeiras campañas levadas a cabo foron as emprendidas polo Parque Nacional das Illas Atlánticas de Galicia, o cal fixo campañas de control e erradicación de forma case ininterrompida entre 2005 e 2017 (Ver unha descrición en Romero & Piorno 2018). Nese tempo capturáronse un total de case 100 exemplares nas illas Cíes e Sálvora. Nas campañas de trampeo utilizábase unha media de 25 trampas, instaladas principalmente entre o final do verán e principios da primavera, e paralelamente se levaba a cabo un traballo de seguimento con busca de sinais de presenza (pegadas e excrementos) e fototrampeo, co obxectivo de controlar a evolución das poboacións (Romero & Piorno 2012, 2018). Na actualidade a especie considérase

controlada e tecnicamente erradicada. Así e todo, a proximidade da costa (especialmente na illa de Sálvora) aconsella ser prudentes e non baixar a garda, xa que logo a probabilidade de chegada de novos exemplares parece alta.

*Mapache (*Procyon lotor*)*

O mapache (*Procyon lotor*) é un mamífero carnívoro de tamaño medio, pertencente á familia Procyonidae. A súa área de distribución natural é o centro e norte de América. Como consecuencia do seu uso como especie peleteira e como mascota, actualmente está presente en Europa, Rusia, Xapón e algunhas illas do Caribe, (Kays 2009, Salgado 2015). En España existen poboacións asentadas nas comunidades autónomas de Madrid, Castilla-La Mancha e Galicia, e ademais detectouse a presenza de exemplares illados en Baleares, Valencia, País Vasco, Cantabria, Cataluña, Andalucía e Canarias (MAPAMA 2013). Todo indica que é unha especie invasora actualmente en expansión. A situación parece preocupante e incluso chega a ser valorada como fóra de control (Salgado 2018).

En Galicia a primeira cita da especie é do ano 2009, e corresponde a un exemplar atropelado na N-VI no concello de Becerreá (Lugo) (De Castro e Pérez-Vázquez 2009). En



Figura 3- Fragmento de mandíbula de *G. pyrenaicus* (frecha vermella) nun excremento de visón americano recollido no río Toxa, Silleda (Romero 2013)

2010 varios exemplares escapan do zoológico de Marcelle (Parque Zoológico Marcelle Natureza, Outeiro de Rei, Lugo) e forman unha pequena poboación de varias decenas de exemplares (González e Layna 2013). Nos anos seguintes van aparecendo mapaches atropelados noutros lugares espallados por toda Galicia. En 2016 é localizado un pequeno grupo familiar no concello de Muiños (Ourense).

Actualmente non se sabe con total certeza cal é a súa distribución, pero sospeitase que é unha especie moi escasa con presenza esporádica e moi espallada polo territorio. A única poboación asentada coñecida é a existente nas inmediacións de Marcelle anteriormente mencionada (ver figura 4), a cal conta con moi poucos individuos na actualidade.



Figura 4- Mapache fotografado no río Ladra (Outeiro de Rei, Lugo) en 2017 (Extraído de Romero et al. 2017)

Son animais voraces e oportunistas que se poden alimentar dunha gran variedade de presas (MAPAMA 2013). Poden provocar danos en certas especies autóctonas como aves acuáticas e mariñas, invertebrados acuáticos e mesmo tartarugas mariñas, e incluso poden competir con predadores autóctonos, ademais de transmitir enfermidades como a rabia a animais domésticos e incluso ó home (Salgado 2015).

En Galicia se veñen realizando varias campañas para o control das súas poboacións desde o ano 2013. Xa se teñen capturado varias decenas de exemplares en Marcelle, onde aínda queda algún exemplar en liberdade, e onde se está a levar no ano 2018 un proxecto para intentar erradicalo. Ademais un pequeno grupo familiar foi capturado no concello de Muiños (Ourense) no ano 2017.

Gato (Felis sylvestris catus)

O gato doméstico (*Felis sylvestris catus*) é unha especie que ten a súa orixe en gatos salvaxes do norte de África (Wozencraft 1993). Expandiuse pola Europa continental, incluída a península Ibérica e Galicia, probablemente favorecido polas conquistas romanas (Clutton-Brock 1999). Posteriormente, e paralelamente ó avance do home, os gatos foron ocupando novos territorios. Na actualidade a especie está presente en practicamente todo o mundo, tanto como animal doméstico como en poboacións salvaxes.

A súa presenza no medio pode provocar impactos moi graves, relacionados co consumo de especies autóctonas (ver por exemplo Woinarski et al. 2017). Algunhas

poboacións das especies que son presa dos gatos pódense ver moi afectadas, chegando incluso extinguirse. Por esta razón é considerado como unha das 100 especies exóticas invasoras máis prexudiciais do mundo (Lowe et al. 2001). A súa presenza é especialmente grave nas illas, onde a fauna nativa é moi vulnerable, particularmente aves mariñas e certas especies de mamíferos e réptiles de mediano e pequeno tamaño (Ver por exemplo Nogales et al. 2004, Matias & Catry 2008).

En Galicia os gatos domésticos son unha mascota moi frecuente e común, tanto no medio urbano coma no rural. Actualmente apenas hai información sobre o seu posible impacto na biodiversidade galega, a excepción dalgunhs informes e estudos levados a cabo nas illas Cíes e Ons (Romero 2012, Latorre 2013). Precisamente nun estudo levado a cabo na illa de Ons comprobouse que a maior parte da alimentación dos gatos de Ons baseábase nos mamíferos (> 80% da biomasa consumida), pero tamén outro tipo de presas como aves e réptiles eran consumidas (Romero 2012) (Figura 5). Dentro do grupo dos réptiles identificáronse algúns taxóns como o lagarto arnal (*Timon lepidus*) e o escáncer (*Angus fragilis*), que actualmente están catalogados como “vulnerables” pola lexislación galega (Decreto 88/2007, do 19 de abril, polo que se regula o Catálogo galego de especies ameazadas). Así e todo, no se valorou se as poboacións desas especies/presa poderían estar en risco debido á depredación dos gatos.

Tendo en conta os precedentes existentes relacionados cos danos potencias desta especie (Ver Nogales et al. 2004) e os datos de depredación mencionados anteriormente, a presenza de gatos nas illas atlánticas considerouse preocupante. Por iso, e tendo presente o principio de precaución (Calver et al. 2011) considerouse merecedora dun proxecto de control.

Resultado desa preocupación, o Parque Nacional resolveu iniciar campañas sistemáticas de control de gatos nas illas

de Ons e Cíes. En Ons iniciouse no ano 2012 e terminou no 2013, mentres que en Cíes comezou en 2008 e rematouse no ano 2017, co resultado final da captura de 25 gatos en Ons e 19 en Cíes. Para elo utilizáronse trampas metálicas de guillotina que permiten a captura dos gatos vivos. Unha vez capturados eran enviados a terra para entregalos a unha protectora de animais. Paralelamente ós trampeos, levouse a cabo unha labor de fototrampeo para estimar o tamaño da poboación en tempo real, e para coñecer os pasos e zonas máis frecuentadas polos gatos. Actualmente os exemplares asilvestrados considéranse erradicados nas illas. Despois da finalización das campañas e a captura dos exemplares asilvestrados, o Parque Nacional deu permisos especiais a algúns particulares para a tenencia de gatos, todos eles debidamente marcados con chip e controlados pola gardería. Na actualidade estase a levar un plan de seguimento que inclúe a busca de sinais de presenza e o fototrampeo, co obxectivo de verificar que non existen individuos salvaxes.

Cabra doméstica (*Capra hircus*)

A cabra doméstica (*Capra hircus*) é unha especie estendida por todo o mundo, e foi domesticada hai uns 10.000 anos, probablemente a partires da cabra salvaxe *Capra aegagrus* (Mannen et al. 2001). É coñecida a súa tendencia a formar colonias salvaxes, o que unido á súa gran fertilidade e adaptación ao medio (Parkes et al. 1995), fan dela unha especie potencialmente invasora (Orueta 2003). A súa presenza en certas zonas, especialmente en illas, pode ocasionar graves danos á vexetación autóctona, e mesmo pode ocasionar importantes perdas económicas por competencia co gando doméstico e por transmisión de enfermidades (Orueta 2003). Debido aos problemas que pode orixinar no medio, actualmente está clasificada como unha das 100 especies invasoras máis perigosas (ISGG 2008).

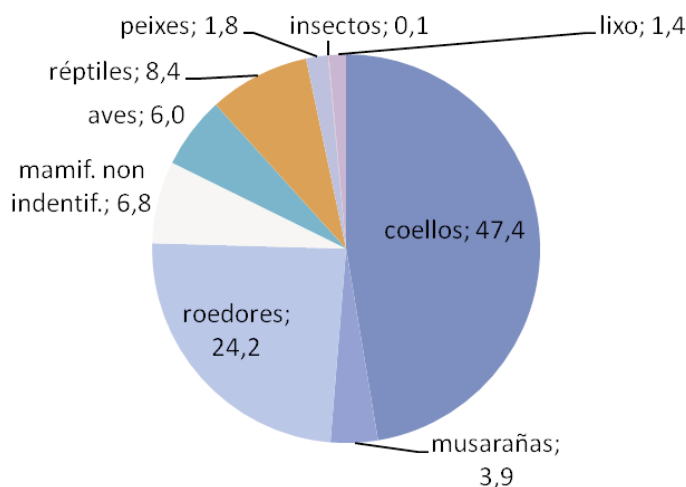


Figura 5- Porcentaxe de biomasa de cada tipo de presa atopada na dieta dos gatos de Ons (Extraído de Romero 2012)

Na península ibérica a cabra doméstica xa estaba presente no neolítico (Saña 2013). A existencia de rabaños mais ou menos salvaxes debeu ser probablemente unha constante ó longo dos tempos, debido á xa comentada tendencia a se escapar do control humano. Actualmente este fenómeno dáse, normalmente, nos casos de cabras explotadas en aproveitamentos tradicionais en réxime de semi-liberdade. A falta de rendibilidade e o abandono progresivo das actividades agropecuarias fai que determinados grupos de cabras queden sen atención nin control. O seu número increméntase co paso dos anos e pode chegar a formar poboacións de varios centos de animais. O inaccesible das zonas onde quedan confinadas favorece a súa proliferación. Este fenómeno produciuse, por exemplo, nas Illas Cíes, onde un pequeno grupo de cabras asilvestradas sobreviviu durante algúns anos da década dos 70 do século XX (Curt 1979). Na actualidade viven grupos de varios centos de cabras asilvestradas nos montes da Serra da Capelada e no Parque Natural das Fragas do Eume.

Na Serra da Capelada existen cabras asilvestradas dende hai uns 50 anos, segundo declaran algúns gandeiros da zona, estando actualmente espalladas polos cantís de toda a liña costeira comprendida entre a localidade de Cedeira e o cabo Ortegal. Por outra parte, nas fragas do Eume as cabras están confinadas principalmente nas inmediacións da presa do encoro do Eume.

Os problemas que provocan as cabras asilvestradas en Galicia non son coñecidos con detalle, xa que non existen estudos específicos que valoren estas cuestións. A Serra da Capelada, por exemplo, está considerada como un área importante para a flora da península ibérica (Bañares et al. 2004) e alberga unha importante cabana gandeira. No marco das campañas de saneamento gandeiro levadas a cabo pola Xunta de Galicia nos anos 2000 detectáronse na zona algúns focos de tuberculose (causada por *Mycobacterium bovis*) no gando vacún. Ante este problema sanitario decidiuse facer un estudo para coñecer o estado das poboacións de cabras asilvestradas da serra da Capelada e a súa distribución, co obxectivo de poder identificar zonas con risco de contacto co gando vacún. O censo realizado contabilizou a existencia de 511 cabras repartidas en 36 rabaños de tamaño desigual, o que supón unha densidade relativamente alta destes bóvidos na zona comparado con outras localidades do mundo (Romero 2008). Finalmente identificáronse certas zonas onde efectivamente cabras e gando vacún compartirían pastos, e concluíuse que podería existir certo risco de contacto, e polo tanto contaxio de enfermidades, entre ambas especies. Faltaría por saber, ademais, se dita poboación de cabras afecta a algunha das especies de flora ameazada da zona.

Nas Fragas do Eume, por outra parte, levouse a cabo no ano 2010 unha estimación da área ocupada polas cabras, e elaborouse un modelo de distribución potencial para saber

si existía risco de expansión da poboación. O obxectivo final era avaliar se a expansión da poboación podería afectar a zonas con presenza de especies vexetais potencialmente vulnerables ás cabras, principalmente fentos macaronésicos relictos catalogados pola lexislación galega como “*En perigo de extinción*” ou “*Vulnerables*”. O estudo concluíu que o hábitat, augas abaixo da presa do Eume, era potencialmente favorable ás cabras, e que polo tanto a súa poboación podería expandirse por esas zonas si se daban as condicións adecuadas. Ditas zonas albergaban poboacións importantes de fentos protexidos como *Culcita macrocarpa* (García 1997) (Figura 6). O informe aconsellaba finalmente facer un control da poboación de cabras.

A modo de conclusión

Analizando a orixe das distintas especies de mamíferos exóticos invasores, pódese concluír que en Galicia existen dúas especies de mamíferos carnívoros recen chegadas (visión americano e mapache), e outras dúas especies de orixe doméstico (cabra e gato) que levan no noso territorio desde tempos históricos (centos e incluso miles de anos). Desde o punto de vista da súa extensión e abundancia tamén se poden facer dous grupos: dúas especies espalladas por todo o territorio e probablemente moi abundantes (visión americano e gato), e outras dúas (mapache e cabras) confinadas a uns poucos puntos e aparentemente pouco abundantes. Considerando a tendencia das súas poboacións, hai unha especie que podería estar en expansión (mapache) e as outras tres estarían aparentemente estables (gato e cabra, e probablemente o visión americano).

A xestión das especies invasoras deben ter en conta aspectos relacionados coa recollida e análise da información, dotación dun marco normativo adecuado, cooperación interrexional e internacional, a prevención e a detección rápida que permita unha intervención temperá, así como a mitigación dos posibles impactos (Genovesi & Shine 2004). Actualmente en Galicia existen estudos e informes que aportan información sobre a distribución xeral do visión americano, mapaches e cabras asilvestradas (o gato non se considera aquí por razóns obvias). Con todo, bótase en falta un traballo sistemático que aborde a distribución real e a abundancia relativa do visión americano.

Por outra parte, sería necesario abordar a realización de estudos necesarios para avaliar os posibles efectos destes mamíferos na biodiversidade de Galicia. Unha vez feitos, habería que decidir si é necesario intervir e en qué medida. No caso das intervencións, principalmente se as hai que facer a media ou gran escala, sería aconsellable valorar a posibilidade de acadar os obxectivos planeados, é dicir, se hai medios técnicos e fondos para levalos a cabo. Ademais, tan importante é o propio plan de control ou de

erradicación, coma facer un seguimento de maneira sistemática ó longo do tempo. No que se refire a cuestións normativas, faltaría por elaborar un catálogo galego de

especies invasoras, que sería o marco legal que ampararía as accións a levar a cabo e que marcaría as pautas de xestión de estas especies.

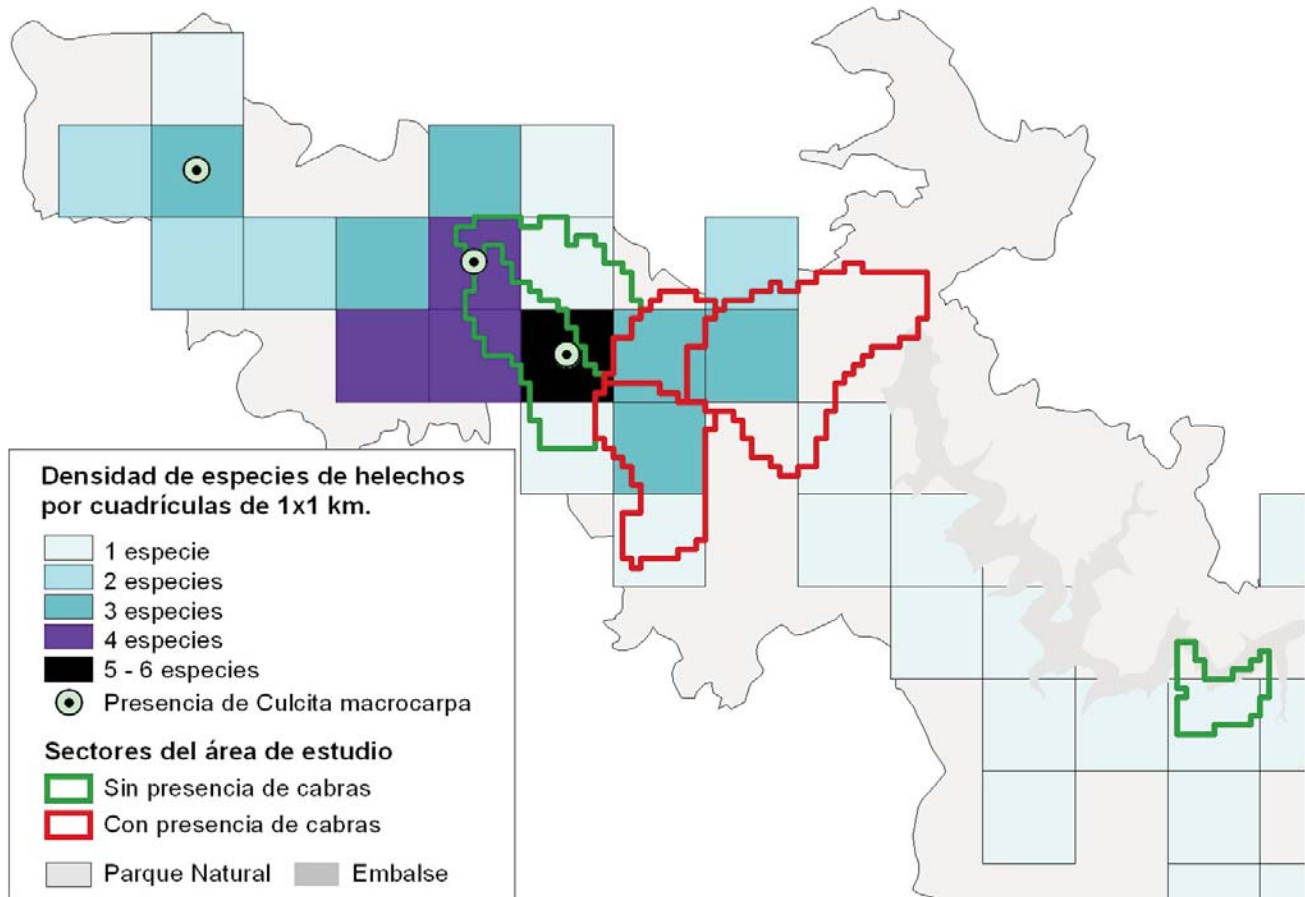


Figura 6- Densidade, por cuadrículas UTM de 10x10 km, de fentos relictos macaronésicos (Segundo García 1997) e presenza de cabras, nas Fragas do Eume (Extraído de Romero 2010)

Bibliografía

- Aars, J., Lambin, X., Denny, R. & Griffin, A. C. Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Anim. Conserv.* 4, 187–194 (2001).
- Ahola, M., Nordström, M., Banks, P. B., Laanetu, N., & Korpimäki, E. (2006). Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 273(1591): 1261-1265.
- Bañares Á., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortiz S., eds. 2004. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, 1.069 pp.
- Barros, Á., Romero, R., Munilla, I., Pérez, C., & Velando, A. (2016). Behavioural plasticity in nest-site selection of a colonial seabird in response to an invasive carnivore. *Biological Invasions*, 18(11), 3149-3161.
- Bartoszewicz, M. & Zalewski, A. (2003). American mink, *Mustela vison* diet and predation on waterfowl in the Sofsk Reserve, western Poland. *Folia Zool*, 52(3), 225-238.

- BOE (2013). Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (BOE núm. 185, de 3 de agosto de 2013).
- Bowman, J., Kidd, A. G., Gorman, R. M. & Schulte-Hostedde, A. I. (2007). Assessing the potential for impacts by feral mink on wild mink in Canada. *Biol. Conserv.* 139, 12–18.
- Calver, M. C., Grayson, J., Lilith, M., & Dickman, C. R. (2011). Applying the precautionary principle to the issue of impacts by pet cats on urban wildlife. *Biological Conservation*, 144(6), 1895-1901
- Carboneras, C., Genovesi, P., Vilà, M., Blackburn, T. M., Carrete, M., Clavero, M., Bram D'hondt, Jorge F. Orueta, Belinda Gallardo, Pedro Gerales & González-Moreno, P. (2018). A prioritised list of invasive alien species to assist the effective implementation of EU legislation. *Journal of Applied Ecology*, 55 (2): 539-547.
- Clutton-Brock, J. (1999). A natural history of domesticated mammals. British Museum (Natural History) and Cambridge University Press, Londo and Cambridge.
- Curt, J. (1979). Más allá de la corredoira. J. Curt Martínez, Pontevedra.
- Davis, M. A., Chew, M. K., Hobbs, R. J., Lugo, A. E., Ewel, J. J., Vermeij, G. J., Brown, J.H., Rosenweig, M.L., Gardener, M.R., Carroll, S.P., Thompson, K., Pickett, S.T.A., Stromberg, J.C., Tredici, P.D., Suding, K.N., Ehrenfeld, J.G., Grime, J.P., Mascaro, J. & Brigg, J.C. (2011). Don't judge species on their origins. *Nature*, 474 (7350), 153.
- De Castro, A. & D. Perez-Vazquez (2009). Mapache atropelado en Becerreá. *Chioglossa*, 3: 111-112.
- Ferreras, P. & Macdonald, D. W. (1999). The impact of American mink *Mustela vison* on water birds in the upper Thames. *Journal of Applied Ecology*, 36(5), 701-708.
- Gaubert, P., Del Cerro, I., Centeno-Cuadros, A., Palomares, F., Fournier, P., Fonseca, C., Paillat, J.P. & Godoy, J. A. (2015). Tracing historical introductions in the Mediterranean Basin: the success story of the common genet (*Genetta genetta*) in Europe. *Biological Invasions*, 17(6), 1897-1913.
- Genovesi, P. & Shine, C. (2004). European Strategy on Invasive Alien Species. Council of Europe. Strasbourg, t-pvs (2003) 7 rev, 50 pp.
- González, J.L. & Layna, J. (2013). Control y posible erradicación del mapache (*Procyon lotor*) en la cuenca del río Miño como medida imprescindible para la conservación de distintas especies de invertebrados amenazados (*Unio pictorum*, *Margaritifera margaritifera*, *Astropotamobius pallipes*). Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras. Xunta de Galicia.
- Hammershoj, M., Pertoldi, C., Asferg, T., Moller, T. B. & Kristensen, N. B. (2005). Danish free-ranging mink populations consist mainly of farm animals: Evidence from microsatellite and stable isotope analyses. *Journal for Nature Conservation*, 13 (4): 267-274.
- Heggenes, J. & Brogstrom, R. (1988). Effect of mink, *Mustela vison* Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in three small streams. *Journal of Fish Biology*, 33(6): 885-894.
- ISSG. 2008. Documento electrónico, consultado 21 de octubre de 2008. URL: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=969&fr=1&sts>.
- Kays, R. (2009). Procyonidae (Northern Raccoon). En: Wilson DE, Mittermeier RA (eds.), Handbook of the Mammals of the World Vol 1 Carnivores. Lynx Edicions, Barcelona, pp 529-530.
- Latorre, L. (2013). Invasiones biológicas en islas: dinámicas, impactos y gestión. Tesis Doctoral. Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas & M. De Poorter (2001). 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Species Survival Commission, World Conservation Union, Auckland, New Zealand.
- Macdonald, D. W., Sidorovich, V. E., Anisomova, E. I., Sidorovich, N. V. & Johnson, P. J. (2002). The impact of American mink *Mustela vison* and European mink *Mustela lutreola* on water voles *Arvicola terrestris* in Belarus. *Ecography*, 25: 295–302.
- Mañas, S., Ceña, J. C., Ruiz-Olmo, J., Palazón, S., Domingo, M., Wolfenbarger, J. B. & Bloom, M. E. (2001). Aleutian mink disease parvovirus in wild riparian carnivores in Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 37 (1): 138-144.
- MAPAMA (2013). Estrategia de gestión, control y erradicación del visón americano (*Neovison vison*) en España. <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/pbl-fauna-flora-estrategias-eei-vison-americano.aspx>
- MAPAMA (2014). Estrategia de gestión, control y erradicación del visón americano (*Neovison vison*) en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones. Madrid. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/pbl_exo_inva_vison_americano_tcm7-329814.pdf
- Mannen, H., Nagata, Y., & Tsuji, S. (2001). Mitochondrial DNA reveal that domestic goat (*Capra hircus*) are genetically affected by two subspecies of bezoar (*Capra aegagurus*). *Biochemical Genetics*, 39 (5-6): 145-154.

- Matias, R. & Catry, P. (2008). The Diet of Feral Cats at New Island, Falkland Islands, and Impact on Breeding Seabirds. *Polar Biology* 31(5): 609-616.
- Mouriño, J. & Salvande, M. 2005. Efectos do Visón americano sobre a reprodución de aves mariñas en Galiza: unha nova problemática de conservación. Resumes do VI Congreso Galego e V Xornadas Cantábricas de Ornitoloxía. Viveiro, 29-31 de outubro.
- Munilla, I., R.J. Romero y J. & Giménez de Azcárate (1997). El visón americano en Galicia. En: Palazón, S. & J. Ruiz-Olmo (1997). El visón europeo y el visón americano en España. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. I.S.B.N.: 84-8014-191-3.
- Nogales, M., Martín, A., Tershy, B.R., Donlan, J., Veitch, D., Puerta, N., Wood, B. E. & Alonso, J. (2004). A review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology*, 18: 310-319.
- Nordstrom, M., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N. & Korpima, E. (2002). Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink, *Ecography*, 25(4): 385-394.
- Nordström, M., Högmänder, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N., & Korpimäki, E. (2003). Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation*, 109 (3), 359-368.
- Nordström, M., & Korpimäki, E. (2004). Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. *Journal of Animal Ecology*, 73 (3), 424-433.
- Orueta, J.F. (2003). Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal. Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014. <http://europa.eu.int/comm/environment/life/home.htm>.
- Parkes, J., Henzell, R. y Pickles, G. (1995). Managing vertebrate pests: Feral goats. Australian Government Publishing Service. Camberra.
- Podra, M., Gómez, A., Palazón, S. (2013). Do American mink kill European mink? Cautionary message for future recovery efforts. *European Journal of Wildlife Research* 59: 431-440.
- Romero R. (2007). Estudio de la dieta del visón americano (*Mustela vison*) en Galicia. Posible impacto en las poblaciones de especies amenazadas y de interés especial. Informe Inédito. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia
- Romero, R. (2008). Censo de cabras asilvestradas na Serra da Capelada. Dirección Xeral de Producción, Industrias e Calidade Agroalimentaria, Consellería do Medio Rural, Xunta de Galicia.
- Romero 2009. Elaboración e implantación de medidas de control do visón americano (*Neovison vison*) en Galicia. Dirección Xeral de Conservación da Natureza, Xunta de Galicia.
- Romero 2010). Estudio de la distribución y conteo de las cabras domésticas asilvestradas en el Parque Natural das Fragas do Eume. Servicio de Conservación de la Naturaleza del Departamento Territorial en A Coruña de la Consellería do Medio Rural.
- Romero, R. (2012). Datos preliminares de la dieta de los gatos asilvestrados de la isla de Ons (Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia). EEI 2012, 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Pontevedra, 10-11 septiembre de 2012.
- Romero, R. & Piorno, V. (2012). Plan de control de visón americano (*Neovison vison*) en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. EEI 2012, 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Pontevedra, 10-11 septiembre de 2012.
- Romero (2013). Estudio de la predación por mustélidos de *Galemys pyrenaicus* en el ámbito del proyecto LIFE+MARGAL ULLA (LIFE09 NAT/ES/000514).
- Romero, R. (2015). Depredación de visón americano sobre desmán ibérico en Galicia. *Galemys*, 27: 13-22.
- Romero, R., & Guitian, J. (2017). Food and feeding habits of Eurasian otter, *Lutra lutra*, and American mink, *Neovison vison*, in an Atlantic island of northwest Spain. *Folia Zoologica*, 66 (2): 117-126.
- Romero, R, Domínguez, P. & Rodríguez, A. (2017). Servizo para o seguimento e erradicación temperá de mapache *Procyon lotor* L. en espazos da rede natura 2000 e zonas de alto valor natural das provincias de Lugo e A Coruña. Dirección Xeral de Patrimonio Natural. Consellería de Medio Ambiente e Ordenación do Territorio, Xunta de Galicia.
- Romero, R. & Piorno, V. (2018). El Parque Nacional de las Islas Atlánticas corta el paso al visón americano. *Quercus*, 383: 34-40.
- Salgado, I. (2015). Mapache – *Procyon lotor*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> Consultado o 2 de febreiro do 2017.
- Salgado, I. (2018). Is the raccoon (*Procyon lotor*) out of control in Europe?. *Biodiversity and Conservation*, 1-14.
- Saña, M. (2013). Domestication of animals in the Iberian Peninsula. En: Colledge, S., Conolly, J., Dobney, K., Manning, K. & Shennan, S. (Ed.). *Origins and Spread of Domestic Animals in Southwest Asia and Europe*. (Vol. 59). Left Coast Press. California.

- Sidorovich, V.E., Kruuk, H. & Macdonald, D. W. (1999). Body size, and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. *Journal of Zoology*, 248: 521-527.
- Velando, A., Barros, A., Moran, P., Romero, R., Munilla, I. & Piorno, V. (2011). El cormorán moñudo y el visón americano en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. *Proyectos de Investigación en parques nacionales*, 2015.
- Velando, A., Morán, P., Romero, R., Fernández, J., & Piorno, V. (2017). Invasion and eradication of the American mink in the Atlantic Islands National Park (NW Spain): a retrospective analysis. *Biological Invasions*, 19(4): 1227-1241.
- Vidal, T. & Delibes, M. (1987). Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. *Ecología*, 1: 145-152.
- Woinarski, J. C. Z., Murphy, B. P., Legge, S. M., Garnett, S. T., Lawes, M. J., Comer, S., & Paton, D. (2017). How many birds are killed by cats in Australia? *Biological Conservation*, 214: 76-87.
- Wozencraft, W.C. (1993). Pp 290-291. In Randi et al. (2001). *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. and London.

José A. Fernández-Bouzas³; Débora Díaz Gato¹; Manuel González Baz¹; Manuel A. Rodríguez Guitián¹; Javier Ferreiro da Costa¹; Hugo López Castro¹; Carlos Oreiro Rey¹; Luis Gómez-Orellana¹; Castor Muñoz Sobrino²; Pablo Ramil-Rego¹

¹ GI-1934. TB – Lab. Biodiversidade. Campus Terra. Universidade de Santiago. 270002 Lugo e-mail: ramil.rego@gmail.com; ² Departamento de Biología Vexetal e Ciencias do Solo. Universidade de Vigo. Vigo; ³ Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. Vigo e-mail: jose.antonio.fernandez.bouzas@xunta.gal

Medios Insulares: antropización y expansión de especies exóticas invasoras. Situación en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia

Resumen En el trabajo se realiza un análisis sobre los aspectos ambientales y de gestión de los territorios insulares, centrados en la problemática de las especies exóticas e invasoras, factores que inciden muy negativamente en la pérdida de naturalidad y de biodiversidad que amenazan a nivel global estos ecosistemas. A lo largo del trabajo se aborda el concepto de isla desde distintos enfoques, para posteriormente analizar los principales modelos de antropización, contextualizando los datos obtenidos en el Parque Nacional Marítimo Terrestre de Galicia con los procedentes de otros espacios insulares.

Palabras clave pérdida de diversidad, islas, antropización, especies exóticas invasoras.

insular environment: anthropization and expansion of invasive alien species. Situation in the Maritime-Terrestrial National Park of the Atlantic Islands of Galicia. Abstract In the work an analysis is made on the environmental and management aspects of the insular territories, focused on the problem of exotic and invasive species, factors that have a very negative impact on the loss of naturalness and biodiversity that globally threaten these ecosystems. Throughout the work the concept of island is advanced from different approaches, to later analyze the main models of anthropization, contextualizing the data obtained in the Maritime Land National Park of Galicia with those from other island spaces.

Palabras clave lost of diversity, islands, anthropization, Invasive Exotic Species.

La isla como concepto político y territorial

En 1956, las Naciones Unidas promovieron en la ciudad de Ginebra (Suiza), la celebración de la primera Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar cuyos trabajos concluyeron en 1958, con la elaboración de 4 convenciones: Convención sobre Mar Territorial y Zona

Contigua (En vigor desde 1964); Convención sobre Alta Mar (En vigor desde 1962). Convención sobre Plataforma Continental (En vigor desde 1964), Convención sobre Pesca y Conservación de los Recursos Vivos de la Alta Mar (En vigor desde 1966).

En la Convención sobre Mar Territorial y Zona Contigua, se define isla como: Una isla es una extensión natural de tierra, rodeada de agua, que se encuentra sobre el nivel de ésta en

pleamar (artículo 10). Esta definición ha sido empleada en otros acuerdos internacionales, así como incorporada a la legislación de muchos países. La definición aportada por la Convención sobre Mar Territorial y Zona Contigua, estructura en consecuencia el concepto de isla a partir de cuatro criterios básicos; una extensión de tierra, un origen natural, que esté rodeada de agua y que se encuentre sobre el nivel del agua en pleamar.

Posteriormente, en 1970, la Asamblea General de Naciones Unidas convocó la III Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, que desarrolló sus trabajos entre 1973 y 1982, en 11 períodos de sesiones, que culminaron con la aprobación en Jamaica en el año 1983 de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, en cuyo artículo 121 se mantiene la definición de isla establecida previamente en la Convención sobre Mar Territorial y Zona Contigua (1958), aunque ahora junto a las islas naturales se contemplan también las islas artificiales. En el texto de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, se designan como “rocas” (artículo 121.3), a las pequeñas superficies insulares, no aptas para mantener una ocupación humana o vida económica. Indicando que estos afloramientos carecen a diferencia de las islas, de zona económica exclusiva ni plataforma continental. En los textos jurídicos se emplean términos, como “islotas” (cf. Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas), para diferenciar ámbitos insulares de menor superficie, aunque no se fija adecuadamente los criterios para discernir entre los distintos tipos de medios insulares (United Nations, 2001; Moscoso de la Cuba, 2013). Esta misma situación se evidencia en el ámbito científico y técnico, donde se recurre al uso de distintos términos (islotas, cayo, peñón, aguja) para referirse a los sistemas insulares sin aportar una delimitación precisa entre ellos (Rodríguez Díaz, 2016).

La Oficina Europea de Estadística (EUROSTAT), considera que una isla debe tener una superficie igual o superior a 1 km², y una población permanente superior a 50 habitantes. Indica además que no debe estar conectada de forma permanente al territorio continental por dispositivos permanentes (puentes), y debe estar separada al menos 1 km del área continental. Y finalmente no integrar ninguna capital de un Estado miembro. Aceptando estos criterios, el territorio marítimo insular de la Unión Europea se reduce a 109.423 km², (3.4% de la superficie de la Unión), albergado una población permanente de 14 millones de personas (3,43% del total de la población de la Unión). (cf. Fernández Martín, 1999; Freitas Valente, 2017). En el Programa EUROISLANDS promovido por la Unión Europea (ESPON2013) se incluye una clasificación de las Islas de la Unión Europea combinando cuatro criterios: Población permanente (Islas grandes >50.000 habitantes permanentes, Islas medianas 50.000-5.000 habitantes, Pequeñas islas <5.000 habitantes), estatus administrativo

(Estado, Región, Archipiélago), Distribución Geográfica (Atlántico, Báltico, Mediterráneo, Mar Negro), y encuadre en las regiones objetivo de desarrollo social-económico de la Unión Europea.

En Europa suelen identificarse “grandes islas”, con territorios insulares de una superficie mayor de 50 km² o una población de más de 10.000 habitantes. Cumpliendo ambos criterios se pueden identificar en Europa más de 355 islas, las cuales representan una superficie total emergida de 747.098,2 km² y en las que habitan 88.054.895 habitantes. De estas islas 125 se encuentran fuera de la Unión Europea (184.800,39 km², 713.355 habitantes), mientras que 230 islas forman parte de la Unión (562.297,81 km² y 87.341.540 habitantes), representando alrededor del 12,9 % de la superficie terrestre de esta (UE 4.376.780 km², 370.000.000 personas).

Del conjunto de las grandes islas de la Unión Europea (Tabla 1), solamente en 6 de ellas se supera el umbral del millón de habitantes. Inglaterra (218.595 km² y 61.500.000 habitantes, densidad 281,3 hab/km²), Irlanda (81.638 km², 6.197.100 habitantes; densidad 75,9 hab/km²), Sicilia (25.662 km², 5.015.569 habitantes, densidad 195.4 hab/km²), Selandia (7.180 km², 2.164.217 habitantes, densidad 301.4 hab/km²) Cerdeña (23.949 km², 1.637.193 habitantes, densidad 68.3 hab/km²), Chipre (9.251 km², 1.201.356 habitantes, 129.8 hab/km²). Mientras que en otras 21 islas (143.600,41 km²), se superan los 100.000 habitantes. Incluyendo aquí a 4 de las 8 grandes islas canarias: Gran Canaria (1.560,1 km², 846.717 habitantes, densidad 542,73 hab/km²); Tenerife (2.034,38 km², 904.713 habitantes, densidad 444,71 hab/km²); Lanzarote (845,94 km², 149.183 habitantes, densidad 176.3 hab/km²); Fuerteventura (1.659 km², 113.275 habitantes, densidad 68.27 hab/km²). Y a dos de las cinco grandes islas del archipiélago balear: Palma de Mallorca (3.640,11 km², 859.289 habitantes, densidad 236,06 hab/km²). Ibiza (572,56 km², 144.659 habitantes, densidad 252,65 hab/km²). Junto con la isla de Madeira (741 km², 240.537 habitantes, densidad 324,61 hab/km²), y la Isla de São Miguel (759 km², 141.000 habitantes, densidad 185,77 hab/km²) en el archipiélago de las Azores.

Un tercer grupo de las grandes islas de la Unión Europea incluiría territorios insulares que presentan una población permanente de más de 25.000 personas, que corresponden a 33 islas, que abarcan en conjunto una superficie de 17.444,83 km² y una población de 1.790.692 habitantes. Entre ellas encontramos varios territorios insulares españoles; Menorca (701.80 km², 94.559 habitantes). Entre 25.000 y más de 10.000 habitantes se encuentran en la Unión Europea 54 grandes islas. Incluyéndose aquí Formentera (83.24 km², 12.216 habitantes) en Baleares, así como El Hierro (268,71 km², 10.798 habitantes) y La Gomera (369,76 km², 21.136 habitantes), en Canarias.

Con menos de 10.000 habitantes se encuentran 116 grandes islas de la Unión Europea, que acumulan una superficie de 16.841,42 km², y una población permanente de 302.119 personas (17,9 hab/km²). Aunque este grupo se muestra muy heterogéneo en cuanto al total de población

residentes, desde islas despobladas (<25 habitantes, densidad <0,1 hab/km²), o escasamente pobladas (<1.000 habitantes, densidad 5,49 hab/km²), a islas que soportan pequeños grupos poblacionales (10.000–1.000 habitantes).

Intervalo Población	nº	Superficie	Población	Densidad
>1.000.000	6	366.258,00 km ²	77.562.079 habitantes	211,76 hab/km ²
1.000.000-100.001	21	143.600,41 km ²	6.845.354 habitantes	47,66
100.000-25.001	33	17.444,83 km ²	1.790.692 habitantes	102,64
25.000-10.001	54	18.153,15 km ²	841.296 habitantes	46,34
10.000-5.001	22	3.260,76 km ²	158.743 habitantes	48,68
5.000-1.001	46	7.026,42 km ²	124.629 habitantes	17,73
1.000-25	31	3.407,76 km ²	18.724 habitantes	5,49
<25	17	3.146,48 km ²	23 habitantes	0,007
Total	230	562.297,81 km ²	87.341.540 habitantes	155,32

Tabla 1- Grandes islas (superficie >50 km² o población >10.000 habitantes) en el ámbito de la Unión Europea

El resto de los territorios insulares de la Unión Europea se corresponden, en consecuencia, con medianas y pequeñas islas. Considerando las primeras, con una superficie inferior a 50 km², pero mayor de 10 km², que frecuentemente incluyen una población inferior a 10.000 habitantes y superior a 50 habitantes. Aunque, también se encuentran islas, frecuentemente en las zonas marinas septentrionales, donde las características biogeográficas resultan muy limitantes para el establecimiento de una población humana de carácter permanente y se encuentran deshabitadas. Las islas pequeñas tendrían una superficie de menos de 10 km² y una población permanente de menos de 50 habitantes. Para diferenciar éstas de los islotes, peñones y arrecifes, como ya se ha indicado, no suele haber un criterio comúnmente aceptado. Desde una perspectiva socio-económica se designan islotes en general a las islas medianas (50-10 km²) y pequeñas, (<10 km²), que no están habitadas permanentemente. Mientras que, desde un punto de vista biológico, se identifican islotes, peñotes, agujas y guaneros, con resaltes rocosos, cuando la presencia de biocenosis de plantas vasculares es reducida o inexistente. Aunque también se recurre muchas veces a emplear las designaciones recogidas tanto en documentos escritos como en la cartografía histórica.

De acuerdo con esta clasificación, los territorios insulares de Galicia se deberían considerar dentro de las categorías de “islas medianas” y de “islas pequeñas”. Siendo la de mayor entidad la Illa de Arousa (6,92 km², 4.958 habitantes, Densidad 717,92 hab/km²), que se correspondería con una “isla mediana”, mientras que el resto de los territorios insulares deberían ser considerados como “islas pequeñas”.

El Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia integra 4 archipiélagos, Sálvora, Ons, Cortegada,

Cíes, con una superficie terrestre de más de 1.154 ha (Tabla 2). Dos de estos archipiélagos (Archipiélago de Sálvora, Archipiélago de Cortegada), figuran como despoblados según los datos del Instituto Nacional de Estadística, mientras que al Archipiélago de Cíes se asigna en los Censos de 2000-2018 una población de 1-3 personas (1 hombre y 2 mujeres). Únicamente en el archipiélago de Ons, el censo del Instituto Nacional de Estadística, indica una mayor población, con 65 personas (36 hombres, 29 mujeres), según los datos incluidos en los censos del 2015 al 2018.

Mitos, utopía y desutopía

La presencia humana en los territorios insulares ha tenido y tiene un papel muy significativo en la configuración política social, económica y cultural de nuestra sociedad, y responde a distintos modelos de ocupación forjados a lo largo del devenir histórico. Las antiguas ocupaciones sirvieron además para conformar una rica y compleja mitología sobre el medio insular y los isleños, con elementos que han perdurado a lo largo de los siglos adaptándose al influjo de nuevas corrientes y planteamientos, continuando ejerciendo su fascinación entre investigadores, curiosos y turistas. Para los antiguos griegos, las Islas de los Bienaventurados (gr. Μακάρων νῆσοι), eran el lugar donde las almas virtuosas gozaban de un reposo perfecto después de su muerte. Platón menciona en los diálogos de Timeo y Critias, la isla del Atlas o Atlántida (gr. Ἀτλαντὶς νῆσος, Atlantis nēsos), emplazada más allá de las Columnas de Hércules y en la que se desarrolló una antigua sociedad. Los romanos dieron continuidad a la mitología griega, integrando viejos mitos, como el de las Casitérides (gr. Κασσίτερος), donde se ubicaban las

principales fuentes del comercio del estaño. Mientras que, en la Edad Moderna, los viajes ultramarinos a las Indias Orientales forjarán el mito de las Islas de la Especiería, alentando la exploración de las islas del Pacífico que culminará con el inicio de la colonización europea a las islas de New South Wales (Australia).

Las islas fueron también empleadas desde la antigüedad como elemento simbólico o modelo que sirviera para sustentar nuevas teorías sociales y políticas. En 1516, el pensador Thomas More [1478,1535], publica su conocido *Libellus vere aureus, nec minus salutaris quam festivus, de optimo reipublicae statu, deque nova insula Utopiae* (*Librillo verdaderamente dorado, no menos beneficioso que entretenido, sobre el mejor estado de una república y sobre la nueva isla de Utopía*), en el que plantea un nuevo modelo social a través del que se alcanzaría la perfección y se

contrapone al modelo establecido en los regímenes absolutistas imperantes en Europa. More, influenciado por las narraciones de Américo Vespucio [1454,1512], y en concreto sobre la isla de Fernando de Naronha (Brasil), que visita en 1503, vinculará territorialmente su modelo de régimen perfecto con una isla imaginaria, para la que acuña el término Utopia (gr. οὐ *ou* ‘no’, τόπος *tópos* ‘lugar’ y el lat. *-ia* ‘-ia’),

En la Insula Utopia, se desarrollaría según More, una sociedad idealmente organizada, primando lo comunal frente lo individual. De modo que las viviendas y los distintos bienes materiales serían de propiedad colectiva. Los habitantes de la isla vivirían en paz y en plena armonía de intereses, llevando a cabo trabajos comunales, mientras que dedicaría su tiempo libre al arte y a la lectura.

Archipiélago	Ley 15/2002		Ortofoto máxima resolución (año 2017)	
	Sup marina (ha)	Sup terrestre (ha)	Sup marina (ha)	Sup terrestre (ha)
Cíes	2658	433	2641,79	449,21
Ons	2171	470	2205,39	435,61
Sálvora	2309	248	2312,28	244,72
Cortegada	43,8	Non figura	135,54	55,91

Tabla 2- Superficie terrestre y marina de las islas del Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia en la disposición legal de su declaración (Ley 15/2002), y comparación con las directamente mensuradas sobre la ortofotografía de máxima resolución del PNOA

Años más tarde Carl Nilsson Linnæus [1707,1778], consideraba que las especies terrestres se originaron en el momento en el que en la tierra existió una única área insular: “*Tengo la firme convicción de no alejarme mucho de la verdad si digo que la totalidad de la Tierra Firme, al principio del mundo, estaba sumergida en las aguas y cubierta por el vasto océano, excepto una sola isla en este mar inmenso*”, para considerar finalmente que: “*la Tierra emergida aumenta cada año, que antes era mucho menor y que al principio no era más que una pequeña isla donde se concentraban todas las cosas que el excelente Creador había destinado para el uso de los hombres*” (Fernández-Galiano, 2006). Las islas tendrán igualmente un papel crucial en la formulación de la Teoría de la Evolución formulada por Charles Robert Darwin [1809,1882] y Alfred Russel Wallace [1823,1913].

En la época colonial, el uso de las islas como puntos estratégicos en el comercio de especias, perlas, minerales y maderas preciosas, así como productos procedentes de lejanos países, ayudó a considerar entre los europeos a las lejanas islas como lugares de grandes riquezas y oportunidades, propiciando su antropización y colonización. Pero también surge al final de la etapa colonial una visión más real sustentada en las vicisitudes de naufragos y

condenados que tuvieron que permanecer durante largos períodos en penales isleños, que fueron objeto de distintas crónicas y obras literarias. Entre ellas cabe destacar el penal insular del Château d’If (Marseille), donde será confinado *Le Comte de Monte-Cristo*, en la inmortal obra de Alexandre Dumas [1802, 1870], publicada en 1814. O la Île du Diable (Guayane), donde en 1852, Napoleón III mandó construir un penal que albergo hasta su clausura, en 1932, a más de 80.000 penados, confinados en durísimas condiciones, y cuyas vicisitudes serán recordadas en distintas obras, como *Cayenne-Dry Guillotine* (Furlong, 1913); *Dry Guillotine, Fifteen Years Among The Living Dead* (Belbenoit, 1938), *Papillon* (Charrière, 1969). El simbolismo de los penados insulares se contrapone en gran medida con el del naufrago Robinson Crusoe, personaje creado en 1719 por el escritor inglés Daniel Defoe [1659, c1731] en su célebre novela *The life and strange adventures of Robinson Crusoe, of York, mariner*. Donde adelantándose a los postulados de Jean-Jacques Rousseau [1712,1778], sobre el “buen salvaje”, nos muestra la peculiar vida de un naufrago inglés que vivió 28 años completamente solo en una isla deshabitada en las costas de América, cerca de la desembocadura del gran río Orinoco, donde con el apoyo de Viernes, convertirán la isla en un peculiar vergel autárquico.

Objetivos y retos en la gestión de islas

La situación social-económica de los territorios insulares de la Unión Europea motivaron la aprobación de distintas resoluciones por parte del Parlamento Europeo, entre las que cabe destacar: Las islas y regiones periféricas y marítimas de la Comunidad (Parlamento Europeo, 1983); Las islas y regiones periféricas y marítimas de la Comunidad (Informe Barrett, 1987). Los problemas de desarrollo de las regiones ultraperiféricas de la Unión Europea (Informe Fernández Martín, 1997). Informe sobre los problemas de las regiones insulares de la Unión Europea (Informe Viola, 1998). Resolución del Parlamento Europeo sobre la situación especial de las islas (Parlamento Europeo, 2016).

Entre los hándicaps indicados en estos informes se destaca la escasez de tierras utilizables, las dificultades de transportes y de comunicaciones, el déficit de abastecimiento de agua y de energías, la contaminación marítima y costera, la gestión compleja y difícil de aguas residuales y de los residuos sólidos, la falta de mano de obra cualificada, la ausencia de economías de escala para las empresas, el elevado coste de las infraestructuras, problemas demográficos y el desempleo. En los informes del Parlamento Europeo, se constata además que “en muchas islas europeas, y no sólo las situadas geográficamente en el sur de la Unión, padecen las consecuencias del turismo a veces masivo que, si bien es un sector económico indispensable y a veces exclusivo para su desarrollo, produce una erosión medioambiental incompatible con un desarrollo sostenible” (Fernández Martín, 1999).

Términos muy semejantes aparecen reseñados en la Resolución del Parlamento Europeo sobre la situación especial de las islas (Parlamento Europeo, 2016), donde se indica: “Muchos Estados miembros de la UE tienen islas y territorios aislados (por ejemplo, archipiélagos). Entre estas islas se encuentran varios destinos turísticos de fama mundial, mientras que albergan una considerable riqueza natural y cultural. Algunas islas también generan productos agrícolas y artesanías de renombre. Sin embargo, las islas también afrontan desafíos considerables. Pueden carecer de enlaces de transporte adecuados con el continente más cercano. Sus ecosistemas son vulnerables y los recursos naturales a menudo son escasos. Algunas son pequeñas y/o montañosas. Muchos se encuentran en la periferia de un Estado miembro, o constituyen regiones fronterizas, lo que limita considerablemente su potencial de crecimiento económico. Las islas suelen ser demasiado pequeñas para permitir economías de escala. Pueden carecer de capital humano y poseer recursos públicos limitados en salud, educación, investigación e innovación. Más recientemente, las islas del sur de la UE han visto una gran afluencia de

migrantes, mientras que carecen de los recursos necesarios para su alojamiento o integración. En la mayoría de los casos, las islas no son autosuficientes en productos agrícolas e industriales o en servicios del sector terciario. Por lo general, dependen de combustibles fósiles importados y dependen de las redes de energía del continente. Como la mayoría de los productos y servicios tienen que ser transportados a las islas, los precios son considerablemente más altos, lo que aumenta el costo de vida en los territorios insulares. Sin embargo, aunque el estado de insularidad crea una gran cantidad de problemas, varios estudios sugieren que las islas pueden convertirse en ‘tierras de oportunidades’ al invertir en sus fortalezas relativas. El artículo 174 del Tratado de Funcionamiento de la Unión Europea (TFUE) reconoce la naturaleza especial de los territorios insulares. Sin embargo, muy pocas medidas concretas de la UE han tenido como objetivo apoyar a las islas hasta la fecha. Varias regiones y municipios insulares piden el desarrollo de una “dimensión insular” en las políticas de la UE y que la política regional de la UE tome en cuenta los factores de insularidad que los afectan de manera desproporcionada. También afirman que, debido al método establecido por la Comisión Europea de financiamiento regional, basado en el PIB, ciertas islas y territorios insulares están severamente penalizados.

Los retos ambientales del Planeta desde finales del siglo XX, pueden quedar englobados en el concepto de Cambio Global (Pérdida de Biodiversidad, Cambio Climático, Alteración de los ciclos biogeoquímicos), cuyos efectos impactan de forma muy significativa sobre los componentes ambientales, sociales y económicos de los medios insulares, llevando a estos a escenarios subcríticos o críticos (reducción de la superficie emergida y alteración de los ecosistemas marítimos-terrestres, mayor recurrencia de episodios ciclónicos extremos, establecimiento de condiciones letales o subletales para muchas especies autóctonas, expansión de especies exóticas, incrementos de costes en infraestructuras y salud pública, etc.).

La Asamblea General de las Naciones Unidas aprobó en 1984, durante su 44º periodo de sesiones, una Resolución (GA 44/206) sobre los posibles efectos adversos del aumento del nivel del mar en las islas y las zonas costeras. Posteriormente, La Agenda 21 adoptada en la Cumbre de la Tierra (Río de Janeiro, 1992) presenta un área programática sobre Desarrollo Sostenible de las Islas Pequeñas (Capítulo 17G), a la que siguió la Conferencia Mundial sobre el Desarrollo Sostenible de los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (Barbados, 1994), donde se adoptó un Programa de Acción para el Desarrollo Sostenible de los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo. El Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas, División para el Desarrollo Sostenible, creó una Unidad de Pequeños Estados Insulares en Desarrollo para supervisar la implementación de este programa de acción. Las islas y los

océanos también ocuparon un lugar destacado en la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible de Johannesburgo (2002) y en la Conferencia de desarrollo sostenible de Naciones Unidas Rio+20 (2012).

Los países signatarios del Convenio sobre la Diversidad Biológica, aprobaron en 2010 en Nagoya (Japón), el Plan Estratégico de la Diversidad Biológica 2011-2020 con el propósito de inspirar acciones a gran escala por todos los países y las partes interesadas en apoyar la diversidad biológica durante la próxima década.

El Plan Estratégico se compone de una visión compartida, “Para 2050, la diversidad biológica se valora, conserva, restaura y utiliza en forma racional, manteniendo los servicios de los ecosistemas, sosteniendo un planeta sano y brindando beneficios esenciales para todos.” Una misión: “Tomar medidas efectivas y urgentes para detener la pérdida de diversidad biológica a fin de asegurar que, para 2020, los ecosistemas sean resilientes y sigan suministrando servicios esenciales, asegurando de este modo la variedad de la vida del planeta y contribuyendo al bienestar humano y a la erradicación de la pobreza. A este fin, las presiones sobre la diversidad biológica se reducen, los ecosistemas se restauran, los recursos biológicos se utilizan de manera sostenible y los beneficios que surgen de la utilización de los recursos genéticos se comparten en forma justa y equitativa; se proveen recursos financieros adecuados, se mejoran las capacidades, se transversalizan las cuestiones y los valores relacionados con la diversidad biológica, se aplican eficazmente las políticas adecuadas, y la adopción de decisiones se basa en fundamentos científicos sólidos y el enfoque de precaución”.

Ambos aspectos se materializan en 5 objetivos estratégicos (A: Abordar las causas subyacentes de la pérdida de diversidad biológica mediante la incorporación de la diversidad biológica en todos los ámbitos gubernamentales y de la sociedad. B: Reducir las presiones directas sobre la diversidad biológica y promover la utilización sostenible. C: Mejorar la situación de la diversidad biológica salvaguardando los ecosistemas, las especies y la diversidad genética. D: Aumentar los beneficios de la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas para todos. E: Mejorar la aplicación a través de la planificación participativa, la gestión de los conocimientos y la creación de capacidad) y 20 metas ambiciosas pero alcanzables, conocidas como las Metas de Aichi.

La 11ª Meta de Aichi establece como objetivo que para el año 2020, al menos el 17% de las zonas terrestres y de aguas continentales y el 10% de las zonas marinas y costeras, especialmente aquellas de particular importancia para la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas, se conserven por medio de sistemas de áreas protegidas administrados de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados y otras

medidas de conservación eficaces basadas en áreas, y que estén integradas en los paisajes terrestres y marinos más amplios. Las políticas de conservación deben apoyarse en una adecuada restauración de aquellos ecosistemas dañados o degradados. En relación con este aspecto, la 15ª Meta de Aichi, considera: Para 2020, se habrá incrementado la resiliencia de los ecosistemas y la contribución de la diversidad biológica a las reservas de carbono, mediante la conservación y la restauración, incluida la restauración de por lo menos el 15% de las tierras degradadas, contribuyendo así a la mitigación del cambio climático y a la adaptación a este, así como a la lucha contra la desertificación.

El cumplimiento de las Metas de Aichi en mejorar la concienciación de la sociedad sobre la Biodiversidad y la problemática de su pérdida (Meta Aichi, 1), así como en integrar los valores de la diversidad biológica en las estrategias y los procesos de planificación de desarrollo y reducción de la pobreza nacionales y locales y se estarán integrando en los sistemas nacionales de contabilidad, según proceda, y de presentación de informes (Meta Aichi 2). Para ello resulta esencial eliminar gradualmente o reformar los incentivos, incluidos los subsidios, perjudiciales para la diversidad biológica, a fin de reducir al mínimo o evitar los impactos negativos, y se habrán desarrollado y aplicado incentivos positivos para la conservación y utilización sostenible de la diversidad biológica de conformidad con el Convenio y otras obligaciones internacionales pertinentes y en armonía con ellos, tomando en cuenta las condiciones socioeconómicas nacionales (Meta Aichi 3). Así como la implicación de los gobiernos, empresas y entidades, adoptando medidas o poniendo en marcha planes para lograr la sostenibilidad en la producción y el consumo y habrán mantenido los impactos del uso de los recursos naturales dentro de límites ecológicos seguros (Meta Aichi 4).

Pérdida de biodiversidad. La problemática de las Especies Exóticas Invasoras

Durante la mayor parte de la historia del ecosistema terrestre el aislamiento insular, combinado con la existencia de unas peculiares características ambientales, determinaron la diferenciación del cortejo florístico y faunístico insular frente a la existente en los territorios continentales más próximos. Sin embargo, la acción humana ejercida sobre los sistemas insulares desde tiempos inmemoriales, pero de forma más notoria en los últimos trescientos años, trastocó esta situación, afectando negativamente al estado de conservación de los hábitats y poblaciones de especies silvestres, proceso que culminó con la pérdida, cuando no la extinción global, de distintos

componentes de la biodiversidad insular. En este proceso de antropización y pérdida de biodiversidad, adquiere una notable importancia la introducción directa o indirecta de especies exóticas, muchas de las cuales aprovecharán con éxito las peculiares características ambientales de las islas, así como la acción perturbadora provocada por el ser humano, logrando establecerse y expandirse en los medios insulares a costa de los elementos autóctonos. Ejemplos elocuentes de esta transformación se pueden obtener en las distintas islas del planeta, tanto en el territorio Indico, como Pacífico o Atlántico. En la Unión Europea, este proceso afectó especialmente a las áreas insulares de la Región Mediterránea (Baleares, Córcega, Cerdeña, Sicilia, Islas griegas, etc.), Macaronésica (Canarias, Madeira, Açores) y del Mar Negro, pero también se puede apreciar con una mayor o menor intensidad en los territorios insulares del centro y norte de la Región Atlántica y de la del Mar Báltico. Hoy en día, a pesar de los esfuerzos realizados y de la importante financiación ejecutada, las especies exóticas invasoras representan en los medios insulares uno de los principales problemas para asegurar la conservación de la biodiversidad.

Con el paso del tiempo, y ante la inexistencia de mecanismos eficaces de control, las especies exóticas se han apoderado de muchos territorios insulares, de modo que el número de éstas supera ampliamente en los territorios insulares de la Macaronesia, el Mediterráneo y los enclavados en el área meridional Atlántica de la Unión Europea, a las Especies Protegidas, o incluso estas últimas se ven superadas numéricamente por las consideradas como Especies Exóticas Invasoras.

El archipiélago de Canarias incluye una elevada diversidad de especies, con más de 5.753 especies de plantas (500 algas, 1153 hongos, 1.100 líquenes, 3.000 plantas vasculares) y unas 9.000 especies de animales, de las cuales alrededor de 8000 son invertebrados (7.000 terrestres y 1.000 marinas) y 994 especies de vertebrados (553 peces, 2 anfibios, 17 reptiles, 82 aves nidificantes y 250 aves migratorias, 40 mamíferos). La Ley 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario de Especies Protegidas (BOC 112, 09/06/2010, BOE 150, 21/06/2010), lista en las distintas categorías de protección a 300 especies, de las cuales 83 están catalogadas como En Peligro de Extinción, de las que 4 son Marinas (1 Artrópodo, 1 Mamífero, 1 Alga, 1 Espermatofito) y 79 Terrestres (1 Molusco, 12 Artrópodos, 1 Reptil, 4 Aves, 61 Espermatófitos). Y 54 catalogadas como Vulnerables, de las que 8 son Marinas (1 Porífero, 1 Pez, 1 Mamífero, 5 Algas) y 46 Terrestres (3 Moluscos, 3 Artrópodos, 6 Aves y 34 Espermatófitos). A ellas habría que unir un tercer grupo de especies consideradas como de interés para los ecosistemas canarios, que incluye 146 especies, repartidas entre 35 especies marinas (4 Cnidarios, 5 Equinodermos, 10 Moluscos, 1 Artrópodo, 5 Peces, 8 Algas, 2 Espermatófitos) y 111 terrestres (1 Anélido, 5

Moluscos, 16 Artrópodos, 3 Aves, 9 Helechos, 82 Espermatófitos), junto con 17 Especies terrestres incluidas en la categoría de protección especial. Sin embargo, este listado de 300 especies protegidas es ampliamente superado por las exóticas, alcanzando estas últimas las 700 especies (Especies Exóticas Invasoras, 422; Especies Exóticas, 85; Especies probablemente exóticas, 190) (Arechavaleta, *et al.* 2010).

En Galicia, aun careciendo de censos completos y definitivos de especies, se estima la presencia en el medio marino y terrestre de más de 10.000 especies, de las cuales alrededor de 450 poseen un estatus legal de protección derivada de la normativa europea, estatal o autonómica. El catálogo de la flora vascular de Galicia (Romero Buján, 2008) incluye más de 2.390 taxa, incluyendo especies nativas, alóctonas y plantas de cultivo. En el archipiélago de Cíes, Alonso *et al.* (2011) estima la presencia de 415 taxa nativos del archipiélago, 44 taxa subespontáneos, y un grupo de 143 especies en el que se incluyen tanto especies nativas del área litoral continental que fueron introducidas recientemente en las Islas Cíes, como plantas cultivadas. En Ons (Bernárdez-Villegas, 2006) se listan 348 especies de plantas vasculares, de las que más de 290 son nativas, y el resto son consideradas como alóctonas al archipiélago o como plantas cultivadas.

En el momento de redactar este trabajo el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (Decreto 88/2007 del 19 de abril, por el que se regula el Catálogo gallego de especies amenazadas. DOG 89, 09/05/2007; Decreto 167/2011, de 4 de agosto, por el que se modifica el Decreto 88/2007 del 19 de abril, por el que se regula el Catálogo gallego de especies amenazadas. DOG 155, 12/08/2007. Orden del 6 de mayo de 2014, DOG 92, 15/05/2014), incluye 201 especies, de las que 75 están catalogadas como En Peligro de Extinción (4 Moluscos, 4 Artrópodos, 3 Réptiles, 13 Aves, 1 Mamíferos; 2 Algas, 4 Líquenes, 2 Briofitos, 7 Helechos, 35 Espermatófitos) y 126 consideradas como Vulnerables (1 Cnidario, 5 Moluscos, 3 Artrópodos, 1 Equinodermo, 3 Peces y Agnados, 8 Anfibios, 10 Réptiles, 17 Aves, 14 Mamíferos, 5 Algas, 24 Briofitos, 5 Helechos, 30 Espermatófitos), a la que habría que unir también un grupo de especies protegidas por la normativa europea y/o estatal. El número de especies protegidas en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia es de 191 especies, que se corresponden con 12 plantas y algas, 16 invertebrados, 7 peces, 3 anfibios, 13 réptiles, 123 aves y 17 mamíferos.

La pérdida de biodiversidad y la expansión de especies exóticas en los medios insulares suele vincularse con un conjunto de actuaciones humanas que, aunque desde un punto de vista práctico acostumbra a analizarse individualmente, frecuentemente interactúan entre sí, configurando distintos modelos espacio-temporales de antropización

Uso religioso

El aislamiento insular fue determinante para la ubicación en las islas de cenobios y monasterios, así como de capillas y otros elementos vinculados al culto. En el área Atlántica son ejemplos relevantes el cenobio paleocristiano de Skellig Michael (Irlanda), construido en 757 AD, integrado en 1996 en la Lista del Patrimonio Mundial de la UNESCO. Así como la abadía benedictina de Mons Sancti Michaeli in Periculo Mari (Mont-Saint-Michel, Francia), construida a partir de 996 AD.

En Galicia se documenta la presencia de pequeños cenobios medievales en distintas islas, destacando los de la Isla Coelleira (Ría do Barqueiro, Lugo) y los establecidos en las Islas Cíes. En ambos casos se trataba de construcciones de pequeño volumen y muy rudimentarias, que albergaban un pequeño grupo de monjes dedicado a la vida religiosa, que subsistían gracias a los alimentos y provisiones que les enviaban periódicamente desde el continente y con pequeños huertos. En Cíes los primeros cenobios que se documentan se establecen tras la invasión sueva. En 899 AD, las islas fueron donadas por el Rey Alfonso III al obispado de Santiago de Compostela, manteniéndose en ella los pequeños cenobios. La donación fue confirmada por los sucesivos reyes. En 1152 se asentó un pequeño grupo de monjes benedictinos y posteriormente en 1377 de franciscanos. Los monjes junto con una pequeña población de campesinos cultivaban las escasas tierras aptas para la agricultura, donde cosechaban cereales y legumbres, además de mantener un pequeño elenco de animales domésticos (cabras, ovejas, cerdos, conejos, gallinas). Junto a los cenobios habría otros elementos vinculados a la iglesia, como lazaretos (San Simón, Cortegada), así como distintas capillas y cruces, que se reparten entre distintas islas gallegas.

4 Infraestructuras, factorías y pequeños establecimientos

El interés estratégico de muchas áreas insulares, llevó al establecimiento de infraestructuras civiles para facilitar el tráfico marítimo, así como instalaciones militares para proteger y regular éste. La construcción y el uso de faros, cuarteles, polvorines y otras dependencias, incrementó la presión antrópica, afectando en muchos casos a áreas que habían resistido el interés de los procesos de colonización y que ahora se verán afectadas por las actividades vinculadas con la construcción y explotación de estos elementos.

A comienzos del siglo XVIII los monjes habían abandonado las islas Cíes, pasando de nuevo a ser propiedad de la Corona, la cual, dada su posición estratégica para la defensa de la Ría de Vigo, decide establecer distintas dependencias militares, transformando en 1810 el antiguo Monasterio de San Esteban en un almacén de artillería, creando además un Cuartel de Carabineros y una cárcel. El primer faro se

construye en Monte Faro (Cíes), en 1851, no entrando en funcionamiento hasta 1853. Sufriendo desde esta fecha distintas obras de mejora. En 1852 se inician las obras del primer semáforo de Sálvora, que concluyen en ese mismo año. En 1904 la reorganización de los faros marítimos planteadas por el Ministerio de Fomento, determina la construcción de una nueva instalación en Cíes, iniciándose las obras en 1912 y concluyendo en 1917, entrando en funcionamiento en 1921. Por su parte, el primer semáforo de Ons se construye y entra en funcionamiento en 1865, siendo posteriormente remplazado a comienzos del siglo XX por una nueva instalación que entró en funcionamiento en 1926.

Las islas fueron también utilizadas para establecer instalaciones de apoyo de las actividades pesqueras y marisqueras, o para transformar los productos obtenidos del mar, construyéndose pequeñas factorías y almacenes donde se mantenían peces y mariscos en cautividad, se elaboraban salazones o se realizaba el despiece y transformación de los cetáceos. De estas actividades queda constancia en la documentación histórica, así como en algunos casos, parte de estas instalaciones se conservaban en la actualidad. Los datos disponibles para el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia evidencia la existencia de distintas instalaciones. En Cíes, en la segunda mitad del siglo XIX, funcionó un vivero de langosta (Varela Parapar *et al*, 1999), que utilizaba la Lagoa dos Nenos como estanque, y dos fábricas de salazones. La competencia de las conserveras en la costa próxima motivó el declive de las salazoneras isleñas y en 1900 quedaron reducidas a almacenes. En la actualidad todavía pueden verse algunos restos de las antiguas edificaciones, integrados en la vegetación. En Ons y Sálvora también funcionaron sendas salazones.

Durante el siglo XIX y XX se produce la construcción y ampliación de la red de faros en el litoral español. En los proyectos constructivos, junto a las instalaciones y viviendas se incluyen excepcionalmente pequeñas áreas destinadas a jardines o huertos. Sin embargo, la mayoría de los faros serán objeto de distintas actuaciones de “embellecimiento” incluyendo la plantación de especies alóctonas, frecuentemente (*Carpobrotus* spp.), pitósporo (*Pittosporum tobira*; *Pittosporum* spp.), malvas (*Lavatera arborea*), etc. Fruto de estas acciones se evidencia en torno al área del faro la existencia de importantes poblaciones de especies exóticas que crecen invadiendo los hábitats de acantilados y dunas. En Galicia esta situación alcanza un nivel crítico que con el paso del tiempo proliferando fuera del área ajardinada para expandirse e invadir los ecosistemas de acantilados y de dunas próximos. En Galicia el *Carpobrotus* es común en muchos faros, registrándose en algunos de ellos como es el caso del Faro de Illa Pancha (ZEC As Catedrais) un nivel crítico de invasión al ocupar la casi totalidad de la isla. En otros casos la invasión, sin alcanzar

estos niveles críticos, se muestra igualmente alarmante (San Cibrao, Cabo Silleiro, Cabo Fisterra, Cabo Corrubedo, etc.). En los Parques situados en la zona litoral (Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas, Parque Natural de Corrubedo), así como en distintos espacios de la Red Natura 2000 (ZEC As Catedrais, ZEC Costa Artabra, ZEC Costa da Morte, etc) y en áreas urbanas se han llevado a cabo en los últimos años distintas medidas de control y erradicación.

No se puede obviar que el establecimiento y funcionamiento de estas instalaciones y establecimientos tuvieron un impacto sobre el medio insular. Así el uso militar de las islas, llevó en el caso de Cíes a emplear los resaltes rocosos como blanco para la artillería naval. Mientras que la construcción de semáforos y linternas provocó en muchos casos la transformación y artificialización de áreas de gran fragilidad ambiental.

Comunidades de pescadores-campesinos

Muchas islas fueron objeto, en distintos periodos históricos, de procesos de colonización por comunidades permanentes o temporales de pescadores-campesinos. Estos eventos generaron en los espacios insulares medios dedicados a usos agrícolas y ganaderos, así como ambientes permanentemente o temporalmente alterados por la acción humana, al ser empleados para establecer las viviendas, otras dependencias, las áreas de trabajo, o para obtener distintos recursos (madera, leñas, cañas, etc). Las especies introducidas para las explotaciones agrícolas y ganaderas son las mismas que las utilizadas en las explotaciones de los territorios continentales adyacentes, aunque en ocasiones, dadas las peculiares características de los sistemas insulares, se utilizan aquellas de mayor rusticidad y adaptabilidad a un medio no siempre favorable para el desarrollo de las prácticas agrícolas y ganaderas. Junto con las especies introducidas para su uso agrícola y ganadero, llegan a los territorios insulares, de forma accidental, numerosas especies exóticas, al ser transportados individuos o sus propágulos en las embarcaciones, la vestimenta y calzado de los visitantes, los animales y plantas traídas desde el continente, o en distintos materiales y mercancías (alimentos, sustratos, áridos, maderas, maquinaria, etc.). Entre estas especies exóticas encontramos exopatógenos y endopatógenos de plantas y animales, así como un importante número de organismos saprobios. Pero también se incorporan al medio insular plantas consideradas habitualmente como malezas de cultivos, y así como especies de plantas y animales adaptadas a vivir en medios artificiales o perturbados periódicamente por la actividad humana.

Las acciones de colonización de las islas gallegas se encontraron en la mayoría de los casos con fuertes restricciones tanto fisiográficas, edáficas y climáticas para el establecimiento de muchas especies cultivadas. Solamente en las grandes islas, como Arousa, Cíes, Cortegada, Ons,

Sálvora, existen áreas que resultan adecuadas para el cultivo agrícola y el mantenimiento de una pequeña cabaña ganadera. Si bien se han encontrado restos en Cíes que podrían ser encuadrados cronológicamente en la transición entre Paleolítico y Mesolítico (Díaz Álvarez 1958, 1981), éstos no pueden ser considerados como procedentes de asentamientos humanos estables. Al contrario, los vestigios arqueológicos más antiguos sobre la presencia de comunidades de pescadores-campesinos en las áreas insulares de Galicia se remontan a la Edad de los Metales, como se ha documentado en el propio archipiélago de Cíes (Fernández de la Cigña 1986, Patiño & González 1989), y que continuaron de forma más o menos intermitente durante las etapas históricas posteriores (Díaz Álvarez 1984, Monteagudo 1957, Casal García, 1980), aunque no existen datos paleobotánicos y paleozoológicos que permitan describir el tipo de explotación allí constituida.

Tras la desaparición del Reino Suevo (585 AD), la mayoría de los territorios insulares se incorporarán progresivamente al dominio de la Iglesia (Santiago y Gómez 1896, López Ferreiro 1898), estableciéndose en ellas los primeros cenobios y lugares de culto cristiano, a la vez que se mantienen las pequeñas comunidades de pescadores-campesinos. Las islas fueron explotadas a través de un régimen foral, otorgando los campesinos parte de sus rentas a la Iglesia. En ellas se cultivaron los mismos productos utilizados en las áreas continentales próximas, donde se producían distintos cereales (trigo, centeno, avena, cebada), leguminosas de grano (guisantes, alubias, habas) y hortalizas (berzas, nabos), junto con frutales (manzanos, perales, ciruelos, higueras, etc) y pequeñas áreas de emparrados. La economía agraria se complementa con una pequeña explotación ganadera de vacas, cerdos, ovejas, cabras, gallinas y conejos, complementando su dieta con los productos obtenidos de la pesca.

La Iglesia posteriormente vende alguno de los predios insulares que pasan a manos de nobles e hidalgos locales (Taboada 1840, Patiño & González 1989), que emplearán las propiedades para levantar pequeñas factorías e instalaciones destinadas a valorizar los productos del mar. Las desamortizaciones ponen fin al dominio de la iglesia sobre las propiedades insulares, incorporándose éstas a la propiedad municipal, o siendo vendidas y adquiridas por particulares.

Un ejemplo elocuente de esos cambios en la propiedad insular y en el establecimiento de distintos modelos de colonización se documenta en la Isla de Ons. Con anterioridad al año 899 AD, las islas de Ons y Onza fueron propiedad de la realeza gallega. En 899 AD, fueron donadas por el Rey Alfonso III de Asturias [c852, 910], al Obispo de Santiago de Compostela (Portela Pazos 1954). En el siglo XVI las islas fueron aforadas a la familia Montenegro (Pereira Fernández 2007), convirtiéndose en los administradores de las mismas, si bien la ocupación humana en este período es

dudosa, y en todo caso escasa, debido al aislamiento, las duras condiciones de vida y la periódica irrupción de piratas y normandos. Los escasos vecinos de Ons serán en su mayoría pescadores de la costa próxima que pagarán una renta por hacer uso de la isla, aunque no vivirán en territorio insular de forma permanente, sino que de acuerdo al Catastro del Marqués de la Ensenada (1749-1759), dejan en la misma a los animales y se trasladarán a la isla en las épocas de siembra y durante las posteriores cosechas, construyendo pequeñas cabañas para resguardarse mientras duraban las faenas agrícolas.

No será hasta comienzos del siglo XIX cuando en la isla comience a aumentar su población de forma significativa: a partir de 1810 la Junta Provincial de Armamento decide realizar obras de fortificación de la misma ante posibles irrupciones marítimas con motivo de la Guerra de Independencia, y para financiar la obra se decide dividir la parte cultivable de la isla en títulos (denominadas “acciones de primera clase”) para ser ofrecidos en venta a los propios contratados como trabajadores, con el beneplácito del Cabildo Catedralicio (Portela Pazos 1954, Pardellas de Blas 2009). Aunque una parte de los trabajadores de la fortificación de la isla adquirieron títulos para aprovechar agrícolamente sus tierras, la mayor parte de las acciones serán adquiridas por Francisco Genaro Ángel, a la postre director de las obras de fortificación para la Junta Provincial de Armamento, que arrendará sus parcelas a vecinos de la costa cercana. En 1813 se abandonaba el proyecto de fortificación, dado que las tropas francesas en España se retiraban tras la finalización de la Guerra de Independencia, si bien el interés por asentarse en la isla será creciente durante las décadas siguientes, aumentando las peticiones de arriendo o aforamiento al Cabildo Catedralicio por parte de vecinos de las costas cercanas, instalándose entre 1835 y 1840 una fábrica de salazón cerca del muelle. La población en la isla se incrementará, y por tanto las rentas derivadas de la actividad agrícola, ganadera y pesquera serán cada año mayores, alcanzando importantes cifras que motivarán una serie de litigios, pleitos y querellas por la propiedad de la isla (y por tanto por la administración de sus rentas) entre el Cabildo Catedralicio, Francisco Genaro Ángel y la familia de los Valladares-Montenegro. La llegada en 1836 de nuevas leyes desamortizadoras, motivarán que, durante el siglo XIX, la Iglesia abandone la lucha por la propiedad de la isla, al igual que los testamentarios Francisco Genaro Ángel, ya que sus títulos carecerán del rigor legal necesario para asegurarles la titularidad de la misma. De este modo, durante el tramo final del siglo XIX la familia de los Valladares-Montenegro aprovechará el contexto desamortizador para hacerse con la titularidad de la isla de Ons, de forma que cobrará un arriendo a los vecinos por los terrenos que trabajen, cobrando el canon en especie (por lo general maíz y patata), para lo cual se construyen una serie de hórreos (conocidos localmente como piornos) en los que se depositarán las rentas.

En 1919 Ons y Onza, son adquiridas por el médico y político republicano Manuel Riobó Guimeráns [1860,1933] y Marcial Bernadal, vecino de Ons, si bien tras ciertas desavenencias entre ambos, queda como único dueño el primero. Manuel Riobó intentó llevar a cabo un proyecto de compra y comercialización de pulpo y congrio a través de una Sociedad Mercantil con su hijo Didio Riobó Bustelo [1888-1936], denominada Isla de Ons S.L., efectuando distintas mejoras en la isla. La documentación vinculada a la compra-venta, aporta una interesante información sobre la isla y las actividades que en ellas se realizan. La isla de Onza estaba en inculto, mientras que en la de Ons existían parcelas permanentes de labradíos, huertos, pinares y pastos: el 60% de los terrenos eran arrendados a los vecinos para establecer sus explotaciones agrícolas y construir sus casas, mientras que el 40% restante eran terrenos dedicados a matorral, pastoreo o trabajados por los vecinos para el dueño. La población humana oscilaba entre 275-300 personas, que ocupaban distintas viviendas, existiendo además una pequeña capilla, almacenes y las dependencias de la factoría de salazón. En los documentos de compra-venta se reservaba el aprovechamiento cinegético de la isla de manera exclusiva y vitalicia a un abogado de Vigo. Durante el período que Manuel Riobó fue dueño de la isla se introducirá la primera escuela (año 1925), y tras su fallecimiento, fue su hijo Didio Riobó el encargado de llevar a cabo las primeras repoblaciones forestales. La sublevación militar de 1936 anuló los planes de éste, también republicano como su padre, dando fin trágicamente a su vida a los pocos meses. A raíz de la muerte de Didio Riobó, dado que ninguno de los herederos se encontraba en condiciones de hacerse cargo de la gestión empresarial de Isla de Ons S.L., la gerencia de la misma tuvo que ser delegada a uno de los conserveros de Bueu, Gaspar Massó, que durante los años que estuvo al frente obtuvo grandes beneficios de su gestión de la actividad pesquera, hasta que la isla fue expropiada en 1942 por el Estado.

En 1942 el Estado expropia las Islas de Ons y Onza, aludiendo a intereses de la defensa nacional, pasando a ser gestionadas por el Ministerio del Ejército en 1943, con la intención de construir una base de submarinos que nunca llegó a realizarse. Los vecinos permanecieron, sin embargo, en la isla de Ons, en unas condiciones jurídicas sumamente inciertas y de perfiles sólo asimilables a lo precario. En 1955, el número de habitantes en la isla había ascendido hasta 530 personas, si bien, las prohibiciones militares de nuevas construcciones, constituiría un problema ya que generaba problemas de hacinamiento. En 1964, abandonada la idea de construir la base naval, las islas son traspasadas al Ministerio de Agricultura, recayendo la gestión de las mismas al Instituto Nacional de Colonización (INC, 1939-1971), que acomete distintas construcciones en la isla (viviendas del médico y del maestro, iglesia, escuela, almacenes, etc.) pero sin considerar los tipos tradicionales de construcción de Ons e imponiendo sus propios modelos

traídos de la mitad Sur de la Península Ibérica. Desaparecido el INC, será el Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario, IRYDA (1971-1995), quien asuma la gestión de la isla a partir de 1975. Para posteriormente el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, ICONA (1971-1995) llevar a cabo distintas actuaciones a partir de 1979. La población de Ons, ya desde la década de los 1960 comienza a descender (censo de 464 habitantes en 1960) debido a las mejoras de la calidad de vida en el continente, de forma que a finales de la década de los setenta, la mayoría de los vecinos ya habían abandonado la isla, fijando su residencia en el continente, aunque mantienen las viviendas de Ons como residencia temporal para uso vacacional. En 1984, las islas de Ons y Onza pasan a ser dominio público de titularidad de la Comunidad Autónoma de Galicia (Real decreto 1535/1984, Ley 5/2001, de 28 de junio, de régimen jurídico de las concesiones en la isla de Ons), manteniéndose el uso privado de distintas parcelas y construcciones en régimen de concesión administrativa. En 1986 la isla contaba tan solo con 16 habitantes. En el año 2010 habitaban la isla 78 personas, la mayoría de ellas de forma temporal.

Un modelo un tanto similar de explotación se produce en la isla de Sálvora, que desde finales del siglo XVIII era propiedad de la familia Mariño, siendo autorizados a establecer una pequeña factoría para el secado y salazón de pescados (1770-1779), conocida como “O Almacén”, que posteriormente se destina a la transformación de los productos obtenidos en la pesquería de atún (1789), cuya captura ha sido documentada desde finales del siglo XVIII mediante la instalación de una almadraba, ayudando a proteger las redes de los barcos de pesca de sardina puesto que los atunes les causaban graves daños (Dopico, 1995). La última propietaria de la estirpe de los Mariño, fue María Isabel Juana Mariño Acuña, casada en 1820, con Ruperto Antonio Otero Villarino Bermúdez de Castro, cuyo hijo Joaquín Agustín Otero Mariño [1838, 1907], hereda sus títulos y propiedades (Señor del Pazo de Bouza en Valga, Señor de la casa de Otero en Santa Eugenia de Ribeira y Señor de las islas de Sálvora, Vionta y Noro), que igualmente transmite a su hijo, Joaquín Otero Bárcenas [1874,1956].

La actividad del Almacén favoreció la configuración de una pequeña aldea en la isla, habitada por pescadores-campesinos, que trabajaban en la factoría, actividad que complementaban con la obtención de algunos ingresos derivados de la pesca y el marisqueo en las aguas próximas a la isla, y con el mantenimiento de una pequeña explotación agrícola-ganadera, de la que deberían entregar la mitad de los productos (medas) a los propietarios de la isla. En la explotación agrícola-ganadera se cultivaban cereales (trigo, centeno, maíz), así como patatas y distintas hortalizas y legumbres (berzas, judías, guisantes, etc.). Mientras que la cabaña ganadera incluía ovejas, conejos, gallinas y cerdos.

El 24/10/1904, el Estado expropió la isla de Sálvora a los Otero, alegando motivos de defensa nacional, planteando establecer en ella un establecimiento militar. Tras la expropiación la presencia militar se redujo a una pequeña dotación militar, sin ejecutar las pretendidas instalaciones de defensa. Los antiguos pobladores se convierten en colonos del Estado, pero sin recibir ningún tipo de contraprestaciones. En las primeras décadas del siglo XX vivían en la aldea de Sálvora cerca de 50 personas, distribuidas en siete familias.

Finalizada la Segunda Guerra Mundial, el interés militar de Sálvora decrece y el Ministerio abandona cualquier idea de construir una base militar. El abandono de la causa expropiante es aprovechado por Joaquín Otero Goyanes [1905,1991], hijo de Joaquín Otero Bárcenas [1874,1956] y de María Soledad de Zuleta de Reales y Carvajal (1921-1999), Marquesa de Revilla, para revertir el proceso, recuperando en 1958 las propiedades de Sálvora, Vionta y Noro, en régimen de usufructo durante un periodo de 99 años, tras el pago de 1.293.758 pesetas, que en la práctica por las condiciones de la concesión, supuso una cesión de titularidad de playas, caminos y fuentes, que en seis ocasiones fue ratificada por los tribunales.

Joaquín Otero Goyanes, general auditor, presidente de la Deputación da Coruña (1936-1937) y empresario dedicado a la explotación del wolframio y de recursos pesqueros, emprendió varias actuaciones de reforma en las edificaciones de la isla de Sálvora, además de tratar de llevar a cabo a comienzos de la década de 1960 un modelo de explotación agrícola-ganadera que en muchos aspectos se inspiraba en el planteado por el Instituto Nacional de Colonización, incluyendo la incorporación de un moderno tractor, la construcción de establos para el ganado vacuno, complementado con distintas dependencias y siete hórreos de piedra. El coste del proyecto fue asumido con su propia fortuna y con ayudas del Servicio de Extensión Agraria. Pese al esfuerzo el proyecto no tuvo éxito, y en el año 1972 abandonaba la isla el último colono. En los años posteriores la familia Otero transforman la antigua factoría “O Almacén”, en un edificio peculiar, destinados a celebraciones mientras que la isla fue destinada a coto de caza mayor, introduciendo en ella ciervos, que convivirán con una pequeña manada de caballos.

En el año 2007, los herederos de Joaquín Otero Goyanes, venden la isla de Sálvora a la entidad de crédito Caixa Galicia, las propiedades del archipiélago de Sálvora por 8.500.000 €. La operación se enmarcaba en un ambicioso proyecto cifrado en más de 30 millones que se destinarían a la compra de espacios preciados desde el punto de vista ecológico para la creación de un fondo natural que permita “conservar para las próximas generaciones espacios naturales de gran valor ecológico y paisajístico con el fin de dedicarlos a fines sociales: educativos, de ocio y de investigación”. Según declaraciones del por entonces

Director General de Caixa Galicia, las principales líneas de trabajo en Sálvora se sustentarán en la educación, el ocio y la investigación, de forma que se diseñará un Plan de Uso Público y Educación con un programa para escolares de toda España y del extranjero y otro de visitas organizadas, indicó. Asimismo, el director general de Caixa Galicia mostraba su interés en crear becas para investigación en Biología Marina y apuntaba que la isla puede acoger incluso un departamento universitario sobre esta materia, para lo que se establecerán convenios de colaboración con universidades tanto gallegas como del resto de España. También se contemplaban iniciativas específicas de conservación de la flora y fauna de la zona, así como de vigilancia, control e inventariado de los recursos de este espacio, con un programa específico de formación para el sector de la pesca que faena en zonas próximas, como Aguiño y Ribeira. Todas estas acciones se planteaban al margen de la consideración de las islas como Espacio Natural Protegido y de los objetivos que se establecían en las distintas figuras de protección.

El estatus jurídico de Sálvora como Espacio Natural Protegido (Parque Nacional, Zona de Especial Protección de los Valores Naturales), permitió al Estado impedir la consumación de la venta, ya que el Ministerio de Medio Ambiente ejerció el derecho de tanteo, adquiriendo Sálvora, Vionta y Noro por esa misma cantidad, con lo que estas islas quedaron integradas definitivamente en el dominio público.

Los estudios sobre flora y vegetación del Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia (Fernández Alonso *et al.* 2011; Bernárdez-Villegas 2006; Bernárdez-Villegas *et al.* 2011, 2012; Blanco Dios 2008; Paz-Bermúdez *et al.* 2003) vinculan muchas de las especies autóctonas y de las especies con comportamiento invasor con las pequeñas áreas ajardinadas que rodean las viviendas y construcciones existentes en las distintas islas. De hecho, varias de estas especies solamente se han reportado en estos medios. Entre las especies autóctonas cabe destacar un nutrido grupo de elementos cultivados por sus vistosas flores (*Arctotheca caléndula*, *Carpobrotus acinaciformis/edulis*, *Zantedeschia aethiopica*, etc), así como distintas especies empleadas como céspedes; *Cynodon dactylon*, *Stenotaphrum secundatum*, junto con variedades comerciales modernas de *raigrass*.

Nuevos modelos de aclimatación y colonización

El modelo de colonización insular experimenta a partir del siglo XVIII una completa transformación, cuando las grandes potencias coloniales establecen en distintas áreas insulares fincas de ensayo para la aclimatación de las plantas útiles o que pudieran ser objeto de utilidad, obtenidas en distintas áreas del Planeta, con la finalidad de una vez aclimatadas

pudieran ser introducidas y cultivadas en otros territorios. Ejemplos de este nuevo modelo de colonización los encontramos en la creación del *Jardin botanique* de Pamplemousses, île Maurice (1736), Jardin du Roy, Saint-Denis, île de La Réunion (1767), Jardín de Aclimatación de La Orotava, Santa Cruz de Tenerife (1788), etc. Modelo al que se incrementara en las décadas posteriores con la creación de nuevos establecimientos de aclimatación.

En el ámbito del Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia, el establecimiento de fincas de ensayo, se inician tímidamente coincidiendo con el auge de la actividad forestal promovida por la Dictadura de Primo de Rivera (1923-1931), que llevó a ensayar en el territorio insular el cultivo de distintas especies exóticas, especialmente de pinos, repoblaciones que fueron un total fracaso, a pesar de las optimistas e irreales previsiones de Areses (1951a, b). Será durante la Dictadura Franquista (1936-1975), cuando se lleven a cabo distintos proyectos forestales y agrícolas promovidos por el Instituto Nacional de Colonización (INC) y el Patrimonio Forestal del Estado (PFE), que fueron continuadas por el Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA) y el Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA). Junto con las actuaciones de colonización agrícola y forestal emprendidas por el Estado, también se registran en la misma época, algunas actuaciones emprendidas por particulares, que hemos ya comentado al final del apartado precedente.

En los periodos anteriores a la declaración del Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia, la gestión forestal practicada en los distintos archipiélagos se basó en el establecimiento de plantaciones con fines productivistas, empleando para ello distintas especies exóticas, mientras que se marginó a las especies nativas que persistían en las islas o en los territorios costeros adyacentes a estas.

Combinando la información derivada de los análisis polínicos obtenidos en la Isla de Cíes (Figura 1), con las obtenidas en distintas fuentes documentales, se puede reconstruir con bastante precisión la historia de la vegetación en este medio insular a lo largo del último tercio del Holoceno y durante el Antropoceno. La primera etapa del registro polínico de las islas Cíes (1.000 BC – 99 AD) refleja un paisaje fuertemente desarbolado, aspecto que resulta coherente con los datos obtenidos en otras áreas costeras de Galicia, Asturias, Euskadi y el Norte de Portugal. Entre las especies arbóreas predominan los caducifolios representados por robles (*Quercus*), aliso (*Alnus*), sauces (*Salix*), avellanos (*Corylus*), nogales (*Juglans*) y acebuches (*Olea*).

La presencia de pinos es muy escasa y resulta igualmente acorde con el importante declive que igualmente se registra para estas especies en distintas áreas de baja y media altitud del NW Ibérico. Los bajos porcentajes no indican que

ninguna de estas especies estuviese cultivada, y en consecuencias podríamos asumir que el espectro de caducifolios y perennifolios responde a la flora autóctona que crecía en el área insular de Cíes y/o en las áreas litorales continentales adyacentes.

Entre la vegetación leñosa se ha identificado polen de brezos (*Erica*, *Calluna*), jaras (*Tp. Heilantemum*), camariña (*Corema*). En ambos casos se trata de morfotipos vinculados con plantas entomófilas que tienen una escasa

capacidad de dispersión y que deberían ser interpretados como el reflejo de comunidades establecidas en la isla. La presencia de *Erica* en los niveles del Holoceno final, y que se mantienen a lo largo del Antropoceno, invalidan las hipótesis que trataban de explicar la ausencia actual de especies del género *Erica* en las Cíes, con aspectos de carácter biogeográfico. Su ausencia debe vincularse, a partir de los datos paleobotánicos y actuales como consecuencia de la presión realizada por los seres humanos sobre los hábitats costeros y litorales (pastoreo, fuego, etc).

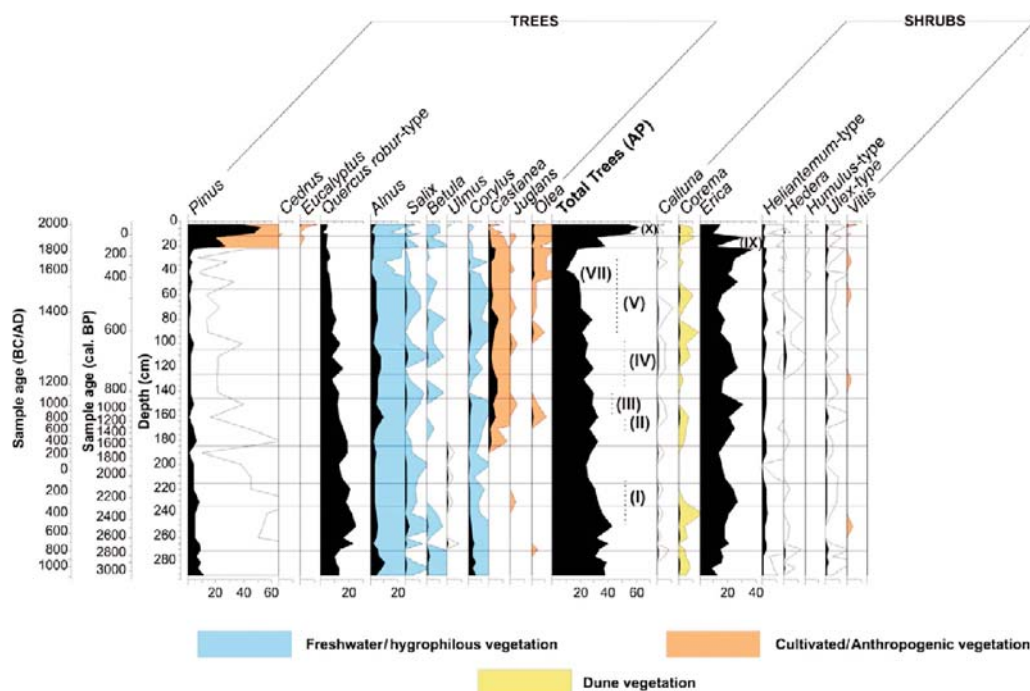


Figura 1- Registro polínico para el Holoceno reciente en las Islas Cíes (Muñoz Sobrino et al. 2016)

En una segunda fase (100 – 1500 AD), se registra la presencia de polen de *Castanea*, los valores son igualmente bajos y no pueden ser vinculados con un cultivo local, aunque a lo largo de la Edad Media se ha constatado la existencia de importantes formaciones cultivadas en distintas áreas de Galicia. La presencia de polen de *Castanea* se documenta en Galicia desde el Terciario, persistiendo la misma en el Pleistoceno, Tardiglaciario y Holoceno Antiguos, en momentos previos a la llegada de las primeras actividades agrícolas a la Península Ibérica. La características biogeográficas de Galicia determinaron la existencia en nuestro territorio de áreas de refugio para distintas especies paleotropicales (*Calcitrata macrocarpa*, *Woodwardia radicans*) y artoterciarias (*Alnus*, *Betula*, *Carpinus*, *Castanea*, *Celtis*, *Corylus*, *Fagus*, *Fraxinus*, *Ilex*, *Juglans*, *Quercus*, *Olea*, *Salix*, *Tilia*, *Ulmus*), con una escasa

representación de gimnospermas (*Abies*, *Pinus*, *Taxus*), a partir de los cuales se configuraría la vegetación actual, desapareciendo en este proceso algunos de estos elementos como resultado de la competencia interespecífica o de la acción humana (*Abies*, *Carpinus*, *Juglans*, *Pinus*, *Tilia*).

En una tercera fase (1.500-1.850 AD.), el polen arbóreo se reduce ligeramente, mientras que se incrementa el de las especies arbustivas, especialmente de *Erica*, ya que *Calluna* mantiene una presencia exigua. En una cuarta fase (1.850-2019 AD), se produciría un fuerte incremento de las especies arbóreas de carácter alóctono (*Pinus*, *Eucalyptus*), mientras que descienden las especies nativas, tanto arbóreas (*Quercus*, *Alnus*, *Salix*), como arbustivas (*Erica*). Las primeras repoblaciones forestales de cierta entidad se

producen a comienzos del siglo XX, coincidiendo con la dictadura de Primo de Rivera, y enmarcada en la política de fomento forestal que llevó a cabo este régimen y en la que se utilizan mayoritariamente coníferas (Figura 2). Dentro del archipiélago de Cíes se emplearon plantones de *Pinus pinaster*, si bien estos ensayos fueron un total fracaso, a pesar de las optimistas e irreales previsiones de Areses (1951a, 1953).

Tras el final de la Guerra Civil, el Patrimonio Forestal Español (PFE, previamente creado en 1935, y relanzado en 1940 tras el conflicto bélico), recupera y amplía las actuaciones forestales, pretendiendo que sirva como medio catalizador del desarrollo e impulso de la actividad repobladora, con una desmedida promoción de la industria celulósica en España, buscando una mayor capacidad operativa a la hora de establecer grandes superficies de materia prima para el abastecimiento de la industria pastera. De este modo, el PFE llevará a cabo una intensa actividad repobladora en el archipiélago de Cíes (dado que en su mayor parte era propiedad del Estado, y por tanto pasaba automáticamente a formar parte del PFE) y en menor medida en Ons. En las primeras actuaciones de forestación del PFE se utilizan

materiales vegetales procedentes del Vivero Forestal de Areas (Tui), muchas de las cuales habían sido adquiridas previamente en el conocido establecimiento francés de Vilmorin & Cie.

La repoblación en Cíes será empleada como método de adoctrinamiento para mostrar y evaluar la “labor patriótica y lucrativa” que llevaba a cabo el Patrimonio Forestal Español. Se formula entonces un escenario formado por dos componentes: por un lado agudos riscos y escabrosos pedregales en los que plantar *Pinus pinaster*, mientras que en los fragmentos de “mansa y despejada superficie” se propone plantar especies frondosas como acacias, robinias y eucaliptos, así como coníferas tales como *Pinus radiata* y cipreses (Areses 1951a). En definitiva, todas ellas especies alóctonas, consideradas como de interés industrial. Y por supuesto, los escenarios sobre los que se propone la repoblación son los matorrales y roquedos costeros (en las zonas de mayor pendiente), así como los ecosistemas dunares en las zonas de “mansa y despejada superficie”, ocupando por tanto las dunas blancas, las dunas grises y las dunas pardas (matorrales sobre duna).



Figura 2- Imágenes de las primeras repoblaciones de pinos (*Pinus pinaster*) en el archipiélago de Cíes (tomado de Areses 1953)

Formulado por el Distrito Forestal el proyecto para la repoblación de Cíes, comenzaban los primeros trabajos antes de 1940, si bien éstos se interrumpían continuamente debido a la dificultad del medio (salinidad del viento marino), lo costoso del transporte de los peones, la carencia de zonas de refugio y pernocta para éstos, los daños causados por la fauna y los incendios provocados. De esta dificultad daba buena cuenta el Catedrático de Botánica de la Universidad de Farmacia, Taurino Mariano Losa España [1893,1966], que publica un trabajo sobre la flora del archipiélago de Cíes (Losa España, 1943). Losa España (1943), destaca en su trabajo que las islas están dominadas por acantilados, superficies rasas de matorrales, playas y sistemas dunares, pequeñas áreas dedicadas al cultivo, junto con las dotaciones destinadas a las instalaciones semafóricas. En palabras del propio Losa: “La vegetación de estas islas está formada exclusivamente por hierbas y matas, faltando por completo los árboles; en los alrededores de una casa que hay en la isla del Medio, en zona cultivada, se ven unos pocos pinos como testigos de la posibilidad de éxito si se acometiesen plantaciones de estos árboles; igualmente, cerca de otra casa más al interior en la misma isla, hacia el sitio que llaman Punta Cantareira, se vieron también algunos ejemplares de *Robinia pseudoacacia*, *Sambucus ebulus* y pequeñas higueras, todo ello también sin duda de origen cultivado, y cerca de la playa de donde parte el camino que conduce al faro se

vieron unos pobres retoños de *Betula*, que probablemente serán espontáneos, siendo por lo tanto ésta la única especie leñosa que da señales de vida”.

La descripción de Losa indica la escasa presencia de árboles en las Cíes y en consecuencia de la vegetación arbórea, descripción que resulta coincidente con la aportada por las primeras fotografías aéreas que se realizan en Cíes. Situación que resulta en gran medida coincidente con el resto de los archipiélagos, exceptuando la isla de Cortegada, donde parte de la isla aparece recubierta por formaciones arbóreas, destacando entre ellas la copa de pinos (*Pinus pinea*) que también se aprecian en distintas fotografías oblicuas. De las repoblaciones efectuadas con anterioridad a las actuaciones del Patrimonio Forestal del Estado, no queda ninguna evidencia notable, salvo la presencia de algunas especies que habrían sido empleadas en la misma (*Pinus pinaster*, *Robinia pseudoacacia*). Las únicas especies arbóreas nativas identificadas por Losa España (1943), son el abedul (*Betula*), el sauce (*Salix*) y el sauco, en relación con esta especie, el autor la designa como *Sambucus ebulus* (yezgo), pero probablemente sea una confusión, siendo más probable que se corresponda con el sauco negro (*Sambucus nigra*). Losa España (1943) reseña también distintas especies arbustivas (*Cistus salvifolius*, *Prunus spp.* y *Ulex europaeus*), aunque no reporta la presencia de ninguna *Ericaceae*.



Figura 3- Vista de la Isla Norte del archipiélago de Cíes. Fotografía de Losa España (1943)

No obstante, la repoblación de Cíes se continuará en 1951, de forma que en 1952 comenzaba la repoblación de las islas de Monteagudo y del Faro con una mezcla de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus*, mientras que en 1955 comenzarían los trabajos en San Martiño, comprendiendo una parte con mezcla de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus* y otra parte con *P. pinaster* solamente. La proporción de *E. globulus* es mayor en las islas de Monteagudo y San Martiño, y posteriormente será introducido *Pinus radiata* en las dunas (Rigueiro 1977). Tampoco faltarán las introducciones de otras especies exóticas, como *Acacia melanoxylon*, *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus americana*, *Cupressus macrocarpa* o diversas especies de *Eucalyptus*, que ya habían sido empleadas como acompañantes en las repoblaciones efectuadas por el Estado en otros puntos de la provincia de Pontevedra (Areses 1951b, 1953).

No obstante, las repoblaciones forestales se irán sucediendo en Cíes durante más de 20 años, a pesar de las patentes y graves dificultades que impiden que estas iniciativas sean rentables. El desarrollo de los trabajos implicará gran cantidad de peones, empleando a la totalidad de los nativos disponibles. El archipiélago de Cíes se convierte, por tanto, bajo la dirección del PFE, en una amplia parcela de ensayo forestal, que sirva como propaganda a los logros de la cruzada forestal que promueve la dictadura basada en el empleo de distintas especies alóctonas, especialmente coníferas, eucaliptos y acacias, robinias, etc, que se plantan sobre hábitats costeros (campos de dunas, brezales costeros, pequeños humedales, etc.). En Ons y Cortegada, al contrario que Cíes, se mantiene el uso agrícola, aunque también se realizan distintas plantaciones de elementos exóticos.

Durante las décadas de 1960 y 1970, la gestión forestal de Cíes, así como de Ons, viene marcada por el mantenimiento, cuando no expansión de las formaciones de especies alóctonas, conformando en la mayoría de los casos plantaciones monoespecíficas, así como pequeños rodales donde se mezclan distintas especies exóticas. En Cíes en este periodo será el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) la especie empleada de forma mayoritaria, bien introduciendo pequeñas plántulas, bien sembrando a mano sobre las áreas de menor accesibilidad del territorio insular. Tras la desaparición del PFE, la gestión forestal será llevada a cabo por parte del ICONA, bajo las mismas directrices y en consecuencia fomentando la expansión de las especies alóctonas (Fernández & Pradas 1996). Se abandona el argumento lucrativo de las repoblaciones, para proponer que es preciso la repoblación de las Cíes para mejorar el aspecto de unas tierras áridas, abruptas, duras, estériles y despobladas, de forma que el visitante que llega por mar se encuentre una “España cálida, fecunda, repobladora, rica, industrial y pacífica”.

En 1977 el ICONA publica el estudio de A. Rigueiro Rodríguez, titulado “Trabajo botánico sobre las Islas Cíes”,

donde se muestra un paisaje natural conformado mayoritariamente por distintos tipos de matorrales naturales y seminaturales dominados por *Ulex europaeus*, *Prunus spinosa*, *Cistus salvifolius*. Coincidiendo con los datos previamente publicados por Losa España (1943), no se documenta la presencia de especies de la familia *Ericaceae*. La presencia de especies arbóreas autóctonas es muy reducida y se corresponden con individuos de *Alnus glutinosa*, *Betula* spp. [*Betula* cf. *alba*], *Quercus pyrenaica*, *Salix* spp. [*Salix* cf. *atrocinerea*]. Una superficie considerable de Cíes está cubierta por formaciones forestales de especies exóticas. El número de especies arbóreas exóticas supera ampliamente a las especies arbóreas nativas, siendo las más frecuentes, *Pinus pinaster*, *Pinus radiata*, *Eucalyptus globulus*, y la *Acacia melanoxylon*.

En el cómputo final de esta etapa, la repoblación de Cíes incluirá un total de 280 ha, provocando un severo cambio en el paisaje, con una pérdida de superficie de los hábitats naturales del archipiélago, en beneficio de las áreas ocupadas por repoblaciones forestales de especies exóticas, muchas de las cuales poseen un elevado potencial invasor. Se pasa, por tanto, de un territorio insular dominado por matorrales (Losa España 1943) en el que solamente es posible contar algunos pies arbolados provenientes de ensayos (Areses 1953), a un paisaje en el que el arbolado exótico ocupará una superficie más que significativa del archipiélago (Rigueiro 1977).

El 15 de noviembre de 1980 el Boletín Oficial del Estado publica la declaración del Parque Natural de las Islas Cíes (Real Decreto 2497/1980, de 17 de octubre, sobre declaración del Parque Natural de las Islas Cíes, Pontevedra. BOE 275, 15/11/1980), siendo el primer archipiélago gallego que adquiere la condición legal de área protegida. Con esta declaración, se inician distintas actuaciones forestales, en las que se sustituye el empleo de pinos y eucaliptos por especies de frondosas que se consideraban cómo autóctonas del archipiélago de Cíes.

En el año 1990, Javier Guitián y Pablo Guitián publican el trabajo “El paisaje vegetal de las Islas Cíes”. Entre las especies arbóreas documentan la presencia de *Arbutus unedo*, *Ilex aquifolium*, *Laurus nobilis*, *Malus sylvestris*, que se habrían incorporado a la vegetación de la isla a través de distintas actuaciones de restauración ambiental, aunque los autores (Guitián & Guitián, 1990), las identifican como nativas.

El 15 de Julio de 2002, se declara el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia (Ley 15/2002, de 1 de julio, por la que se declara el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. BOE 157, 2/07/2002). La declaración pondrá punto y final a las actuaciones de plantación de especies exóticas, a la vez que impulsará distintas medidas para el fomento de los hábitats naturales – seminaturales y el control de las

Listado de especies arbóreas presentes en las Islas Cíes

Especie	Origen	Losa	Rigueiro	Gutián	Fernández	Proyectos técnicos de plantaciones
		(1943)	(1977)	(1990)	(2011)	Periodo 1979 - 2000
<i>Acacia longifolia</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Acacia mearnsii</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Acacia melanoxylon</i>	Ex	-	Cex	Cex	Cex	-
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Nat	-	Cnat	Cnat	Cnat	-
<i>Alnus cordata</i>	Ex	-	-	-	-	2000
<i>Alnus glutinosa</i>	Nat	-	Silv	Silv	Silv, Cnat	1992
<i>Arbutus unedo</i>	Nat	-	-	Cnat	Cnat	1979-1984, 1986-1989, 2000
<i>Betula alba</i>	Nat	Silv	-	Silv	Cnat	1992, 2000
<i>Castanea sativa</i>	Nat	-	-	-	Cnat	-
<i>Castanea x</i>	Ex	-	-	-	-	1979-1984, 2000
<i>Castanea x coudercii</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Chamaecyparis pisifera</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Citrus limon</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Corylus avellana</i>	Nat	-	-	-	Cnat	-
<i>Crataegus x media</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Cupressus lusitanica</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Cupressus macrocarpa</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Cupressus sempervirens</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eriobotrya japonica</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus botryoides</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus botryoides x saligna</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus diversicolor</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus globulus</i>	Ex	-	Cex	Cex	Cex	-
<i>Eucalyptus grandis</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus x insizwaensis</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus maculata</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus pulchella</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus robusta</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus saligna</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus tereticoris</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus x insizwaensis</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Eucalyptus x trabutii</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Ficus carica</i>	Ex	Cex	Cex	Cex	Cex	-
<i>Frangula alnus</i>	Nat	-	-	-	Cnat	-
<i>Fraxinus americana</i>	Ex	-	Cex	Cex	Cex	-
<i>Fraxinus ornus</i>	Ex	-	-	-	Cex	1979-1984
<i>Fraxinus x</i>	Ex	-	-	-	-	1979-1984
<i>Furcraea beddinghausii</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Ilex aquifolium</i>	Nat	-	-	Silv	Cnat	1979-1984, 1986-1989, 1992, 2000
<i>Juglans regia</i>	Ew	-	-	-	Cex	-
<i>Laurus nobilis</i>	Nat	-	-	Silv	Sil, Caut	1992, 2000
<i>Liquidambar styraciflua</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Magnolia x soulangeana</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Malus domestica</i>	Ex	-	Cex	Cex	Cex	-
<i>Metrosideros excelsus</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Myoporum laetum</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Persea americana</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Phoenix canariensis</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Phyllostachys aurea</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Pinus pinaster</i>	Ew	-	Cex	Cex	Cex	1994, 2000
<i>Pinus pinea</i>	Ew	-	-	-	Cex	-
<i>Pinus radiata</i>	Ex	-	Cex	Cex	Cex	-
<i>Pinus sp.</i>	Ew	Cex	-	-	-	-

Naturalidad en relación con el área litoral e insular de las Rías Baixas. Nat = Especie nativa. Au = Especie autóctona en Rías Baixas no Ex = Especie exótica. Ew = Especie extinta en estado silvestre, presencia actual como especie exótica. Estatus de natu ralidad indicado por los distintos autores de los trabajos botánicos: Silv = Especie nativa en estado silvestre. Cnat Especie autóctona, objeto de plantación o reforzamiento poblacional. Cex = Especie exótica objeto de cultivo.

Tabla 3- Listado de especies arbóreas presentes en la Isla Cíes según distintas fuentes

Listado de especies arbóreas presentes en las Islas Cíes

Especie	Origen	Proyectos técnicos de plantaciones				
		Losa (1943)	Rigueiro (1977)	Gutián (1990)	Fernández (2011)	Periodo 1979 - 2000
<i>Pittosporum tenuifolium</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Pittosporum tobira</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Pittosporum undulatum</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Platanus hispanica</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Populus x canadensis</i>	Ex	-	Cex	Cex	Cex	-
<i>Prunus avium</i>	Nat	-	Cnat	Caut	Cnat	-
<i>Prunus laurocerasus</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Prunus persica</i>	Ex	-	Cex	C	Cex	-
<i>Prunus salicina</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Prunus spinosa</i>	Nat	-	Silv	Silv	Silv	-
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Pyrus communis</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Pyrus cordata</i>	Nat	-	-	-	Silv	-
<i>Quercus pyrenaica</i>	Nat	-	Silv	Silv	Silv, Cnat	1979-1984, 2000
<i>Quercus robur</i>	Nat	-	-	-	Caut	1980-1984, 1991-1992, 1994, 2000
<i>Quercus rubra</i>	Ex	-	-	-	Cex	1976, 1979-1984
<i>Quercus suber</i>	Nat	-	-	-	Cnat	1992-1998
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Ex	Cex	Cex	-	Cex	-
<i>Salix sp.</i>	Nat	Silv	-	-	-	-
<i>Salix atrocinerea</i>	Nat	-	Silv	Silv	Silv	1992, 2000
<i>Sambucus nigra</i>	Nat	-	-	-	Silv	-
<i>Trachycarpus fortunei</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Vitis vinifera vinifera</i>	Ex	-	-	-	Cex	-
<i>Yucca elephantipes</i>	Ex	-	-	-	Cex	-

Naturalidad en relación con el área litoral e insular de las Rías Baixas. Nat = Especie nativa. Ex = Especie exótica. Ew = Especie extinta en estado silvestre, presencia actual como especie exótica. Estatus de naturalidad indicado por los distintos autores de los trabajos botánicos: Silv = Especie nativa en estado silvestre. Cnat Especie autóctona, objeto de plantación o reforzamiento poblacional. Cex = Especie exótica objeto de cultivo.

Tabla 3 continuación- Listado de especies arbóreas presentes en la Isla Cíes según distintas fuentes

especies exóticas invasoras. La declaración del Parque Nacional propicia la elaboración de inventarios de los distintos componentes de la biodiversidad y de la geodiversidad, destacando los trabajos sobre flora (Fernández Alonso *et al.* 2011; Bernárdez-Villegas 2006; Bernárdez-Villegas *et al.* 2011, 2012; Blanco Dios 2008; Paz-Bermúdez *et al.* 2003; Peña & Bárbara 2006), medio marino (CIS 2011, Díaz *et al.* 2004; Hernández Urcera *et al.* 2014) y distintos grupos de fauna (Domínguez-Conde *et al.* 2003, Munilla 2014).

Centrándonos en la flora, la información aportada en los distintos catálogos insulares (Fernández Alonso *et al.* 2011; Bernárdez-Villegas 2006; Bernárdez-Villegas *et al.* 2011, 2012), se muestra un gran número de especies exóticas, que en la mayoría de los casos tienen un área de presencia vinculada a las zonas de asentamientos humanos. Un número importante de estas especies se comportan como especies exóticas invasoras, expandiéndose sobre medios donde no fueron cultivados, tanto áreas alteradas o removidas por acción humana, como sobre medios conformados por hábitats naturales y seminaturales.

Los inventarios florísticos realizados en las distintas formaciones arbóreas alóctonas presentes en el Parque

Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia, ponen de relieve el escaso valor de estos medios para la conservación de especies silvestres, al estar conformadas estas biocenosis por un número escaso de especies, donde en los distintos estratos dominan los elementos alóctonos, y una presencia muy escasa de especies autóctonas, que resulta muy inferior a la registrada en las formaciones leñosas nativas que se encuentran en el área litoral de los territorios continentales próximos a los archipiélagos del Parque Nacional. Del análisis de la vegetación del Parque Nacional, se ha podido constatar como distintas especies alóctonas introducidas (*Pinus radiata*, *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus*, *Acacia melanoxylon*, etc), muestran un neto carácter invasor, expandiéndose y modificando el estado de conservación de hábitats naturales y seminaturales incluidos en el Anexo I de la DC 92/43/CEE.

Lugares de descanso y diversión de la aristocracia

En todas las culturas las clases dirigentes han buscado áreas de descanso y diversión donde alejarse de los problemas del quehacer diario, y poder practicar distintas actividades al aire libre. En la Península Ibérica se documenta tanto

durante la romanización, como vinculadas con Al-Ándalus la existencia de grandes villas periurbanas dedicadas a servir como lugar de descanso a los dirigentes. En la Edad Media y en la Edad Moderna, la monarquía dispuso para este fin de palacios rurales, así como cotos reales de caza. Las áreas destinadas a albergar temporalmente a estos ilustres visitantes eran objeto de un especial ornato, incluyendo la creación de áreas ajardinadas en las que predominaban las especies invasoras.

Al Sur de Inglaterra se ubica la Isla de Wight (348 km²), donde la Reina Victoria [1819,1901] mandó construir (1845-1851) el designado como “Castillo de Osborne”, siendo empleado como lugar de descanso de la familia real británica hasta 1901, y posteriormente convertido en un museo.

La monarquía española planteó a inicios del siglo XX establecer una residencia vacacional en el área litoral, y para ello se barajaron distintas ubicaciones insulares. Una de ellas fue la Isla de Cortegada (47 ha), que durante varios siglos había sido propiedad de la Iglesia e impulsó en ella la construcción de un lazareto, pero tras la desamortización pasó a manos del señor del Pazo da Gulpilleira (Vilagarcía de Arousa). A comienzos del siglo XX distintos personajes y autoridades inician las gestiones para donar la Isla a la familia real, con el objetivo de que construyan en ella una residencia vacacional, considerando que este uso actuaría como un revulsivo económico para una comarca que se encontraba atenazada por una importante crisis. En 1907 tras una suscripción popular se logra adquirir la isla en la que vivían 71 personas de forma permanente (Pazos Pérez 2003). Tras la adquisición se inicia la elaboración de los bocetos de proyectos constructivos (Ribera Dutaste, 1908) y tras una compleja negociación (Suárez 2000, Garrido 2007) se entrega en junio de 1910 la escritura definitiva de donación al rey Alfonso XIII [1886,1941]. Pero la casa real ya había apostado por ubicar su residencia de vacaciones en otra isla, la Magdalena (24,5 ha) en Cantabria, que fue adquirida igualmente por cuestión popular (700.000 pesetas), y entregada al rey. Construyéndose en la isla (1909-1911), el conocido como Palacio de la Magdalena, que fue empleado por la familia real entre 1912 y 1929.

La isla de Cortegada permaneció sin embargo como propiedad real, destinada a coto de caza, siendo despoblada y con una pequeña vigilancia. El gobierno de la II República expropia las propiedades de Alfonso XII, de modo que la Isla de Cortegada paso a formar parte del patrimonio estatal (1931), manteniéndose en este hasta que la dictadura franquista devolvió en 1958 la propiedad al heredero de Alfonso XIII, su hijo Juan de Borbón y Battenberg [1913,1993], quien la vende en 1979 a una empresa inmobiliaria con el fin de construir un complejo hotelero (Pazos Pérez 2002). Previamente en 1977 había vendido al ayuntamiento de Santander el Palacio de la Magdalena por 150.000.000 pesetas. La acción de venta de

Cortegada genera un gran rechazo entre la opinión pública de Galicia, de forma que la Xunta de Galicia aprobará el Decreto 193/1991 (DOG nº 109, 10/06/1991) para establecer un régimen de protección preventivo de la isla, al amparo de la Ley 4/1989, de 27 de marzo, y posteriormente reforzará este estatus con la inclusión de todo el archipiélago en las Normas Complementarias y Subsidiarias de Planeamiento de Pontevedra como Espacio Natural. Finalmente, ya entrado el siglo XXI, el archipiélago de Cortegada será integrado en el proyecto de declaración del Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. Declarado éste, se paralizan los proyectos urbanísticos, y posteriormente la Xunta de Galicia expropia la isla por un justiprecio de 1.800.000 €, integrándose de este modo de forma definitiva en el dominio público.

El amplio periodo de abandono que sufrió la isla favoreció la expansión de la vegetación arbolada sobre los antiguos campos de cultivo e incluso sobre las ruinas de las viviendas y construcciones. Parte de este arbolado aparece conformado por una formación dominada por *Laurus nobilis*, que mantiene las características (composición florística, estructura, funcionamiento ecológico), que muestran otras representaciones del hábitat prioritario Nat-2000 5230* Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis*, pero que difieren sustancialmente con la vegetación característica de la laurisilva, a pesar de que en muchas obras de divulgación se ha designado erróneamente como tal. En ninguno de los trabajos clásicos sobre la vegetación de Galicia (Bellot 1968, Izco 1987, Costa *et al.* 1990, Izco *et al.* 1999) se indica esta vinculación, mientras que estudios recientes sobre lauredales cántabro-atlánticos dejan clara su separación frente a las formaciones de laurisilva (Rodríguez Guitián *et al.* 2007, Álvarez Arbesú 2008), considerándose esta formación como sinantrópica (Ramil-Rego *et al.* 2012, Rigueiro 2002). Al igual que éstas, también se han expandido otras formaciones leñosas antropogénicas, como los pinares y los eucaliptales, a partir de las pequeñas formaciones de pinar y ejemplares de eucalipto presentes en la isla a comienzos del siglo XX (Pazos Pérez 2003, Abuín 2011), así como se han desarrollado formaciones dominadas por *Quercus robur* y *Q. pyrenaica* a partir de individuos que formaban parte de los linderos de las fincas agrícolas (Fernández Tafall 1908).

Turismo

Las islas incluidas entre las zonas tropicales y templadas del Planeta se han conformado a lo largo de la última centuria como destinos turísticos emergentes. De este modo, entre los 60 principales destinos turísticos del planeta, seis son medios insulares. En muchos territorios insulares el turismo representa la principal actividad económica en términos de generación de ingresos y de creación de empleo. Pero dada la fragilidad de los medios insulares, las actividades turísticas han demostrado ser capaces de generar impactos

negativos sobre la biodiversidad, el patrimonio natural y cultural de las islas. Por ello, resulta fundamental planificar y gestionar adecuadamente el turismo con el fin de no superar los límites que marcan el uso sostenible de los recursos (Martin de la Rosa, 2003).

El desarrollo turístico en islas coincidió en la mayoría de los territorios con el auge del modelo turístico masivo de sol y playa. En consecuencia, en muchas áreas insulares se optó por aplicar directamente este modelo, sin evaluar adecuadamente los pros y los contras del mismo, y menos aún su sostenibilidad ambiental, económica y social. De este modo en muchos destinos las islas complementaban el cliché de sol y playa, añadiendo la presencia de aguas cristalinas, la existencia de espacios paradisíacos, el aislamiento, así como la existencia de gentes alegres y culturas coloristas, atrayendo hacia los sistemas insulares miles de visitantes en busca de un glamur que poco a poco se fue perdiendo por la masificación y se sustituyó por un producto de escasa naturalidad y entidad.

Los casos preocupantes del turismo en islas incluyen destinos míticos como el de Indonesia, donde desde el año 2.000 más de 5.000.000 de turistas extranjeros visitan las principales islas de este país (Bali, Java, Sumatra), atraídos por una mezcla de exotismo y turismo de sol y playa, en unas islas que carecen de las mínimas infraestructuras para tratamiento de los residuos que genera este gran contingente de personas, registrándose casos graves de contaminación de aguas.

La Isla de Pascua o Rapa Nui (136,1 km², 7.750 habitantes), se encuentra totalmente aislada en el Océano Pacífico, distando a 2.806 km de la isla más cercana (Islas Pitcairn) y a 3.700 km de la costa de América. El 43,5% de su superficie forma parte del Parque Nacional de Rapa Nui (1935). Posteriormente la isla fue integrada en la Lista del Patrimonio Mundial de la UNESCO (1995), en la categoría de bien cultural. La flora de la isla no muestra una gran diversidad, registrándose en la actualidad 212 especies de plantas vasculares, de las cuales 46 son nativas y 166 son especies alóctonas, introducidas en distintos periodos históricos. La situación de Pascua contrasta con la gran diversidad que mantienen otros territorios insulares de la Polinesia, explicándose esta situación por la fuerte antropización que ha sufrido el planeta desde la antigüedad. Así la agricultura practicada por los pueblos indígenas se basó en el sistema de corta y fuego, que eliminó muchas especies, situando otras al borde de la extinción, mientras que se introducen numerosas especies exóticas, como el ñame (*Discorea alata*), taro (*Colocasia esculenta*), caña de azúcar (*Sacharum officinarum*), el plátano (*Musa × paradisiaca*), camote (*Ipomoea batatas*), etc. Posteriormente a partir de 1722 los europeos introducen nuevas especies cultivadas hasta superar las 150 especies. Entre ellas se encuentra el maíz (*Zea mays*), el trigo (*Triticum aestivum*), así como distintos frutales

(higueras, limoneros, naranjos, níspero, guayabo, etc), junto con especies maderables (*Eucalyptus globulus*, *Casuarina equisetifolia*, *Melia azedarach*) y ornamentales, fomentando además la cría de ganado ovino. En los últimos años más de 25 especies de flora vascular se han extinguido en Pascua, mientras que tres especies exóticas (*Eucalyptus globulus*, *Melia azedarach*, *Psidium guajava*), muestran un claro comportamiento invasor.

La lejanía de Pascua con las áreas continentales ha tenido un efecto de control natural de la carga turística (Alba Roque 2018), aunque en las últimas décadas el sector experimentó un importante incremento, afectando sensiblemente a determinadas áreas. En 1934 la población insular era de 469 habitantes (456 personas de etnia rapanui y 13 extranjeras) incrementándose a 3.791 en el año 2002, y alcanzando en el censo de 2017, los 7.750 habitantes. Paralelamente se ha incrementado la llegada de turistas, así de los 4.716 visitantes del año 1981, se superaron los 58.000 visitantes en el año 2013. El incremento de población y de visitas turísticas condujo a la expansión del núcleo urbano de Hanga Roa, que experimentó un creciente explosivo y desordenado. La población permanente y turística supera la capacidad de las infraestructuras públicas de la isla (depuración de agua, gestión de basuras y aguas fecales, servicios sanitarios, etc), generando problemas de contaminación, expansión de plagas (roedores, insectos) y eleva los costes que deben afrontar las autoridades chilenas. A ello se suma una gestión inadecuada de las actividades de uso público que afectan negativamente a las áreas de nidificación de aves marinas, mientras que la proliferación de actividades turísticas en el medio marino (buceo, snorkelling y pesca recreativa), han provocado efectos negativos sobre los hábitats y sus poblaciones.

La isla de Santa Cruz de Tenerife (2.034,38 km²), poseía una población de 201.868 personas en 1.900, y experimentará un notable incremento en décadas posteriores: 251.290 (1920), 359.770 (1940), 490.655 (1960), 688.273 (1981), 818.681 (2000), 1.028.000 (2010), 1.019.000 (2018), siendo la isla más extensa y poblada de la Macaronesia y también la más poblada del territorio español. La economía de la isla, al igual que la del resto de Canarias, se basa en el turismo, que en la actualidad representa el 60% del PIB. El destino turístico de Tenerife se inicia en el siglo XIX, especialmente de ingleses. Tras la Segunda Guerra Mundial, las actividades sufren un progresivo incremento, produciéndose el “Boom turístico” en la década de 1980, recibiendo la isla miles de visitantes atraídos por el sol y las playas. Las cifras de visitantes a la isla en los últimos años han superado los 5.000.000 de personas/año. El auge del turismo propició un fuerte desarrollo urbanístico en el Puerto de la Cruz, así como en el Sur de la Isla, creándose grandes espacios urbanos que albergan en la actualidad el 65% de las plazas hoteleras de la isla.

La isla incluye distintas figuras de espacios naturales, entre las que cabe destacar el Parque Natural del Teide declarado en 1954 (189.9 km²), que en el año 2007 fue incluido en la Lista de Patrimonio Mundial de la UNESCO como bien natural, al ser uno de los lugares más ricos y diversos en sucesión de paisajes volcánicos y espectacularidad de valores naturales de todo el mundo. En 2015, la UNESCO aprobó la declaración del Macizo de Anaga como Reserva de la Biosfera (48.727,61 ha, 15.489,01 ha terrestres y 33.238,6 ha marinas). La Reserva de Anaga, es el área europea que alberga el mayor número de especies endémicas.

La abundancia de microclimas y de hábitat se refleja claramente en la vegetación insular, formada por una flora rica y variada, con más de 1.400 especies de plantas superiores, entre las que destacan numerosos endemismos tinerfeños y canarios. Una parte importante de la flora endémica se encuentra en la actualidad gravemente amenazada por actividades humanas, tales como el desmesurado desarrollo de los núcleos turísticos, la construcción de carreteras y la consiguiente alteración y destrucción de los hábitats naturales - seminaturales. Estos mismos factores de cambio han propiciado la estabilización y difusión de un gran número de especies exóticas, entre las que se enumeran alrededor de 1.200 plantas vasculares, muchas de las cuales muestran un claro comportamiento invasor, ocupando tanto terrenos que han quedado abandonados de la actividad agraria, como zonas removidas, o hábitats naturales y seminaturales. Entre la larga lista de plantas vasculares invasoras habría que destacar el *Agave americana*, *Arundo donax*, *Cortadeira selloana*, *Crassula multicaeva*, *Hedychium gardnerianum*, *Opuntia spp.*, *Pennisetum setaceum*, *Pluchea ovalis*, *Salpichroa origanifolia*, etc.

En 1.900 la isla de Mallorca (3.640,11 km²) tenía una población de 164.008 habitantes, incrementándose a 726.796 en el año 2008 y superando esta cifra en los años posteriores 2015 (859.289), 2016 (883.320), 2017 (894.897). El turismo superó en el año 2015 y 2016 los 8.400.000 visitantes, mientras que en 2017 superó los 11.633.906 de turistas. El auge del turismo propició la creación de numerosas superficies ajardinadas, tanto públicas como privadas, así como se generalizó la posesión de mascotas exóticas. De este modo, próximo a las áreas de mayor presión turística se ha incrementado la presencia de animales exóticos fruto del abandono por parte de sus dueños. Los datos recopilados por el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Mallorca muestran una gran heterogeneidad de especies, especialmente reptiles, como la lagartija colilarga (*Psammmodromus algirus*), la tortuga de Florida (*Pseudemys scripta*), la serpiente de herradura (*Coluber hippocrepis*), o la iguana (*Iguana spp.*). Peces; como la carpa (*Cyprinus carpio*) y el pez mosquito (*Gambusia affinis*). Aves: el pico de coral (*Estrilda astrid*), la

cotorra argentina (*Miyopsitta monachus*), la cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*), el Miná (*Acridotheres tristis*) y el mirlo metálico (*Lamprotornis nitens*), y Mamíferos, coaties (*Acridotheres tristis*), mapaches (*Procyon lotor*). A las especies animales se une un nutrido grupo de especies vegetales que inicialmente fueron introducidas como plantas ornamentales: *Agave americana*, *Ailanthus altissima*, *Aloe maculata*, *Aloe vera*, *Amaranthus retroflexus*, *Apium graveolens*, *Carpobrotus edulis*, *Clematis vitalba*, *Coronilla glauca*, *Cortaderia selloana*, *Lantana cámara*, *Mirabilis jalapa*, *Myoporum tenuifolium*, *Nerium oleander*, *Nicotiana glauca*, *Opuntia spp.*, *Oxalis pes-caprae*, *Paspalum paspalodes*, *Pennisetum villosum*, *Phytolacca americana*, *Phytolacca americana*, *Pitosporum tobira*, *Ricinus communis*, *Solanum bonariensis* *Tropaeolum majus*, etc (Moragues Botey, 2005).

El modelo turístico existente en la isla de Pascua, Tenerife o Mallorca, se contrapone con fórmulas de aprovechamiento turístico más sostenible como las establecidas en Menorca (696.76 km²), isla que fue declarada en 1983 como Reserva de la Biosfera, buscando con ello lograr un alto grado de compatibilidad entre el desarrollo de las actividades económicas, el consumo de recursos y la conservación del rico patrimonio natural y cultural.

Menorca ha experimentado al igual que el resto de las islas del Mediterráneo un incremento de la población desde finales del siglo XX, pasando de 48.817 habitantes en 1970, a 57.243 (1981), 71.687 (2002), 93.066 (2010), 93.759 (2017). Hasta finales de la década de 1950 la actividad turística en Menorca fue muy reducida, limitada a colonias de veraneo de los propios isleños. Entre la década de 1950 y 1960 se construyen los primeros establecimientos hoteleros en la Isla. Sin embargo, será la apertura en 1969 del nuevo aeropuerto el punto de inflexión en el turismo de Menorca, propiciando la llegada a la isla de grandes contingentes de turistas y el incremento de las plazas hoteleras. Según la Agencia de Estrategia Turística de las Islas Baleares (AETIB), la crisis económica de 1973 ralentiza el desarrollo turístico de la isla, y con ella, se produce un cambio en el modelo turístico al estancarse la oferta hotelera, mientras que se incrementa la extra-hotelera, quedando ambas iguales en 1984, año que coincide con la reactivación de la actividad económica, lo que permite consolidar los grandes núcleos turísticos de la isla. La crisis económica de 1990, hace de nuevo mella temporal en la actividad económica de la isla. Recuperada esta, en el año 2003, la cifra de visitantes a la isla ascendió a 1.058.019 personas, la mayoría de ellos eran extranjeros (840.000) y entre ellos predominaban los británicos (602.588). En el año 2016, Menorca recibió 1.400.000 turistas, siendo superada por las Pitiusas (Ibiza, Formentera), donde se alcanzó la cifra de 3.026.119 turistas. En el año 2017, se registra un incremento del 6,3% de turistas en las Baleares, que alcanzan la cifra aportada por la AETIB de 16.339.756

turistas. El 71,2% de estos turistas fue a Mallorca (11.633.906), el 19,8% a Ibiza-Formentera (3.235.271) y el 9% restante a Menorca (1.470.579), incrementando ligeramente el valor obtenido en el año anterior. En 2017 los turistas gastaron en las Islas Baleares 16.023.100 €, un 11,8 % más que el año anterior correspondiendo a Menorca el 8,3% del gasto turístico de todo el Archipiélago Balear (1.329.917€). La media de gasto por turista y día fue de 121,0 €. El 39,2% por ciento de los turistas que visitaron Menorca lo hicieron entre octubre y mayo. En el año 2018 llegaron a Menorca 1.440.897 visitantes, un 1,6% menos que el año anterior. El turismo español fue el mayoritario con un incremento del 7,74%. Los visitantes extranjeros, en cambio, se redujeron un 6,38%, destacando que llegaron 500.253 turistas del Reino Unido, con un descenso importante (-9,91%).

El Consell Insular de Menorca estableció el Plan de Desarrollo Turístico de Menorca (2017-2025), con la finalidad de consolidar el modelo turístico en la isla y planificar y gestionar el turismo de acuerdo con este modelo a través de la definición de estrategias, tácticas y acciones en varios ámbitos de actuación. La estrategia de desarrollo turístico de Menorca se basa en el fomento de un modelo turístico sostenible de acuerdo con la figura de reserva de biosfera, planificando un desarrollo turístico que tenga en cuenta el metabolismo de la isla; favoreciendo el bienestar social, económico y cultural de la población menorquina; trabajando de forma coordinada con todos los agentes turísticos y la ciudadanía para asegurar un destino de calidad; disminuyendo la estacionalidad turística mediante la promoción y creación de productos turísticos desestacionalizados, e impulsando la observación y la investigación científica del fenómeno turístico. El principal objetivo del modelo turístico de la isla es conseguir un desarrollo turístico sostenible, viable, equitativo, inclusivo, igualitario y de calidad, que mantenga el equilibrio entre la dimensión social, económica y ambiental del turismo. Es decir, el modelo debe procurar: Hacer un uso óptimo y eficiente de los recursos naturales para disminuir su impacto sobre el entorno y preservar el entorno natural en un buen estado de conservación. Conservar el patrimonio cultural y respetar la autenticidad sociocultural local, con la promoción de los valores, la identidad, las tradiciones, etc., y asegurar el bienestar y la igualdad de oportunidades de la sociedad. Crear un marco económico estable y generador de riqueza, con una distribución equitativa de los beneficios socioeconómicos, que genere ocupación de calidad y fomente la igualdad entre hombres y mujeres. Promover la observación y la investigación del fenómeno turístico como base para la gestión turística y fomentar la participación social en el ámbito turístico.

Asociadas a las distintas ocupaciones históricas de Menorca se pueden vincular la presencia de distintas especies exóticas invasoras. Así la caña común (*Arundo donax*), fue

ampliamente cultivada y utilizada en los distintos agrosistemas que se establecieron en la Isla, para posteriormente hacerse subespontánea e invadir distintos espacios de la isla. Más recientemente se incorporaría la vinagrella (*Oxalis pes-caprae*), introducida como planta ornamental pero que logró instalarse, como ocurre en otros espacios del Sur de Europa, en las áreas de cultivo y en los terrenos abandonados

El boom turístico en Menorca produjo como consecuencia un boom en la creación de áreas verdes y jardines, donde se emplearon mayoritariamente plantas exóticas, a la vez que se crearon estanques y otros hábitats artificiales para albergar fauna igualmente exótica. Estas actuaciones, unidas a una mayor presión antrópica sobre el medio, propiciaron que algunas especies exóticas lograran asilvestrarse e invadir distintos tipos de ecosistemas insulares. La situación más grave se produce en el medio costero, dado que sus hábitats albergan un importante número de especies endémicas y amenazadas (*Anthyllis hystrix*, *Apium bermejoi*, *Daphne rodriguezii*, *Femeniasia baleárica*), cuyo estado de conservación se ha visto afectado negativamente por el desarrollo de distintas plantas crasas, especialmente la conocida localmente como “patata frita” (*Carpobrotus edulis*), y la “cabellera de la reina” (*Disphyma crassifolium*), así como el “kikuyu” (*Pennisetum setaceum*). Algunos especímenes exóticos empleados en estanques y terrarios también se han naturalizado en Menorca, destacando *Lemna minuta* y *Ludwigia grandiflora*, junto con la tortuga de Florida (*Trachemys scripta*), el sapo partero (*Alytes obstetricans*), recientemente introducido y el problemático gato doméstico (*Felis silvestris catus*). El listado de plantas invasoras preocupantes de Menorca incluye además varias macollas (*Cortaderia selloana*), plantas trepadoras (*Ipomoea indica*), arbustos (*Myoporum tenuifolium*, *Pittosporum tobira*), geófitos (*Helianthus tuberosus*), y distintas especies utilizadas en céspedes (*Paspalum* spp.). Mientras que entre las especies de animales se destaca el mosquito tigre (*Aedes albopictus*), transmisor del dengue, la chikungunya o el Zika. El picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*), la hormiga argentina (*Linepithema humile*), y el cangrejo americano (*Procambarus clarkii*). También se ha indicado la presencia de distintas especies invasoras del medio marino, como las algas: *Acrothamnion preissi*, *Caulerpa cylindracea*, *Lophocladia lallemandii*, *Womersleyella setacea*. Finalmente, entre los invertebrados marinos se registran como invasoras al cangrejo araña (*Percnon gibbesi*) y al cangrejo azul (*Callinectes sapidus*).

Las primeras referencias sobre un uso turístico en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas, nos trasladan al archipiélago de Cíes, en los primeros años del siglo XX. Desde finales del siglo XIX el transporte marítimo de viajeros se realiza en la Ría de Vigo a través de lentos galeones a vela, que invierten dos horas en la singladura

entre Vigo y Cangas. En la década de 1910 aparecen los primeros vapores con casco de metal que reducen considerablemente la travesía, el Cantabria enlazaba Vigo y Cangas y el Alegría que enlazaba Vigo con Moaña. En el periodo estival se organizaban excursiones en barco, pero en su singladura no se visitaba Cíes. Lo mismo ocurría con la visita de ilustres personajes a la ciudad de Vigo, que en muchos casos incluían una visita marítima por la Ría de Vigo, en la que se solía visitar la isla de San Simón, mientras que se desdeñaban las Cíes al considerarlas como una singladura más complicada y un destino excesivamente agreste. Entre estas visitas cabe destacar la realizada el 16/03/1904 por Alfonso XII [1886,1941] y el Kaiser Wilhelm II [1859,1941].

Según Pedro Puialto, el turismo a Cíes comienza en 1904, cuando José Rodríguez Bastos (O Coxo de Cíes), construyó en la isla un merendero “La Isleña”, iniciando con un pequeño velero de su propiedad excursiones estivales desde Vigo (Faro de Vigo, 19/08/1980). En otras fuentes se vincula el inicio de la actividad turística con la adquisición del yate “Wolverine”, destinado a realizar giras por la Ría de Vigo (De Blas, 2018). Aunque el turismo regular debería fecharse con la creación de la empresa Vapores Correos de Pasaje y Turismo que realiza excursiones por la Ría de Vigo y que, en agosto de 1920, traslada excursionistas en el vapor “Puebla”, desde Vigo a la Isla Norte de Cíes, siendo el precio del billete de 2,50 pesetas (De Blas, 2018).

De Blas indica que el martes 24/07/1923, arribaron a Cíes dos excursiones. La primera había salido de Vigo por la mañana, y la segunda a las 15:30 h. Entre las dos sumaban más de cien familias. Dado el éxito de la jornada, se organizó el domingo 29/07/1923 una segunda jornada de visita a Cíes, previniendo los organizadores a los expedicionarios que “no causen daño a la poca vegetación” que sirve para alimentar a los animales de los colonos que residen en la isla Norte, “casi todos pobres”, ya que en la primera jornada se habían realizado fuegos que habían afectado a las madrigueras de los conejos, causándoles la muerte. Los excursionistas tenían servicio de cantina en los barcos y de fonda en la propia isla para los que no llevasen comida (De Blas en: Faro de Vigo 15/01/2018)

Tras la Guerra Civil, el transporte de pasajeros en la Ría de Vigo se incrementa, alcanzando una importante expansión en la década de 1950, con distintos barcos que enlazan Vigo con Moaña, Cangas, Meira, Vilaboa y Domaio. Algunas compañías como Vapores del Pasaje fortalecen el transporte turístico, incorporando ahora Cíes como destino preferente. Así desde mediados de la década de los cuarenta la isla acoge numerosos excursionistas en los primeros campamentos juveniles organizados por entidades adictas a los principios del régimen dictatorial. En términos generales el uso turístico establecido desde finales de la década de 1930 a finales de la década de 1950 se puede considerar como de bajo impacto.

A finales de la década de 1950 se rompe el dique de protección entre las islas de Faro y Monteagudo. Al anunciarse que se iba a arreglar, los periodistas locales consideran que las “Cíes están llamadas a recobrar el prestigio antiguo, como un magnífico lugar residencial y turístico, de verano especialmente”. (Faro de Vigo, 17/03/1960).



Figura 4- LEI Pueblo Gallego: diario de la mañana, al servicio de los intereses de Galicia (Vigo, 02/07/1954). Anuncio de la empresa Vapores de Pasaje

En los años sesenta y setenta el transporte marítimo constituye un elemento vertebrador de la sociedad y de la economía de la Ría de Vigo. La oferta se consolida con nuevas navieras que en conjunto prestan un servicio esencial a miles de personas. La mejora de los servicios marítimos afecta también a los viajes a Cíes, incorporándose nuevos navíos como el “Catamarán” o el “Illas Ficas”. Este último fue construido en 1968 para Vapores del Pasaje, con 33,7 metros de eslora y 7,6 m de manga, tenía capacidad para transportar a 500 pasajeros, contribuyendo a popularizar definitivamente las visitas a Cíes. En la propaganda de la empresa recogida en la prensa local (El Pueblo Gallego, 26/06/1970) se anuncia viaje de Cíes a Vigo desde el 15 de junio al 15 de septiembre, con un horario de salidas y regresos adaptados al aprovechamiento turístico del enclave insular.

En la década de los años 1970 el descontrol del uso público en la isla genera múltiples problemas. En 1975, el Concello de Vigo, plantea un concurso de ideas para establecer el uso que podrían tener las islas, y el temor de que un uso turístico masivo pueda dar al traste con la belleza natural (Faro de Vigo, 09/04/1975), sobre todo teniendo en cuenta

que desde los 1950 se intentaba promover la urbanización de 40 hectáreas de terrenos ubicados en la isla Sur (Faro de Vigo, 30/01/1980). Estos miedos venían, en parte, por la sensibilización que la sociedad viguesa había adquirido tras el caso de la isla de Toralla, con la construcción de una torre de apartamentos de 70 metros de altura en plena línea de costa de Vigo (Hoja del Lunes, 20/06/1975). De hecho, se llevaría al Pleno Municipal la moción para promover la declaración del archipiélago como Parque Natural, figura recién creada al amparo de la Ley 15/1975, de 2 de mayo, si bien finalmente se propondría la inclusión del archipiélago bajo otra figura de la misma Ley: la de Paraje Natural de Interés Nacional (PNIN). Así lo reflejaba la Hoja del Lunes (01/12/1975), haciendo publicidad de la Orden Ministerial de 20 de octubre de 1975 del anteproyecto de Ley (disposición obligada de acuerdo a la Ley 15/1975) para la declaración del PNIN, que era sometido a información pública mediante anuncio del 6 de noviembre de 1975 (BOP Pontevedra nº 264, 17/11/1975).

De forma paralela, el ICONA ya se encontraba realizando un inventario de los espacios que podrían ser merecedores de la declaración bajo alguna de las figuras de la Ley 15/1975, siendo las Cíes el primero del listado de la provincia de Pontevedra, por ser un territorio insular cuyos factores más singulares eran la fauna, el paisaje, su consideración de monumento natural, contando como principales razones para su protección la “defensa de valores intrínsecos” y el hecho de ser una “zona verde con gran presión humana” (ICONA 1978). Finalmente, interviene el Estado declarando el archipiélago de las Cíes como Parque Natural (Real Decreto 2497/1980, de 17 de octubre), poniendo punto y final a los intentos de promover la urbanización del archipiélago. No obstante, esta aprobación incluirá una norma genérica de protección de todas aquellas actividades o aprovechamientos que puedan afectar a los valores

objeto de protección, disponiendo que será el ICONA quien establezca las correspondientes normas y reglamentaciones pertinentes para salvaguardar los elementos naturales que motivaron la declaración del Parque Natural.

De este modo, en conformidad con la Ley 15/1975 y su reglamento (Real Decreto 2878/1977, de 4 de mayo), se aprobaba la Orden de 28 de septiembre de 1982 (BOE nº 274, 15/11/1982) sobre régimen de protección del Parque Natural, estableciendo entre sus prohibiciones expresas, en el artículo 4.n) “el acceso de visitantes al Parque por lugar no autorizado por el ICONA, previo informe de la Junta Rectora”, mientras que en el artículo 4.ñ) se prohíbe “el acceso de visitantes diarios al Parque en número superior al autorizado por ICONA, previo informe de la Junta Rectora”.

En 1981 se abre al público el Puente de Rande, afectando severamente a la configuración del transporte marítimo de pasajeros en la Ría de Vigo y de las compañías que dan este servicio. Muchas de las líneas de transporte que daban servicio a las poblaciones de la Ría se reducen o simplemente desaparecen, mientras que se incrementan las destinadas a las Cíes, lo que conduce a un importante incremento de visitantes. Esto motivaría que una vez transferidas las competencias a la Xunta de Galicia en materia de conservación de la naturaleza mediante el Real Decreto 167/1981 de 9 de enero consolidadas por el Real Decreto 1706/1982 de 24 de julio (en fase preautonómica) y adaptadas por el Real Decreto 1234/1983 de 20 de abril (en fase autonómica), desde el Gobierno Autonómico se aprobaría la Resolución de 29 de julio de 1983, por la que se regula el acceso de visitas al Parque Natural de las Islas Cíes. Dicha resolución, teniendo en cuenta que el acceso de visitas a la isla se realiza mediante un acto de desembarco, previo informe de la Junta Rectora, en uso de las atribuciones conferidas disponía las siguientes 3 normas:

Artículo 1. Se prohíben las visitas al Parque cuando a través de medios colectivos públicos o privados de transporte desembarcaren un número superior a diez personas y cuando se hiciere por lugar no autorizado expresamente por la Dirección General Forestal y del Medio Ambiente. La autorización se solicitará a través de la Jefatura Provincial del Medio Ambiente Natural de Pontevedra que en todo caso regulará el número máximo de visitantes diarios.

Artículo 2. Las visitas en un número inferior a diez personas, deberá proveerse de la correspondiente autorización a través de la Guardería de las Islas Cíes.

Artículo 3. Las visitas no autorizadas serán sancionadas con una multa de 400 pesetas por componente del grupo visitante.

El declive en el transporte marítimo de pasajeros llevó en 1999 a la Xunta de Galicia a promover su regulación, a través de la Ley 4/1999, de 9 de abril, de declaración de servicio público de titularidad de la Xunta de Galicia del transporte público marítimo de viajeros en la Ría de Vigo, en la que se declaraba el transporte público marítimo de viajeros en la Ría de Vigo como un servicio público de titularidad de la Xunta de Galicia. Acorde con esta norma se convoca un concurso para conceder la prestación del servicio público de transporte marítimo regular de viajeros entre las riberas de la Ría de Vigo y el estacional turístico a las Islas Cíes, por un periodo de 20 años, prorrogables por otros 10 años. En 1999 se resuelve el concurso a favor de la naviera Mar de Ons.

En el año 2002 se declara el Parque Nacional (Ley 15/2002, de 1 de julio, por la que se declara el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia), recibiendo el Parque 192.579 visitantes. Años más tarde la Sala Segunda del Tribunal de Justicia de la Unión Europea, en sentencia dictada el 9/03/2006, declaró la incompatibilidad de la Ley 4/1999, con el Reglamento (CEE) 3577/92, del Consejo, de 7 de diciembre, por el que se aplica el principio de libre prestación de servicios a los transportes marítimos dentro de los Estados miembros (cabotaje marítimo). A raíz de este pronunciamiento, el Parlamento de Galicia dictó la Ley 2/2008, de 6 de mayo, por la que se desarrolla la libre prestación de servicios de transporte marítimo de personas en aguas interiores de Galicia, que deroga la Ley 4/1999. En consecuencia, se anula el concurso, y se liberaliza el transporte marítimo de viajeros a las islas, de modo que en los próximos años hasta 4 empresas distintas participaran en el transporte marítimo de viajeros a las Islas Cíes.

La nueva situación, coincide con distintas campañas de difusión de las Cíes a nivel internacional que despiertan un mayor interés por este destino y consecuentemente un mayor número de visitantes. Así en los siguientes años llegaron a operar 4 navieras con singladuras desde distintos puertos de la Ría de Vigo y destino a las Islas Cíes. Las normas del Parque Nacional establecidas con anterioridad al año 2006, racionalizan el régimen de usos y actividades en el espacio, aunque por si misma resultan pocos eficaces para gestionar la nueva situación derivada de los cambios en la regulación del transporte marítimo de pasajeros en la Ría de Vigo, que, como consecuencia de la liberación, provocó un importante incremento de los visitantes al Parque Nacional y especialmente al archipiélago de Cíes.

Desde el año 2002 el número de visitantes al Parque fue aumentando progresivamente hasta superar el umbral de 220.000 personas en el año 2009 (Año 2002, 192.579; Año 2003, 171.402; Año 2004, 190.347; Año 2005, 213.897; Año 2008, 219.977; Año 2009, 223.165). El mayor número de visitas se registra en Cíes (140.434 en 2009), seguido de Ons (76.883). El aumento de los visitantes y la previsión de que

esta situación siguiese incrementándose a corto plazo, llevó a la Xunta de Galicia a realizar un Estudio de la Capacidad de Carga del Parque Nacional en el que se redefinen los límites de visitas al Parque Nacional, de modo que estos se mantengan dentro de los márgenes de la sostenibilidad y del mínimo impacto sobre el ecosistema insular. De este modo, la Xunta Reitora del Parque Nacional decide redefinir el límite de visitas al archipiélago de Cíes, que pasaría del umbral de las 3.000 personas/diarias fijadas en 1982, para el periodo de junio a septiembre (máximo de 363.000 personas en el periodo estival), a las 2.200 personas/día para los meses de junio a agosto (máximo de 136.000 personas en el periodo estival).

En el año siguiente (2010), los visitantes en el Parque Nacional aumentan ligeramente hasta alcanzar las 237.238 personas/año, aunque de nuevo, la mayoría de ellas viajaron a las Cíes (155.400) y a Ons (72.215). El cupo (2.000 personas/día) se cubrió en Cíes entre el 07-10 de julio y el 23/07 al 22/08. En la última semana de agosto la media de visitantes se situó en 1.800 personas/día. En el año 2016, el número de visitantes en el Parque Nacional alcanzó las 400.465 personas, incrementándose en el año 2017 (440.661), la mayoría de ellas con destino al archipiélago de Cíes, que se concentraron en los festivos y fines de semana, superando de este modo el límite de aforo establecido por la Xunta de Galicia, hecho que se dirimió en distintos expedientes sancionadores. En el año 2018 se incrementa ligeramente el número de visitantes (489.953), aunque se realiza un mejor reparto temporal de modo que no se supera los límites establecidos en el Parque Nacional.

La aprobación del Plan Rector de Uso y Gestión (Decreto 177/2018, de 27 de diciembre, por el que se aprueba el Plan rector de uso y gestión del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia), conllevó el establecimiento de un aforo para los distintos archipiélagos que conforman el Parque Nacional, calculada a partir de un estudio científico-técnico de capacidad de carga orientado a asegurar la conservación de los componentes del Patrimonio Natural y establecer un uso racional de los aprovechamientos en materia de uso público. Así, el aforo en el Archipiélago de Cíes actualmente se establece entre el 15/05-15/09 en una horquilla de 1.600-1.800 personas (carga total diaria), que accedan a través de las navieras autorizadas para la realización de transporte colectivo. Y de 100-200 personas (carga total por día de estancia en las islas) que accedan en grupos organizados y que cuenten con una autorización del director-conservador del parque nacional. De modo que en ningún caso el transporte marítimo puede exceder las 2.200 personas/diarias.

En las distintas normas e instrumentos de gestión que afectan a los archipiélagos del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia, se incide sobre la problemática de las especies invasoras, estableciendo medidas preventivas para evitar la introducción de nuevos

propágulos, así como la expansión de las especies ya establecidas. En este sentido el Parque Nacional ha llevado a cabo distintas actuaciones de seguimiento y control de especies exóticas que muestran un claro comportamiento invasor, incluyendo insectos (*Vespa velutina*) reptiles (*Trachemys scripta*), mamíferos (*Felis silvestris catus*, *Neovison vison*), plantas vasculares herbáceas (*Arctotheca calendula*, *Carpobrotus edulis* / *acinaciformis*, *Cynodon dactylon*, *Phytolacca americana*, *Sporobolus indicus*, *Stenotaphrum secundatum*, *Zantedeschia aethiopica*), cañas (*Arundo donax*), trepadoras (*Ipomoea acuminata*), plantas leñosas (*Acacia* spp. *Robinia pseudoacacia*, *Pinus radiata*, *Pinus pinaster*, *Eucalyptus* spp.) y algas (*Sargassum muticum*).

La generalización del uso público en los espacios naturales de Galicia ha propiciado la difusión también de determinadas especies exóticas invasoras, cuyos propágulos transportados en el calzado o la vestimenta se han ido propagando en los distintos espacios, donde se asientan e invaden inicialmente los caminos y sendas, así como las áreas donde se concentran los visitantes. Entre estas especies cabría señalar *Sporobolus indicus*, cuya primera referencia en Galicia fue señalada en 1950 (Vieitez, 1950), y que en la actualidad se encuentra ampliamente distribuido en las cuatro provincias gallegas, afectando especialmente a los espacios naturales del área litoral (As Cartedrais, Foz-Masma, Mariña Occidental, Ortigueira-Mera, Costa Artabra, Costa de Dexo, Costa da Morte, Carnota – Monte Pindo, Complejo Húmedo de Corrubedo, Complejo Ons – O Grove, Cabo Udra, A Ramallosa, Baixo Miño, etc.), aunque también se registra su presencia en los de la Galicia media (Eume, Parga-Ladra-Támoga, Careón, Candan, Gándaras de Budiño), y en los de las áreas montañosas (Ancares-Courel, Trevinca, Manzaneda, Xures, Xistral, etc). En el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas está presente en los 4 archipiélagos.

Viajeros oportunistas

La mayoría de las especies de flora y fauna terrestres consideradas como exóticas y/o invasoras en los sistemas insulares se vinculan con mecanismos de introducción directa (cultivo, sueltas, etc) o accidental (transporte de propágulos en sustratos, ropa, animales domésticos, etc), vinculada a la actividad humana. Sin embargo, algunas especies exóticas establecidas en las áreas adyacentes continentales logran alcanzar las islas por sus propios mecanismos de dispersión, así encontramos plantas cuyas semillas, frutos u órganos vegetativos son arrastrados por el mar y llegan finalmente a las islas. En relación con este proceso se ha documentado en el Parque Nacional Marítimo Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia, la llegada de propágulos de jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), procedentes de poblaciones ubicadas en el Centro-Norte de Portugal, que fueron arrastradas por las corrientes marinas

hacia el litoral gallego, llegando a ser depositadas en las playas de las Islas Cíes (Ramil-Rego *et al.* 2014). Junto a esta difusión a larga distancia, también se ha registrado la presencia de otras especies que han sido capaces de recorrer a nado la distancia entre las islas y el continente. Así tras la suelta masiva de visón americano (*Neovison vison*), que se produjo al liberarse los animales cautivos en distintas granjas del litoral gallego, algunos de estos especímenes alcanzaron el Parque Nacional, logrando asentarse en Sálvora (2002), distante a 3,3 km del área continental, aprovechando en su invasión la presencia de los numerosos islotes existentes en esta área marina. Más sorprendente ha sido su llegada a las islas Cíes (2005), separadas en más de 2,5 km del área continental, carente de islotes que pudieran facilitar su desplazamiento (Fernández Bouzas *et al.* 2012). La separación entre Cíes con el área continental, tampoco ha sido un problema para la llegada reciente de algunos insectos, en concreto la avispa asiática (*Vespa velutina*) o el picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*).

Bibliografía

- Abuín, M. (2011). Cortegada. Ardentía, 6: 10-21.
- Alba Roque, P. (2018). Isla de Pascua: Visualización de la acción del turismo. Madrid: Escuela Técnica Superior de Arquitectura. TFG.
- Alvarez Arbesú, R. (2008): La cubierta vegetal del litoral asturiano. Documentos 5. Jardín Botánico Atlántico. Gijón.
- Arechavaleta, M.; Rodríguez, S.; Zurita, N. & García, A. (2010). Lista de especies silvestres de Canarias (hongos, plantas y animales terrestres) 2009. Gobierno de Canarias. 579 pp.
- Areses, R. (1951a). Las repoblaciones forestales en Galicia, como negocio. En: Instituto de Ingenieros Civiles de España: II Congreso Nacional de Ingeniería. Tomo IV. Agricultura, Montes e Industrias derivadas: 139-156. Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas. Madrid.
- Areses, R. (1951b). Algunas plantas de adorno o utilidad, como complemento de las repoblaciones forestales en Galicia. En: Instituto de Ingenieros Civiles de España: II Congreso Nacional de Ingeniería. Tomo IV. Agricultura, Montes e Industrias derivadas: 171-217. Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas. Madrid.
- Areses, R. (1953). La provincia de Pontevedra y la restauración forestal de sus montes. Montes, 50: 95-107.
- Belbenoit, R. (1938). Dry Guillotine, Fifteen Years Among The Living Dead. Boston, Massachusetts; E. P. Dutton.
- Bellot Rodríguez, F. (1968). La vegetación de Galicia. Anales del Instituto Botánico Cavanilles 24:3-306.

- Bernárdez-Villegas, J. G. (2006). Estudio florístico de la Isla de Ons. Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Serie técnica. Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 436 pp.
- Bernárdez-Villegas, J. G.; Blanco-Dios, J. B.; Mouriño, J.; Rigueiro, A. (2011). Flora y vegetación del archipiélago de Cortegada (Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia). Serie técnica. Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 432 pp.
- Bernárdez-Villegas, J. G.; Blanco-Dios, J. B.; Mouriño, J.; Rigueiro, A. (2012). Flora y vegetación del Archipiélago de Sálvora (Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia). Serie técnica. Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 464 pp.
- Blanco-Dios, J.B. (2008). Notas sobre la flora del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Acta Botanica Malacitana 33: 322-324
- Casal García, R. (1980). Pedras do anelo do Noroeste peninsular. Gallaecia, 6: 101-110.
- Centro De Investigaciones Submarinas (CIS) (2011). Estudio de la biodiversidad del medio marino y control y planificación de la zona OSPAR del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Tomo I. 200 pp. Centro de Investigaciones Submarinas S. L. Xunta de Galicia. Consellería do Medio Rural. Santiago de Compostela.
- Charrière, H. (1969). Papillon. Paris: Hart-Davis, MacGibbon.
- Costa, M., Garcia Anton, M., Morla, C. & Sainz, H. (1990). La evolución de los bosques de la Península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. Ecología Fuera Serie no 1: 31-58.
- De Blas, C. (2018). El enorme patrimonio cultural de las Cíes. De islas de Dioses, a islas de poetas. Conferencia impartida en el Club Faro, Vigo 22/10/2018 [Consultada en la WEB del Concello de Vigo].
- Díaz Álvarez, P. (1958). Carta y noticia arqueológica de las Islas Cíes. 22 pp. Tipografía Faro de Vigo. Vigo.
- Díaz Álvarez, P. (1981). Las islas de los Dioses. 121 pp. Banco Simeón. Vigo.
- Díaz Álvarez, P. (1984). Ánforas romanas en el eje atlántico Galaico-lusitano. 94 pp. El Autor. Vigo.
- Díaz, P.; Francés, G., Costas, S.; Souto, C. & Alejo, I. (2004). Distribution of Benthic Foraminifera in coarse sediments, Ría de Vigo, NW Iberian margin. The Journal of Foraminiferal Research, v. 34, no. 4: 258-275
- Domínguez-Conde, J.; Tapia Del Río, L.E.; Martín, G.; Arenas, M.; Quintero, I.; Rego, L.E.; Vidal, M.J. (2003). Atlas de las aves nidificantes de los archipiélagos de Ons y Cíes (Parque Nacional de las Islas Atlánticas). Serie técnica. Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 196 pp.
- Dopico Tobío, R. (1995). Nuevos datos sobre la almadraba de Sálvora en aguas de Arousa y Siglo XVIII. En: Rodríguez Mouriño, J. A. (Dir.): XIV Ruta Cicloturística del Románico Internacional: 131-137. Fundación Cultural Rutas del Románico. Poio.
- Fernández Alonso, J.; Blanco-Dios, J.; Bernárdez, J. G.; Rigueiro, A. (2011). Flora y vegetación de las Islas Cíes (Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia). Serie técnica. Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 750 pp.
- Fernandez Bouzas, J.A. Romero Suances, R. & Pioro González, V. (2012). Control de visón americano (*Neovison vison*) en el Parque Nacional MT de las Islas Atlánticas de Galicia. ESPARC (2012). Áreas protegidas: oportunidades de futuro.
- Fernández de la Cigoña, E. (1986). Islas Cíes, Parque Natural de Galicia. Asociación Gallega para la Cultura y la Ecología. Gráfica da Casa dos Rapazes. Viana do Castelo.
- Fernández Martín, F. (1999). Islas y regiones ultraperiféricas de la Unión Europea. La Tour-d'Aigues: L'Aube.
- Fernández Sánchez, J. & Pradas Regel, R. (1996). Los Parques Nacionales Españoles. Una aproximación histórica. 482 pp. Red de Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- Fernández Tafall, A. (1908). La Isla de Cortegada. Aires d'a Miña Terra, 10.
- Fernández-Galiano, E. (2006). Linneo y el equilibrio de la naturaleza. Nueva revista de política, cultura y arte. 106: 135-143.
- Freitas Valente, I.M. (2017). Regiões Ultraperiféricas da União Europeia e os desafios do século XXI. Intellèctus 16 (2): 156-168.
- Furlong, C.W. (1913). Cayenne-Dry Guillotine. Harper. 127 (758): 1-14.
- Garrido Castromán, D. (2007). Cortegada. Una isla real. 345 pp. Servicio de Publicaciones de la Diputación de Pontevedra. Gráficas Salnés. Cambados.

- Gutián, J. & Gutián, P. (1990). A Paisaxe Vexetal das Illas Cíes. Consellería de Agricultura, Gandería e Montes. 127
- Hernández Urcera, J.; García Blanco, M. E. & Regueira Fernández, M. (2014). Informe final del servicio de seguimiento de comunidades biológicas en la zona intermareal y submareal del PNIAG. 85 pp. Bioimaxe Servizos Marinos. Núm. Expediente: IL-A-0010/14. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Santiago de Compostela.
- ICONA (1978). Inventario Abierto de Espacios Naturales de Protección Especial. Pontevedra. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Dirección General de Urbanismo. Pontevedra.
- Izco, J. (1987). Galicia. En: M. Peinado Lorca & S. Rivas Martínez. (Eds.): La vegetación de España: 385-418. Secretaria General. Servicio de Publicaciones. Universidad de Alcalá de Henares. Alcalá de Henares.
- Izco, J., Amigo, J. & Garcia San León, D. (1999). Análisis y clasificación de la vegetación leñosa de Galicia (España). Lazaroa 20: 29-47.
- López Ferreiro, A. (1898). Historia de la S.A.M. Iglesia de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- Losa España, T. M. (1943). Datos para el estudio de la flora gallega. Plantas de las islas Cíes. Anal. Jardín Bot., 4: 357-391.
- Martín de la Rosa, B. (2003). La imagen turística de las regiones insulares: Las islas como paraísos. Cuadernos de Turismo. 11: 127-137
- Monteagudo, L. (1957). Localizaçao das Cassiterides o Oestrymnides. Revista de Guimaraes, 67 (3-4): 372-416.
- Moragues Botey, E. (2005). Flora alóctona de las Islas Baleares. Ecología de dos especies invasoras: *Carpobrotus edulis* & *Carpobrotus* aff. *Acinaciformis*. Tesis Doctoral. Palma: Universitat de les Illes Balears. Departamento de Biología. Área de Botánica
- Moscoso de la Cuba, P. (2013). Las islas y sus efectos para la delimitación marítima en la jurisprudencia de la Corte Internacional de Justicia y del Tribunal Internacional del Derecho del Mar. Themis. Revista de Derecho. 63: 255-274.
- Munilla, I. (2014). Guía básica de Aves marinas del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia y de las Rías Baixas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 98 pp.
- Muñoz Sobrino, C; García-Moreiras, I; Martínez-Carreño, N.; Cartelle, V. Insua, T.L.; Ferreiro Da Costa, J.; Ramil-Rego, P.; Fernández Rodríguez, C. ; Alejo, I. & García-Gil, S. (2016). Reconstruction of the environmental history of a coastal insular system using shallow marine records: the last three millennia of the Cíes Islands (Ría de Vigo, NW Iberia). Boreas 45(4): 729-753. <https://doi.org/10.1111/bor.12178>.
- Pardellas de Blas, C. (2009). Ons: Propiedade-Administracións-Veciños. Interpretación dalgúns documentos (I). Aunios, 14:31-37.
- Patiño Gómez, R. & González Fernández, M. (1989). Historia de las Islas Cíes. 96 pp. RP Edicións. Vigo.
- Paz-Bermúdez, G.; Carballal, R. & López de Silanes, M.E. (2003). Líquenes saxícolas y arenícolas del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, NW España). Cryptogamie, Mycologie (3): 385-397
- Pazos Pérez, L. J. (2003). Cortegada, unha aldea abandonada dende 1907. Aunios, 7: 50-52.
- Pazos Pérez, L.J. (2002). La isla de Cortegada en su historia. Apuntes sobre su donación. Gráficas Salnés Cambados, Pontevedra.
- Peña, V. & Bárbara, I. (2006). Los fondos marinos de maërl del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, España): distribución, abundancia y flora asociada. Nova Acta Científica Compostelana (Biología), 15: 7-25.
- Pereira Fernández, X. M. (2007). A propiedade na Illa de Ons: Unha aproximación de urxencia. Aunios, 12: 2-6.
- Portela Pazos, S. (1954). Apuntes para la Historia de la Isla de Ons. Cuadernos de Estudios Gallegos, 9 (26): 35-73.
- Ramil Rego, P.; Muñoz Sobrino, C.; Gómez-Orellana, L.; Rodríguez Gutián, M.A. & Ferreiro da Costa, J. (2012). Configuración y transformación del paisaje del NW ibérico durante el final de los tiempos glaciares, el Holoceno y el Antropoceno. En: Rodríguez Gutián, M.A. & Ferreiro da Costa, J. (Coords.). 2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia. Recursos Rurais Serie Cursos numero 6: 19-62. IBADER. Lugo.
- Ramil-Rego, P.; Rubinos, M.; Gómez-Orellana, L.; Hinojo, B. & Rodríguez, P. (2014). *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia como resultado de un transporte por mar a larga distancia. Recursos Rurais. 10: 15-24.
- Ribera Dutaste, J.E. (1908). Puente de la Isla de Cortegada. Revista de Obras Públicas. 56, I (1684): 1-4.
- Rigueiro Rodríguez, A. (1977). Trabajo Botánico sobre las Islas Cíes. 91 pp. ICONA. Ministerio de Agricultura. Madrid.

- Rigueiro Rodríguez, A. (2002): Bosques a masas arborizadas de Galicia. En: F. Díaz-Fierros (Coord.): Proxecto Galicia-Natureza: Tomo XLIII (Botánica III): 431- 471. Hércules de Ediciones, S.A. A Coruña.
- Rodríguez Díaz, O. (2016). Compendio insular. Islas del Mundo. La Habana: Instituto Cubano del Libro. Editorial Científico-Técnica.
- Rodríguez Guitián, M., Romero Franco, R. & Ramil-Rego, P. (2007). Caracterización ecológica y florística de las comunidades lauroides del occidente de la cornisa cantábrica. Lazaroa, 28: 35-65.
- Romero Buján, M.I. (2008). Catálogo da flora de Galicia. Monografías do IBADER. Serie Biodiversidade. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- Santiago y Gómez, J. (1896). Historia de Vigo y su comarca. 604 pp. Imp. y Lit. del Asilo de Huérfanos del Sagrado Corazón de Jesús. Madrid.
- Suárez Fuentes, M. (2000). Cortegada, isla arousana de la desilusión. En: Historia de las Rías: 301-316. Faro de Vigo, S. A. Artes Gráficas del Mediterráneo. Valencia.
- Taboada y Leal, N. (1840). Descripción topográfica-histórica de la ciudad de Vigo, su ría y alrededores. 230 pp. Imprenta de la Viuda e Hijos de Compañel. Santiago de Compostela.
- Trigo Fontán, F. (2010). A cultura etnográfica dunha comunidade en regresión: A Illa de Ons. Os Piornos. Aunios, 15: 82-84.
- United Nations (2001). Manual de delimitación de fronteras marítimas. New York: División de Asuntos Oceánicos y del Derecho del Mar, United Nations.
- Varela Parapar, V.; González Fernández, P.; del Río Rocha, G. & Veiga Villa, A. (1999). Estudio del medio marino del Parque Nacional das Illas Atlánticas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Informe técnico sin publicar.
- Vieitez Cortizo, E. (1950). Notas para la flora gallega. Anales de Edafología y Fisiología Vegetal. 9 (4): 431-440.

Aves invasoras en Galicia

Resumen Se sintetiza la información existente acerca de las aves exóticas registradas en Galicia en el periodo enero 2000-2018, comparándola con la previamente publicada para el periodo 1970-1998. En el periodo 2000-2018 se registraron en Galicia 24 especies de aves exóticas, de las cuales sólo tres presentaron poblaciones reproductoras capaces de mantenerse por sí mismas, sin necesidad de nuevas introducciones: Faisán común (*Phasianus colchicus*), Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) y Estrilda común (*Estrilda astrild*).

Palabras-clave aves exóticas, distribución, NW Ibérico.

Invasive birds in Galicia. Abstract The existent information about the exotic birds registered in Galicia in the period January 2000-2018 is synthesized, comparing it with the previously published one for the period 1970-1998. In the 2000-2018 period there were 24 species of exotic birds, of which only three were species that, having been introduced deliberately or accidentally to the region, have established self-sustaining populations: Common Pheasant (*Phasianus colchicus*), Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and Common Waxbill (*Estrilda astrild*).

Key-words exotic birds, distribution, NW Iberian Peninsula.

Introducción

En las últimas décadas las especies invasoras se han convertido en una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad a escala planetaria (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Martin-Albarracin et al. 2015; Dyer et al. 2017). A nivel ibérico, éste también es un problema relevante, con numerosos vertebrados invasores establecidos (Morales & Lizana 2011).

Las aves son los tetrápodos con mayor número de especies introducidas en Europa (Daisie 2009). Aunque las cifras globales y regionales son cambiantes atendiendo a la fuente consultada, al menos 213 especies de 46 familias han sido introducidas a nivel mundial (Martin-Albarracin et al. 2015) y 197 especies de 37 familias en Europa (Kark et al. 2009). Por otra parte, hasta 2007 se habían detectado en Europa 635 taxones (especies o subespecies) de aves introducidas (o re-introducidas) deliberada o accidentalmente por el hombre, de las cuales 63 taxones sí fueron capaces de establecer poblaciones reproductoras sin necesidad de nuevas introducciones (Santos et al. 2007). Una reciente

revisión hecha para España y Portugal reflejó que en el periodo 1912-2012 fueron importadas no menos de 1.026 especies, de las cuales al menos 377 fueron liberadas en la naturaleza y, de ellas, 32 consiguieron establecer poblaciones nidificantes (Abellán et al. 2016).

Aunque estas cifras globales muestran la magnitud de la introducción de aves exóticas en Europa y España, hay evidencia contradictoria acerca de que constituyan una amenaza global para las especies autóctonas (Kumschick et al. 2013; Baker et al. 2014). Los mayores riesgos para las aves nativas se han identificado en relación a fenómenos de hibridación (Muñoz-Fuentes et al. 2007; Tejedor et al. 2007), competencia por los recursos (Strubbe & Matthysen 2007, 2009) y transmisión de enfermedades (Martin-Albarracin et al. 2015), señalándose también efectos a nivel ecosistémico, relacionados con la eutrofización de masas de agua, y cambios en la composición y estructura de comunidades vegetales (Baker et al. 2014). En todo caso, la magnitud de los efectos de las aves no nativas depende del grupo taxonómico y de rasgos específicos, entre ellos el tamaño corporal (a mayor tamaño mayor impacto) y de puesta (a menor tamaño mayor impacto) (Kumschick et al. 2013).

En este capítulo se analiza la extensión espacial y temporal de aves no nativas en el territorio gallego a partir de la revisión de observaciones publicadas en diferentes publicaciones de ámbito gallego y estatal.

Área de estudio y métodos

El presente análisis se circunscribe al territorio gallego, y se han compilado las observaciones entre el uno enero de 2000 y 31 de julio de 2018. La búsqueda se ha restringido a las especies C1 y E, correspondientes respectivamente a aquellas que están presentes como resultado de una introducción y aquellas que, habiendo sido introducidas o re-introducidas por el hombre deliberada o accidentalmente en la región, no han establecido poblaciones reproductoras que se mantengan por ellas mismas (Grupo De Aves Exóticas (Gae-Seo/Birdlife) 2006; Santos et al. 2007). Se han excluido del análisis las especies que han sido citadas en estado aparentemente natural por lo menos una vez desde el 1 de enero de 1950, aunque probablemente después de esa fecha también hayan sido objeto de introducciones (Grupo De Aves Exóticas (Gae-Seo/Birdlife) 2006; Santos et al. 2007). La categoría E incluye tres tipos de especies: E1, aquellas para las que se ha comprobado la reproducción de forma regular y de las que existen sospechas que pueden llegar a establecerse; E2, aquellas para las que se ha comprobado la reproducción en libertad de forma irregular u ocasional, sin ningún indicio de que se encuentren en proceso de establecimiento; E3, las

observadas solamente de forma ocasional, sin haberse constatado su reproducción (Grupo De Aves Exóticas (Gae-Seo/Birdlife) 2006). La asignación del origen biogeográfico de cada especie se hizo de acuerdo con Abellán et al. (2016).

Las fuentes faunísticas utilizadas han sido las siguientes: Noticiario Ornitoxeográfico de Galicia (<http://sgo.cesga.es/aves/htdocs/>), anuarios ornitológicos de Galicia, noticiarios de aves exóticas del Grupo de Aves exóticas (SEO/Birdlife) y cuaderno de aves exóticas (<http://grupodeavesexoticas.blogspot.com/>). Para el análisis, cada observación publicada se consideró independientemente, si bien en muchos casos varias observaciones probablemente correspondieron al mismo ejemplar exótico. La nomenclatura científica utilizada se ha ajustado a la lista IOC (Gill & Donsker 2018).

Para el periodo 1970-1998 se dispuso de información previamente compilada (Vidal 2004).

Resultados y Discusión

Entre 2000 y 2018 se documentó la presencia en Galicia de 24 especies exóticas pertenecientes a 14 familias (Tabla 1). Biogeográficamente predominaron las especies de origen afrotropical, seguidas de las de procedencia neártica (Figura 1). Previamente, en el periodo 1970-1998 se había documentado la presencia de 39 especies, de las cuales en 5 fue confirmada la reproducción (Vidal 2004) (Tabla 1). Sólo 11 especies fueron detectadas en ambos periodos.

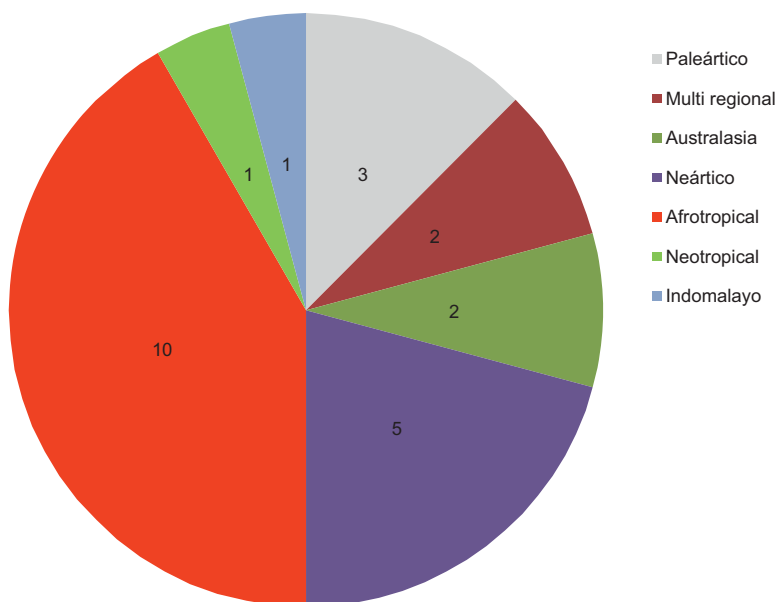


Figura 1- Origen biogeográfico de las aves exóticas (categorías C1 y E) registradas en Galicia en el periodo enero 2000-julio 2018

Nombre vulgar	Nombre científico	Familia ¹	Origen Biogeográfico ²	1970-1998 ³	2000-2018 ⁴
Suirirí bicolor	<i>Dendrocygna bicolor</i>		Multi regional	-	E3
Cisne negro	<i>Cygnus atratus</i>		Australasia	E3	E3
Ánsar indio	<i>Anser indicus</i>		Multi regional	E3	-
Ánsar nival	<i>Chen caerulescens</i>		Neártico	-	E3
Barnacla canadiense	<i>Branta canadensis</i>		Neártico	-	E3
Ganso del Nilo	<i>Alopochen aegyptiacus</i>	Anatidae	Afrotropical	E3	E3
Pato joyuyo	<i>Aix sponsa</i>		Neártico	-	E3
Pato mandarín	<i>Aix galericulata</i>		Paleártico	-	E3
Ánade gargantillo	<i>Anas bahamensis</i>		Neártico	E3	-
Silbón americano	<i>Anas americana</i>		Neártico	-	E3
Ánade sombrío	<i>Anas rubripes</i>		Neártico	-	E3
Codorniz de Virginia	<i>Colinus virginianus</i>	Phasianidae	Neártico	E3	-
Faisán vulgar	<i>Phasianus colchicus</i>		Paleártico	E2	C1
Marabú africano	<i>Leptoptilos crumeniferus</i>	Ciconiidae	Afrotropical	-	E3
Ibis sagrado	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	Threskiornitidae	Afrotropical	-	E3
Buitre moteado	<i>Gyps rueppelli</i>	Accipitridae	Afrotropical	-	E3
Calamón africano	<i>Porphyrio alleni</i>	Rallidae	Afrotropical	-	E3
Tórtola senegalesa	<i>Streptopelia senegalensis</i>	Columbidae	Afrotropical	E3	E3
Tórtola de collar	<i>Streptopelia roseogrisea</i>		Afrotropical	E3	-
Cacatúa ninfa	<i>Nymphicus hollandicus</i>	Cacatuidae	Australasia	E3	E3
Periquito común	<i>Melopsittacus undulatus</i>		Australasia	E3	-
Loro yaco	<i>Psittacus erithacus</i>		Afrotropical	E3	E3
Aratinga	<i>Aratinga sp.</i>	Psittacidae	Neártico	E3	-
Loro barranquero	<i>Cyanoliseus patagonus</i>		Neártico	E3	-
Cotorra argentina	<i>Myiopsitta monachus</i>		Neotropical	C1	C1
Cotorra de Kramer	<i>Psittacula krameri</i>	Psittaculidae	Multi regional	E2	E3
Ruiseñor del Japón	<i>Leiothrix lutea</i>	Timaliidae	Indomalayo	E3	-
Cuervo blanco	<i>Corvus albus</i>	Corvidae	Afrotropical	-	E3
Miná crestado	<i>Acridotheres cristatellus</i>		Indomalayo	E3	-
Miná común	<i>Acridotheres tristis</i>	Sturnidae	Indomalayo	E3	-
Estornino metálico gigante	<i>Lamprolornis chalybaeus</i>		Afrotropical	E3	-
Tejedor enmascarado chico	<i>Ploceus intermedius</i>		Afrotropical	E3	-
Tejedor cogullado	<i>Ploceus cucullatus</i>		Afrotropical	E3	-
Quelea común	<i>Quelea quelea</i>	Ploceidae	Afrotropical	E3	-
Tejedor amarillo	<i>Euplectes afer</i>		Afrotropical	E3	E3
Tejedor rojo	<i>Euplectes orix</i>		Afrotropical	E3	-
Coliazul bengalí	<i>Uraeginthus bengalus</i>		Afrotropical	E3	-
Estrilda de carita naranja	<i>Estrilda melpoda</i>		Afrotropical	E3	-
Estrilda culinegra	<i>Estrilda troglodytes</i>		Afrotropical	E3	-
Estrilda común	<i>Estrilda astrild</i>		Afrotropical	C1	C1
Bengalí rojo	<i>Amandava amandava</i>		Indomalayo	E2	E3
Diamante moteado de Australia	<i>Taenopygia guttata</i>	Estrildidae	Australasia	E3	-
Amandina gorgirroja	<i>Amandina fasciata</i>		Afrotropical	E3	-
Capuchino africano	<i>Lonchura cantans</i>		Afrotropical	E3	-
Capuchino blanco y negro	<i>Lonchura bicolor</i>		Afrotropical	E3	-
Capuchino de cabeza negra	<i>Lonchura malacca</i>		Indomalayo	E3	-
Capuchino de cabeza pálida	<i>Lonchura maja</i>		Indomalayo	E3	-
Gorrion javanés	<i>Padda oryzivora</i>		Indomalayo	E3	-
Viuda de Fisher	<i>Vidua fischeri</i>	Viduidae	Afrotropical	E3	-
Viuda colicinta	<i>Vidua macroura</i>		Afrotropical	E3	-
Canario común	<i>Serinus canaria</i>	Fringillidae	Paleártico	-	E3
Canario de Mozambique	<i>Serinus mozambicus</i>		Afrotropical	E3	-

Tabla 1- Especies de aves exóticas registradas en Galicia en los periodos 1970-1998 (Vidal, 2004) y 2000-2018 (presente estudio). Fuente: ¹, (Gill & Donsker 2018); ², (Abellán et al. 2016); ³, (Vidal, 2004); ⁴, elaboración propia. -, sin citas conocidas

En el periodo 2000-2018, sólo 3 especies exóticas registradas en Galicia presentaron poblaciones capaces de mantenerse por sí mismas: Faisán vulgar (*Phasianus colchicus*), Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) y Estrilda común (*Estrilda astrild*), la primera introducida por motivos cinegéticos y las otras dos como aves de jaula (Abellán et al. 2016) (Figura 2). En el periodo 1970-1998 también fue confirmada la cría de estas tres especies, junto

con la Cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*) y Bengali rojo (*Amandava amandava*) (Vidal 2004), pero estas dos últimas no llegaron a consolidar núcleos de cría viables. A nivel español 12 de las especies fueron nidificantes, de ellas una con cría regular (E1), 6 con cría ocasional (E2) y 5 con poblaciones nidificantes capaces de mantenerse por sí mismas (C1) (Figura 2).

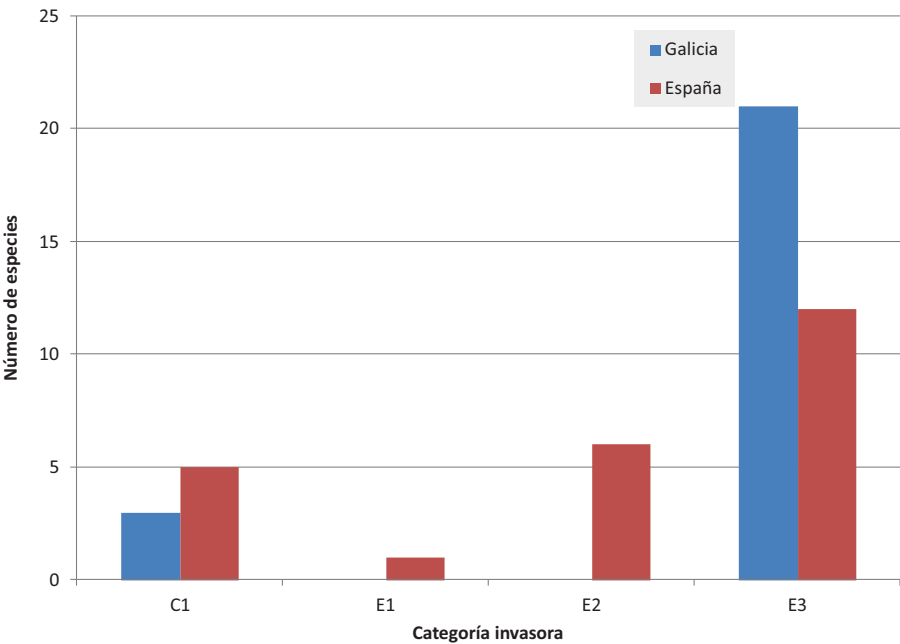


Figura 2- Distribución por categorías de invasora en España y Galicia de las especies registradas en Galicia en el periodo enero 2000-julio 2018. Fuente para España: (Grupo De Aves Exóticas (Gae-Seo/Birdlife) 2006)

El Faisán común es una especie paleártica, sedentaria, ampliamente distribuida por toda Europa como consecuencia de introducciones efectuadas con finalidad cinegética (Bijlsma & Hill 1997). En España presenta una distribución dispersa, fruto también de reiteradas sueltas (De Juana & García 2015). Selecciona ambientes parcheados donde alternan zonas de bosque con áreas de cultivo y matorral (Martínez 2003). La mayoría de las sueltas han sido relativamente recientes, aunque hay datos de presencia en sitios reales desde mediados del siglo XIX (De Juana & García 2015). En Portugal también ha sido objeto de reiteradas sueltas, pero no hay constancia de que existan núcleos nidificantes viables (Catry et al. 2010; De Juana & García 2015). En Galicia se documentaron citas en 44 municipios, principalmente de Pontevedra y Coruña (Figura 3), en algunos de ellos con pequeñas poblaciones asentadas. A principios de la década de 2000 la población

nidificante española fue estimada en un mínimo de 370 parejas, y probablemente no superaba las 500 parejas (Martínez 2003). Para Galicia no hay una estima global, pero cabe suponer que la población será de pequeña magnitud, ya que la mayoría de efectivos liberados con fines cinegéticos son cazados o depredados (De Juana & García 2015).

La Cotorra argentina se registró en 14 municipios gallegos de Pontevedra y Coruña, salvo una cita existente en Ourense capital (Figura 4). En España y otros países europeos donde ha sido introducida se comporta como especie urbana o semiurbana, marcadamente antropófila, formando en ocasiones colonias muy numerosas (Molina et al. 2016). Las primeras observaciones en Galicia datan de principios de la década de 1990 y se efectuaron en Vigo (Fernández De La Cigoña & Morales 1993). En el censo español realizado en 2015 la población gallega estaba

comprendida entre 95-107 ejemplares, agrupados en 38 colonias localizadas en tres municipios del sur de Pontevedra: Vigo, Moaña y A Guarda. En otros 11 municipios donde se constató su presencia (Figura 4) aparentemente todavía no consiguieron establecer núcleos nidificantes. Esta población gallega está aislada del resto de la población española y no ha evidenciado una tendencia de incremento relevante (Molina et al. 2016). A pesar de esto, se han señalado daños provocados por estas aves en cultivos (Vidal 2004).

El Estrilda común se registró en 46 municipios, fundamentalmente de las provincias de A Coruña y Pontevedra (Figura 5). Las primeras observaciones fueron realizadas en carrizales de la desembocadura del Miño a finales de la década de 1980 (Reino & Silva 1996), iniciando un rápido proceso expansivo, similar al documentado en Portugal y España (Reino & Silva 1998). Este passeriforme selecciona preferentemente zonas palustres y de bordes de río, provistas de masas de macrófitos (Vidal 2003). La población gallega fue estimada a principios de la década de

2000 en un mínimo de 4.000 ejemplares (Vidal 2004), aunque no existe un censo actualizado de efectivos.

A escala global hay evidencia contradictoria acerca de que las aves exóticas constituyan una amenaza relevante para las especies autóctonas (Kumschick et al. 2013; Baker et al. 2014). En el caso de Galicia, la mayoría de especies registradas desde 1970 correspondieron a escasos ejemplares no nidificantes. Dos de las tres especies que consiguieron formar núcleos viables reproductivos, Faisán vulgar y Cotorra argentina, mantienen hasta la fecha poblaciones de pequeño tamaño, lo que sugiere la existencia de efectos limitados sobre la ornitofauna nativa. En el caso del Estrilda común, los efectivos sí han alcanzado localmente cifras relevantes, por ejemplo, en los carrizales situados en las proximidades de la desembocadura del río Ulla. Para esta especie sería conveniente determinar los efectos de su posible competencia con otras especies de carrizal nativas.

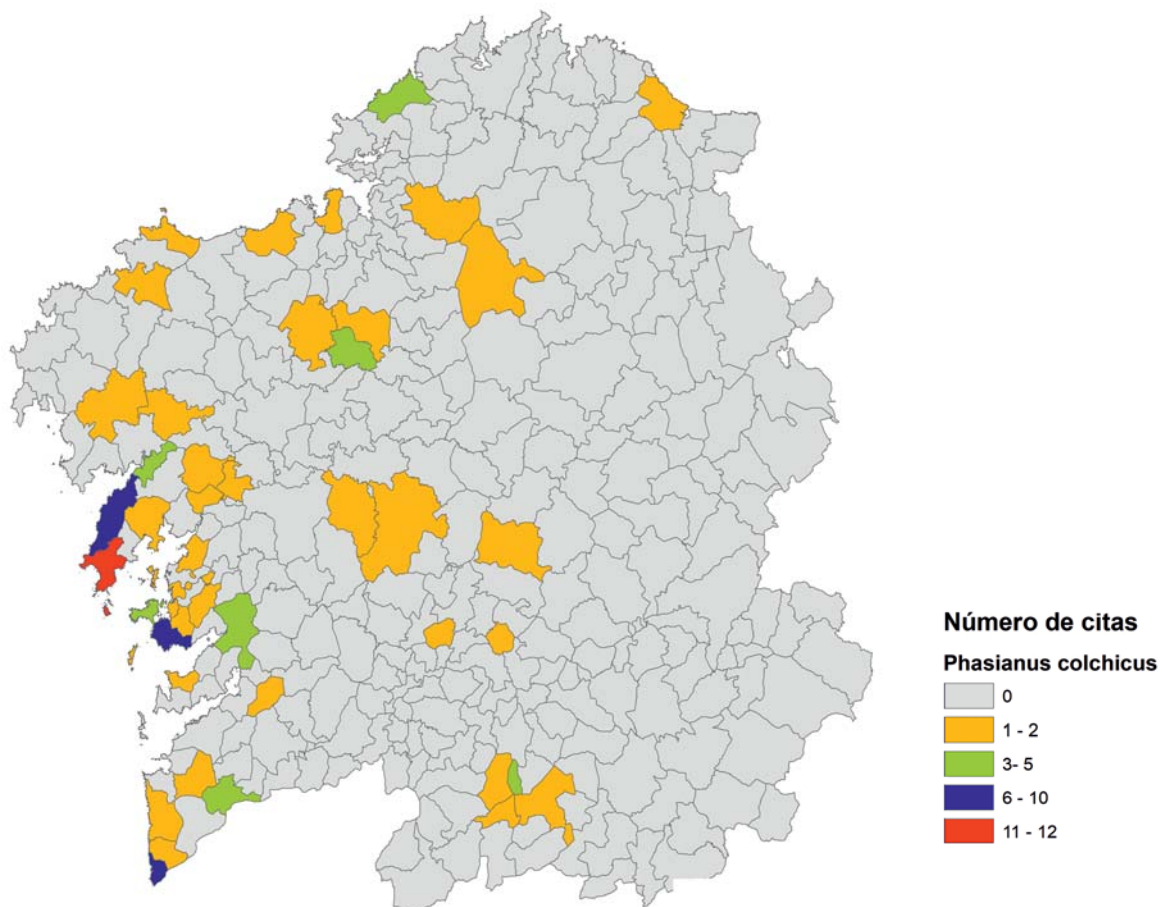


Figura 3- Distribución por municipios de las citas de Faisán común publicadas en el periodo enero 2000-julio 2018

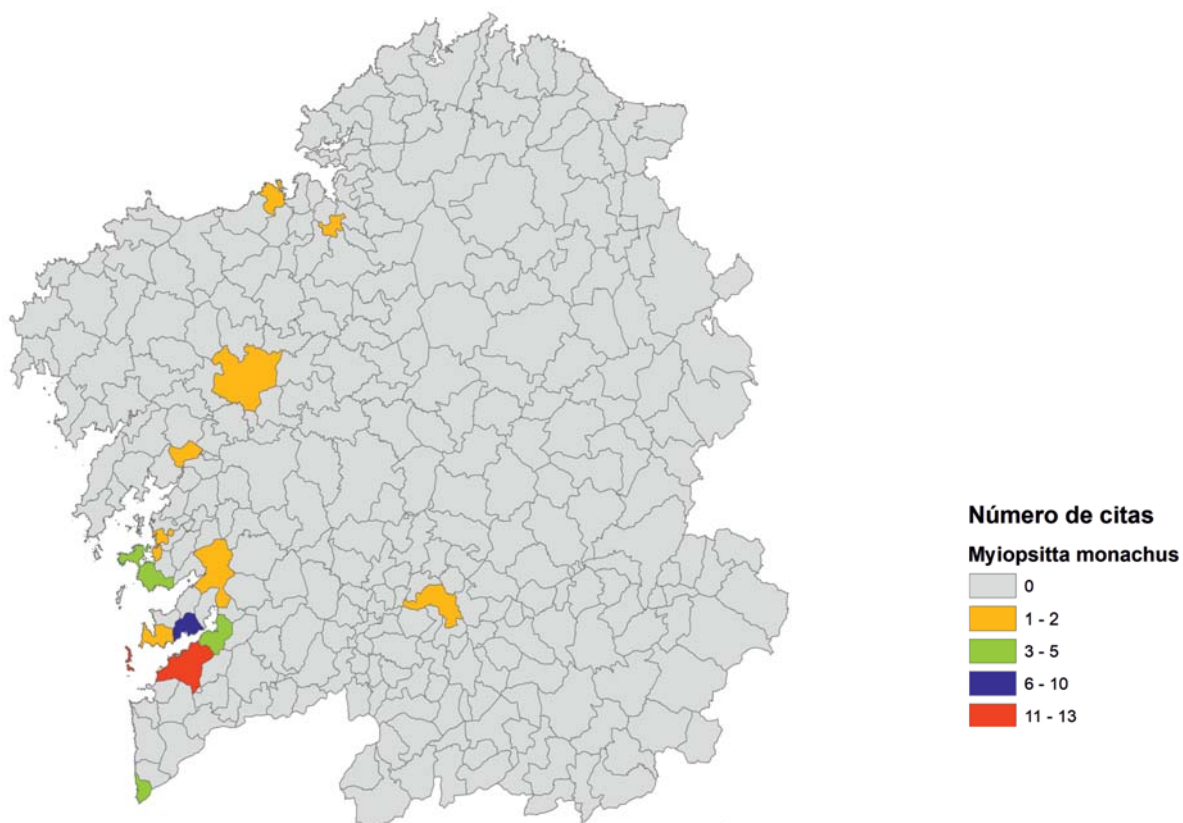


Figura 4- Distribución por municipios de las citas de Cotorra argentina publicadas en el periodo enero 2000-julio 2018

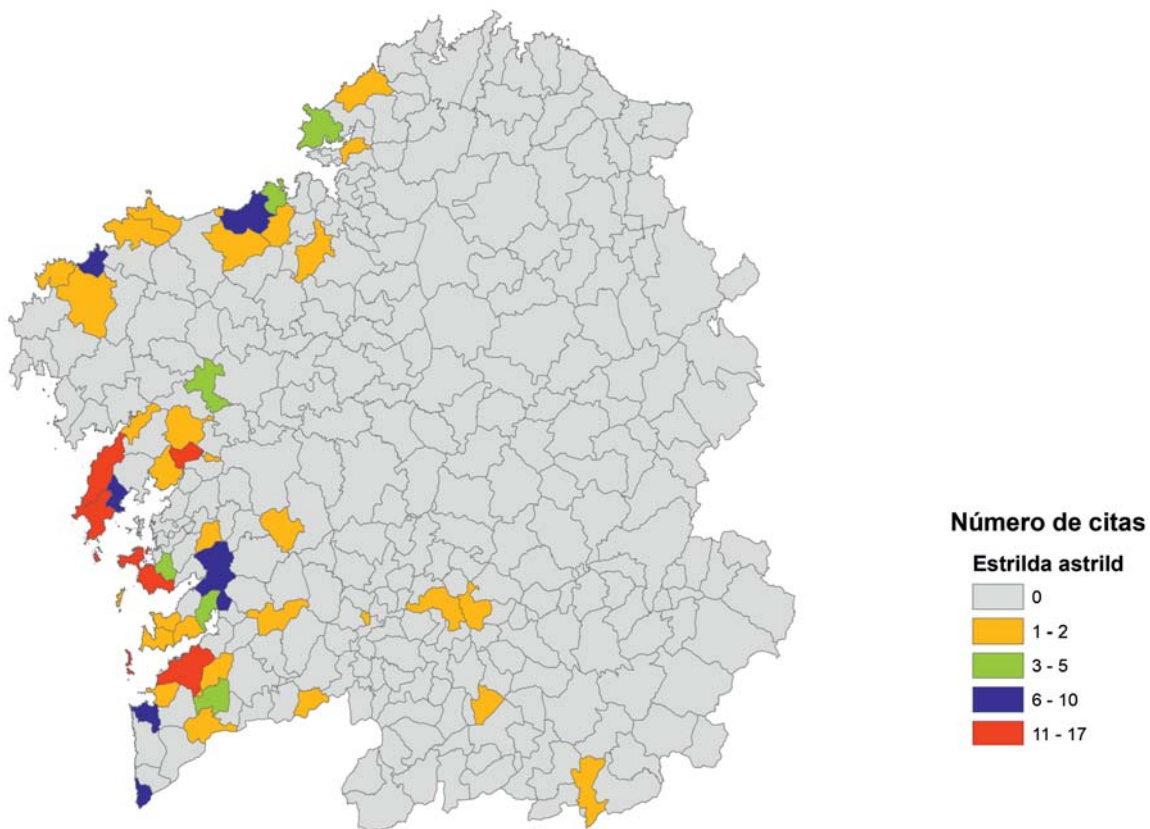


Figura 5- Distribución por municipios de las citas de Estrilda común publicadas en el periodo enero 2000-julio 2018

Bibliografía

- Abellán, P., Carrete, M., Anadón, J. D., Cardador, L. & Tella, J. L. (2016). Non-random patterns and temporal trends (1912–2012) in the transport, introduction and establishment of exotic birds in Spain and Portugal. *Diversity and Distributions*. 22, 3: 263-273.
- Baker, J., Harvey, K. J. & French, K. (2014). Threats from introduced birds to native birds. *Emu - Austral Ornithology*. 114, 1: 1-12.
- Bijlsma, R. G. & Hill, D. (1997). *Phasianus colchicus*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds*, pp. 218-219. T & AD Poyser. London.
- Catry, P., Costa, H., Elias, G. & Matías, R. (2010). Aves de Portugal. *Ornitología do território continental*. Assirio & Alvim. Lisboa.
- Daisie (2009). *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer. Dordrecht.
- De Juana, E. & García, E. (2015). *The Birds of the Iberian Peninsula*. Bloomsbury Natural History. London.
- Dyer, E. E., Redding, D. W. & Blackburn, T. M. (2017). The global avian invasions atlas, a database of alien bird distributions worldwide. *Scientific Data*. 4: 170041.
- Fernández De La Cigoña, E. & Morales, X. (1993). Cotorra argentina *Myiopsitta monachus*. *Ardeola*. 40: 98.
- Gill, F. & Donsker, D. 2018. IOC World Bird List (v 8.2). DOI: 10.14344/IOC.ML.8.2. Fecha de acceso: 15/10/2018.
- Grupo De Aves Exóticas (Gae-Seo/Birdlife) (2006). Aves invasoras en España: lista de especies en las categorías C y E. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Kark, S., Solarz, W., Chiron, F., Clergeau, P. & Shirley, S. (2009). Alien Birds, Amphibians and Reptiles of Europe. En, DAISIE (Ed.): *Handbook of Alien Species in Europe*, pp. 105-118. Springer-Verlag
- Kumschick, S., Bacher, S. & Blackburn, T. M. (2013). What determines the impact of alien birds and mammals in Europe? *Biological Invasions*. 15, 4: 785-797.
- Martin-Albarracin, V. L., Amico, G. C., Simberloff, D. & Nuñez, M. A. (2015). Impact of Non-Native Birds on Native Ecosystems: A Global Analysis. *PLOS ONE*. 10, 11: e0143070.
- Martínez, M. J. (2003). Faisán común *Phasianus colchicus*. En, R. Martí & J. C. d. Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 632-633. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington
- Molina, B., Postigo, J. L., Muñoz, A. R. & Del Moral, J. C. (Eds.) 2016. La cotorra argentina en España, población reproductora en 2015 y método de censo. SEO/BidLife. Madrid.
- Morales, J. & Lizana, M. (2011). El estado de la biodiversidad de los Vertebrados españoles. Causas de la riqueza de especies y actualización taxonómica. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.* 9: 285-342.
- Muñoz-Fuentes, V., Vilà, C., Green, A. J., Negro, J. J. & Sorenson, M. D. (2007). Hybridization between white-headed ducks and introduced ruddy ducks in Spain. *Molecular Ecology*. 16, 3: 629-638.
- Reino, L. M. & Silva, T. (1996). Distribution and expansion of the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal. En, J. S. Holmes & J. R. Simons (Eds.): *The introduction and naturalisation of birds*, pp. 103-106. HMSO. London.
- Reino, L. M. & Silva, T. (1998). The distribution and expansion of the common waxbill *Estrilda astrild* in the Iberian Peninsula. *Biologia e Conservazione de la Fauna*. 102: 16-22.
- Santos, D. M., Clavell, J. & Sol, D. 2007. Lista europea de aves: categorías C y E. <http://www.seo.org/?grupodeavesexoticas>. Fecha de acceso: 02/10/2018.
- Strubbe, D. & Matthysen, E. (2007). Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: habitat selection and impact on native birds. *Ecography*. 30, 4: 578-588.
- Strubbe, D. & Matthysen, E. (2009). Experimental evidence for nest-site competition between invasive ring-necked parakeets (*Psittacula krameri*) and native nuthatches (*Sitta europaea*). *Biological Conservation*. 142, 8: 1588-1594.
- Tejedor, M. T., Monteagudo, L. V., Mautner, S., Hadjisterkotis, E. & Arruga, M. V. (2007). Introgression of *Alectoris chukar* Genes into a Spanish Wild *Alectoris rufa* Population. *Journal of Heredity*. 98, 2: 179-182.
- Vidal, C. (2003). Pico de coral *Estrilda astrild*. En, R. Martí & J. C. d. Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 640-641. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- Vidal, C. (2004). Situación das aves exóticas asilvestradas en Galicia. *Chioglossa*. 2: 79-87.

Recursos Rurais

Revista do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural (IBADER)

Proceso de selección e avaliación de orixinais

Recursos Rurais publica artigos, revisións, notas de investigación e reseñas bibliográficas. Os artigos, revisións e notas deben ser orixinais, sendo avaliados previamente polo Comité Editorial e o Comité Científico Asesor. Os traballos presentados a Recursos Rurais serán sometidos á avaliación confidencial de dous expertos alleos ao equipo editorial, seguindo criterios internacionais. Caso dos avaliadores propoñeren modificacións na redacción do orixinal, será de responsabilidade do equipo editorial -unha vez informado o autor- o seguimento do proceso de reelaboración do traballo. Caso de non ser aceptado para a súa edición, o orixinal será devolto ao seu autor, xunto cos ditames emitidos polos avaliadores. En calquera caso, os orixinais que non se suxeiten ás seguintes normas técnicas serán devoltos aos seus autores para a súa corrección, antes do seu envío aos avaliadores.

Normas para a presentación de orixinais

Procedemento editorial

A Revista Recursos Rurais aceptará para a súa revisión artigos, revisións e notas vinculados á investigación e desenvolvemento tecnolóxico no ámbito da conservación e xestión da biodiversidade e do medio ambiente, dos sistemas de produción agrícola, gandeira, forestal e referidos á planificación do territorio, tendentes a propiciar o desenvolvemento sostíbel dos recursos naturais do espazo rural.Os artigos que non se axusten ás normas da revista, serán devoltos aos seus autores.

Preparación do manuscrito

Comentarios xerais

Os manuscritos non deben exceder de 20 páxinas impresas en tamaño A4, incluíndo figuras, táboas, ilustracións e a lista de referencias. Todas as páxinas deberán ir numeradas, aínda que no texto non se incluírán referencias ao número de páxina. Os artigos poden presentarse nos seguintes idiomas: galego, castelán, portugués, francés ou inglés. Os orixinais deben prepararse nun procesador compatíbel con Microsoft Word®, a dobre espazo nunha cara e con 2,5 cm de marxe. Empregarase a fonte tipográfica "arial" a tamaño 11 e non se incluírán tabulacións nin sangrías, tanto no texto como na lista de referencias bibliográficas. Os parágrafos non deben ir separados por espazos. Non se admitiran notas ao pe.

Os nomes de xéneros e especies deben escribirse en cursiva e non abreviados a primeira vez que se mencionen. Posteriormente o epíteto xenérico poderá abreviarse a unha soa letra. Debe utilizarse o Sistema Internacional (SI) de unidades. Para o uso correcto dos símbolos e observacións máis comúns pode consultarse a última edición do CBE (Council of Biology Editors) Style manual.

Páxina de Título

A páxina de título incluírá un título conciso e informativo (na lingua orixinal e en inglés), o nome(s) do autor(es), a afiliación(s) e a dirección(s) do autor(es), así como a dirección de correo electrónico, número de teléfono e de fax do autor co que se manterá a comunicación.

Resumo

Cada artigo debe estar precedido por un resumo que presente os principais resultados e as conclusións máis importantes, cunha extensión máxima de 200 palabras. Ademais do idioma orixinal no que se escriba o artigo, presentárase tamén un resumo en inglés.

Palabras clave

Deben incluírse ata 5 palabras clave situadas despois de cada resumo distintas das incluídas no título.

Organización do texto

A estrutura do artigo debe axustarse na medida do posíbel á seguinte distribución de apartados: Introducción, Material e métodos, Resultados e discusión, Agradecementos e Bibliografía. Os apartados irán resaltados en negraña e tamaño de letra 12. Se se necesita a inclusión de subapartados estes non estarán numerados e tipografíaranse en tamaño de letra 11.

Introdución

A introdución debe indicar o propósito da investigación e prover unha revisión curta da literatura pertinente.

Material e métodos

Este apartado debe ser breve, pero proporcionar suficiente

información como para poder reproducir o traballo experimental ou entender a metodoloxía empregada no traballo.

Resultados e Discusión

Neste apartado expóranse os resultados obtidos. Os datos deben presentarse tan claros e concisos como sexa posíbel, se é apropiado na forma de táboas ou de figuras, aínda que as táboas moi grandes deben evitarse. Os datos non deben repetirse en táboas e figuras. A discusión debe consistir na interpretación dos resultados e da súa significación en relación ao traballo doutros autores. Pode incluírse unha conclusión curta, no caso de que os resultados e a discusión o propicien.

Agradecementos

Deben ser tan breves como sexa posíbel. Calquera concesión que requira o agradecemento debe ser mencionada. Os nomes de organizacións financiadoras deben escribirse de forma completa.

Bibliografía

A lista de referencias debe incluír unicamente os traballos que se citan no texto e que se publicaron ou que foron aceptados para a súa publicación. As comunicacións persoais deben mencionarse soamente no texto. No texto, as referencias deben citarse polo autor e o ano e enumerar en orde alfabética na lista de referencias bibliográficas.

Exemplos de citación no texto:

Descricións similares danse noutros traballos (Fernández 2005a, b; Rodrigo et al. 1992).

Andrade (1949) indica como....

Segundo Mario & Tineti (1989) os factores principais están....

Moore et al. (1991) suxiren iso...

Exemplos de lista de referencias bibliográficas:

Artigo de revista:

Mahaney, W.M.M., Wardrop, D.H. & Brooks, P. (2005). Impacts of sedimentation and nitrogen enrichment on wetland plant community development. Plant Ecology. 175, 2: 227-243.

Capítulo nun libro:

Campbell, J.G. (1981). The use of Landsat MSS data for ecological mapping. En: Campbell J.G. (Ed.) Matching Remote Sensing Technologies and Their Applications. Remote Sensing Society. London.

Lowel, E.M. & Nelson, J. (2003). Structure and morphology of Grasses. En: R.F. Barnes et al. (Eds.). Forrages. An introduction to grassland agriculture. Iowa State University Press. Vol. 1. 25-50

Libro completo:

Jensen, W (1996). Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective. Prentice-Hall, Inc. Saddle River, New Jersey.

Unha serie estándar:

Tutin, T.G. et al. (1964-80). Flora Europaea, Vol. 1 (1964); Vol. 2 (1968); Vol. 3 (1972); Vol. 4 (1976); Vol. 5 (1980). Cambridge University Press, Cambridge.

Obra institucional:

MAPYA (2000). Anuario de estadística agraria. Servicio de Publicaciones del MAPYA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), Madrid, España.

Documentos legais:

BOE (2004). Real Decreto 1310/2004, de 15 de enero, que modifica la Ley de aprovechamiento de residuos ganaderos. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 8, 15/1/04. Madrid, España.

Publicacións electrónicas:

Collins, D.C. (2005). Scientific style and format. Dispoñíbel en: http://www.councilscience.org/publications.cfm [5 xaneiro, 2005] Os artigos que fosen aceptados para a súa publicación incluíranse na lista de referencias bibliográficas co nome da revista e o epíteto "en prensa" en lugar do ano de publicación.

Ilustracións e táboas

Todas as figuras (fotografías, gráficos ou diagramas) e as táboas deben citarse no texto, e cada unha deberá ir numerada consecutivamente. As figuras e táboas deben incluírse ao final do artigo, cada unha nunha folia separada na que se indicará o número de táboa ou figura, para a súa identificación. Para o envío de figuras en forma electrónica vexa máis adiante. Debuxos lineais. Por favor envíe impresións de boa calidade. As inscricións deben ser claramente lexíbeis. O mínimo grosor de liña será de 0,2 mm en relación co tamaño final. No caso de Ilustracións en tons medios (escala de grises): Envíe por favor as impresións ben contrastadas. A ampliación débese indicar por barras de escala. Acéptanse figuras en cores.

Tamaño das figuras

As figuras deben axustarse á anchura da columna (8.5 centímetros) ou ter 17.5 centímetros de ancho. A lonxitude

máxima é 23 centímetros. Deseñe as súas ilustracións pensando no tamaño final, procurando non deixar grandes espazos en branco. Todas as táboas e figuras deberán ir acompañadas dunha lenda. As lendas deben consistir en explicacións breves, suficientes para a comprensión das ilustracións por si mesmas. Nas mesmas incluírase unha explicación de cada unha das abreviaturas incluídas na figura ou táboa. As lendas débense incluír ao final do texto, tras as referencias bibliográficas e deben estar identificadas (ex: Táboa 1 Características...). Os mapas incluírán sempre o Norte, a latitude e a lonxitude.

Preparación do manuscrito para o seu envío

Texto

Grave o seu arquivo de texto nun formato compatíbel con Microsoft Word.

Táboas e Figuras

Cada táboa e figura gardarase nun arquivo distinto co número da táboa e/ou figura. Os formatos preferidos para os gráficos son: Para os vectores, formato EPS, exportados desde o programa de debuxo empregado (en todo caso, incluírán unha cabeceira da figura en formato TIFF) e para as ilustracións en tons de grises ou fotografías, formato TIFF, sen comprimir cunha resolución mínima de 300 ppp. En caso de enviar os gráficos nos seus arquivos orixinais (Excel, Corel Draw, Adobe Ilustrator, etc.) estes acompañáranse das fontes utilizadas. O nome do arquivo da figura (un arquivo diferente por cada figura) incluírá o número da ilustración. En ningún caso se incluírá no arquivo da táboa ou figura a lenda, que debe figurar correctamente identificada ao final do texto. O material gráfico escaneado deberá aterse aos seguintes parámetros: Debuxos de liñas: o escaneado realizárase en liña ou mapa de bits (nunca escala de grises) cunha resolución mínima de 800 ppp e recomendada de entre 1200 e 1600 ppp. Figuras de medios tons e fotografías: escanearanse en escala de grises cunha resolución mínima de 300 ppp e recomendada entre 600 e 1200 ppp.

Recepción do manuscrito

Os autores enviarán un orixinal e dúas copias do artigo completo ao comité editorial, xunto cunha copia dixital, acompañados dunha carta de presentación na que ademais dos datos do autor, figuren a súa dirección de correo electrónico e o seu número de fax, á seguinte dirección:

IBADER

Comité Editorial da revista Recursos Rurais

Universidade de Santiago.

Campus Universitario s/n

E-27002 LUGO - Spain

Enviar o texto e cada unha das ilustracións en arquivos diferentes, nalgún dos seguintes soportes: CD-ROM ou DVD para Windows, que irán convenientemente rotulados indicando o seu contido. Os nomes dos arquivos non superarán os 8 caracteres e non incluírán acentos ou caracteres especiais. O arquivo de texto denominárase polo nome do autor.

Ou ben enviar unha copia digital dos arquivos convintemente preparados á dirección de e-mail: ibader@usc.es

Cos arquivos inclúa sempre información sobre o sistema operativo, o procesador de texto, así como sobre os programas de debuxo empregados nas figuras.

Copyright: Unha vez aceptado o artigo para a publicación na revista, o autor(es) debe asinar o copyright correspondente.

Decembro 2015

^[1]

Recursos Rurais

Revista do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural (IBADER)

Proceso de selección y evaluación de originales

Recursos Rurais publica artículos, revisiones, notas de investigación y reseñas bibliográficas. Los artículos, revisiones y notas deben ser originales, siendo evaluados previamente por el Comité Editorial y el Comité Científico Asesor. Los trabajos presentados a Recursos Rurais serán sometidos a la evaluación confidencial de dos expertos ajenos al equipo editorial, siguiendo criterios internacionales. En el caso de que los evaluadores propongan modificaciones en la redacción del original, será responsabilidad del equipo editorial -una vez informado el autor- el seguimiento del proceso de reelaboración del trabajo. Caso de no ser aceptado para su edición, el original será devuelto a su autor, junto con los dictámenes emitidos por los evaluadores.

En cualquier caso, los originales que no se ajusten a las siguientes normas técnicas serán devueltos a sus autores para su corrección, antes de su envío a los evaluadores.

Normas para la presentación de originales

procedimiento editorial

La Revista Recursos Rurais aceptará para a su revisión artículos, revisiones y notas vinculados a la investigación y desenvolvimiento tecnológico en el ámbito de la conservación y gestión de la biodiversidad y del medio ambiente, de los sistemas de producción agrícola, ganadera, forestal y referidos a la planificación del territorio, tendientes a propiciar el desarrollo sostenible de los recursos naturales del espacio rural y de las áreas protegidas. Los artículos que no se ajusten a las normas de la revista, serán devueltos a sus autores.

Preparación del manuscrito

Comentarios generales

Los manuscritos no deben exceder de 20 páginas impresas en tamaño A4, incluyendo figuras, tablas, ilustraciones i la lista de referencias. Todas las paginas deberán ir numeradas, aunque en el texto no se incluirán referencias al número de pagina. Los artículos pueden presentarse en los siguientes idiomas: galego, castellano, portugués, francés o inglés. Los originales deben prepararse en un procesador compatible con Microsoft Word ®, a doble espacio en una cara y con 2,5 cm de margen. Se empleará la fuente tipográfica "arial" a tamaño 11 y no se incluirán tabulaciones ni sangrías, tanto en el texto como en la lista de referencias bibliográficas. Los párrafos no deben ir separados por espacios. No se admitirán notas al pie.

Los nombres de géneros y especies deben escribirse en cursiva y no abreviados la primera vez que se mencionen. Posteriormente el epíteto genérico podrá abreviarse a una sola letra. Debe utilizarse el Sistema Internacional (SI) de unidades. Para el uso correcto de los símbolos y observaciones más comunes puede consultarse la última edición de CBE (Council of Biology Editors) Style manual.

Página de Título

La página de título incluirá un título conciso e informativo (en la lengua original y en inglés), el nombre(s) de los autor(es), la afiliación(s) y la dirección(s) de los autor(es), así como la dirección de correo electrónico, número de teléfono y de fax del autor con que se mantendrá la comunicación.

Resumen

Cada artículo debe estar precedido por un resumen que presente los principales resultados y las conclusiones más importantes, con una extensión máxima de 200 palabras. Además del idioma original en el que se escriba el artículo, se presentará también un resumen en inglés.

Palabras clave

Deben incluirse hasta 5 palabras clave situadas después de cada resumen, distintas de las incluidas en el título.

Organización del texto

La estructura del artículo debe ajustarse a la medida de lo posible a la siguiente distribución de apartados: Introducción, Material y métodos, Resultados y discusión, Agradecimientos y Bibliografía. Los apartados irán resaltados en negrita y tamaño de letra 12. Si se necesita la inclusión de subapartados estos no estarán numerados y se tipografiarán en tamaño de letra 11.

Introducción

La introducción debe indicar el propósito de la investigación y

proveer una revisión corta de la literatura pertinente.

Material y métodos

Este apartado debe ser breve, pero proporcionar suficiente información como para poder reproducir el trabajo experimental o entender la metodología empleada en el trabajo.

Resultados y Discusión

En este apartado se expondrán los resultados obtenidos. Los datos deben presentarse tan claros y concisos como sea posible, si es apropiado en forma de tablas o de figuras, aunque las tablas muy grandes deben evitarse. Los datos no deben repetirse en tablas y figuras. La discusión debe consistir en la interpretación de los resultados y de su significación en relación al trabajo de otros autores. Puede incluirse una conclusión corta, en el caso de que los resultados y la discusión lo propicien.

Agradecimientos

Deben ser tan breves como sea posible. Cualquier concesión que requiera el agradecimiento debe ser mencionada. Los nombres de organizaciones financiadoras deben escribirse de forma completa.

Bibliografía

La lista de referencias debe incluir únicamente los trabajos que se citan en el texto y que estén publicados o que hayan sido aceptados para su publicación. Las comunicaciones personales deben mencionarse solamente en el texto. En el texto, las referencias deben citarse por el autor y el año y enumerar en orden alfabético en la lista de referencias bibliográficas.

ejemplos de citación en el texto:

Descripciones similares se dan en otros trabajos (Fernández 2005a, b; Rodrigo et al. 1992).

Andrade (1949) indica como....

según Mario & Tinetti (1989) los factores principales están....

Moore et al. (1991) sugieren eso...

Ejemplos de lista de referencias bibliográficas:

Artículo de revista:

Mahaney, W.M.M., Wardrop, D.H. & Brooks, P. (2005). Impacts of sedimentation and nitrogen enrichment on wetland plant community development. *Plant Ecology*. 175, 2: 227-243.

Capítulo en un libro:

Campbell, J.G. (1981). The use of Landsat MSS data for ecological mapping. En: Campbell J.G. (Ed.) *Matching Remote Sensing Technologies and Their Applications*. Remote Sensing Society, London.

Lowell, E.M. & Nelson, J. (2003). Structure and morphology of Grasses. En: R.F. Barnes et al. (Eds.). *Forages. An introduction to grassland agriculture*. Iowa State University Press. Vol. 1. 25-50

Libro completo:

Jensen, W (1996). *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*. Prentice-Hall, Inc. Saddle River, New Jersey.

Una serie estándar:

Tutin, T.G. et al. (1964-80). *Flora Europaea*, Vol. 1 (1964); Vol. 2 (1968); Vol. 3 (1972); Vol. 4 (1976); Vol. 5 (1980). Cambridge University Press, Cambridge.

Obra institucional::

MAPYA (2000). *Anuario de estadística agraria*. Servicio de Publicaciones del MAPYA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), Madrid, España.

Documentos legales:

BOE (2004). Real Decreto 1310/2004, de 15 de enero, que modifica la Ley de aprovechamiento de residuos ganaderos. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 8, 15/1/04. Madrid, España.

Publicaciones electrónicas:

Collins, D.C. (2005). *Scientific style and format*. Disponible en: <http://www.councilscience.org/publications.cfm> [5 xaneiro, 2005] Los artículos que fuesen aceptados para su publicación se incluirán en la lista de referencias bibliográficas con el nombre de la revista y el epíteto "en prensa" en lugar del año de publicación.

Ilustraciones y tablas

Todas las figuras (fotografías, gráficos o diagramas) y las tablas deben citarse en el texto, y cada una deberá ir numerada consecutivamente. Las figuras y tablas deben incluirse al final del artículo, cada una en una hoja separada en la que se indicará el número de tabla o figura, para su identificación. Para el envío de figuras en forma electrónica vea más adelante. Dibujos lineales. Por favor envíe impresiones de buena calidad. Las inscripciones deben ser claramente legibles. El mínimo grosor de línea será de 0,2 mm en relación con el tamaño final. En el caso de ilustraciones en tonos medios (escala de grises): Envíe por favor las impresiones bien contrastadas. La ampliación se debe indicar mediante barras de escala. Se aceptan figuras en color.

Tamaño de las figuras

Las figuras deben ajustarse a la anchura de la columna (8.5 centímetros) o tener 17.5 centímetros de ancho. La longitud máxima es de 23 centímetros. Diseñe sus ilustraciones pensando en el tamaño final, procurando no dejar grandes espacios en blanco. Todas las tablas y figuras deberán ir acompañadas de una leyenda. Las leyendas deben consistir en explicaciones breves, suficientes para la comprensión de las ilustraciones por sí mismas. En las mismas se incluirá una explicación de cada una de las abreviaturas incluidas en la figura o tabla. Las leyendas se deben incluir al final del texto, tras las referencias bibliográficas y deben estar identificadas (ej: Tabla 1 Características...). Los mapas incluirán siempre el Norte, la latitud y la longitud.

Preparación del manuscrito para su envío

Texto

Grave su archivo de texto en un formato compatible con Microsoft Word.

Tablas y Figuras

Cada tabla y figura se guardará en un archivo distinto con número de tabla y/o figura. Los formatos preferidos para los gráficos son: Para los vectores, formato EPS, exportados desde el programa de dibujo empleado (en todo caso, incluirán una cabecera de la figura en formato TIFF) y para las ilustraciones en tonos de grises o fotografías, formato TIFF, sin comprimir con una resolución mínima de 300 ppp. En caso de enviar los gráficos en sus archivos originales (Excel, Corel Draw, Adobe Illustrator, etc.) estos se acompañarán de las fuentes utilizadas. El nombre de archivo de la figura (un archivo diferente por cada figura) incluirá el número de la ilustración. En ningún caso se incluirá en el archivo de la tabla o figura la leyenda, que debe figurar correctamente identificada al final del texto. El material gráfico escaneado deberá atenerse a los siguientes parámetros: Dibujos de líneas: el escaneado se realizará en línea o mapa de bits (nunca escala de grises) con una resolución mínima de 800 ppp y recomendada de entre 1200 y 1600 ppp. Figuras de medios tonos y fotografías: se escanearán en escala de grises con una resolución mínima de 300 ppp y recomendada entre 600 y 1200 ppp.

Recepción del manuscrito

Los autores enviarán un original y dos copias del artículo completo al comité editorial junto con una copia digital, acompañados de una carta de presentación en la que además de los datos del autor, figuren su dirección de correo electrónico y su número de fax, a la siguiente dirección:

IBADER

Comité Editorial da revista Recursos Rurais

Universidade de Santiago.

Campus Universitario s/n

E-27002 LUGO - Spain

Enviar el texto y cada una de las ilustraciones en archivos diferentes, en alguno de los siguientes soportes: CD-ROM o DVD para Windows, que irán convenientemente rotulados indicando su contenido. Los nombres de los archivos no superarán los 8 caracteres y no incluirán acentos o caracteres especiales. El archivo de texto se denominará por el nombre del autor.

O bien enviar una copia digital de los archivos convenientemente preparados la dirección de e-mail: ibader@usc.es

Con los archivos incluya siempre información sobre el sistema operativo, el procesador de texto, así como sobre los programas de dibujo empleados en las figuras.

Copyright: Una vez aceptado el artículo para su publicación en la revista, el autor(es) debe firmar el copyright correspondiente.

Diciembre 2015

Recursos Rurais

Revista do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural (IBADER)

Selection process and manuscript evaluation

The articles, reviews and notes must be original, and will be previously evaluated by the Editorial Board and the Scientific Advisory Committee. Manuscripts submitted to Recursos Rurais will be subject to confidential review by two experts appointed by the Editorial Committee, which may also consider choosing reviewers suggested by the author. In cases of dispute the intervention of a third evaluator will be required. Finally it is for the Editorial Committee's decision on acceptance of work. In cases in which the reviewers suggest modifications to the submitted text, it will be the responsibility of the Editorial Team to inform the authors of the suggested modifications and to oversee the revision process. In cases in which the submitted manuscript is not accepted for publication, it will be returned to the authors together with the reviewers' comments. Please note that any manuscript that does not adhere strictly to the instructions detailed in what follows will be returned to the authors for correction before being sent out for review.

Instructions to authors

Editorial procedure

Recursos Rurais will consider for publication original research articles, notes and reviews relating to research and technological developments in the area of sustainable development of natural resources in the rural and conservation areas contexts, in the fields of conservation, biodiversity and environmental management, management of agricultural, livestock and forestry production systems, and land-use planning.

Manuscript preparation

General remarks

Articles may be submitted in Galician, Spanish, Portuguese, French or English.

Manuscripts should be typed on A4 paper, and should not exceed 15 pages including tables, figures and the references list. All pages should be numbered (though references to page numbers should not be included in the text). The manuscript should be written with Microsoft Word or a Word-compatible program, on one side of each sheet, with double line-spacing, 2.5 cm margins on the left and right sides, Arial font or similar, and font size 11. Neither tabs nor indents should be used, in either the text or the references list. Paragraphs should not be separated by blank lines.

Species and genus names should be written in italics. Genus names may be abbreviated (e.g. *Q. robur* for *Quercus robur*), but must be written in full at first mention. SI (Système International) units should be used. Technical nomenclatures and style should follow the most recent edition of the CBE (Council of Biology Editors) Style Manual.

Title page

The title page should include a concise and informative title (in the language of the text and in English), the name(s) of the author(s), the institutional affiliation and address of each author, and the e-mail address, telephone number, fax number, and postal address of the author for correspondence.

Abstract

Each article should be preceded by an abstract of no more than 200 words, summarizing the most important results and conclusions. In the case of articles not written in English, the authors should supply two abstracts, one in the language of the text, the other in English.

Key words

Five key words, not included in the title, should be listed after the Abstract.

Article structure

This should where possible be as follows: Introduction, Material and Methods, Results and Discussion, Acknowledgements, References. Section headings should be written in bold with font size 12. If subsection headings are required, these should be written in italics with font size 11, and should not be numbered.

Introduction

This section should briefly review the relevant literature and clearly state the aims of the study.

Material and Methods

This section should be brief, but should provide sufficient information to allow replication of the study's procedures.

Results and Discussion

This section should present the results obtained as clearly and concisely as possible, where appropriate in the form of tables and/or figures. Very large tables should be avoided. Data in tables should not repeat data in figures, and vice versa. The discussion should consist of interpretation of the results and of their significance in relation to previous studies. A short conclusion subsection may be included if the authors consider this helpful.

Acknowledgements

These should be as brief as possible. Grants and other funding should be recognized. The names of funding organizations should be written in full.

References

The references list should include only articles that are cited in the text, and which have been published or accepted for publication. Personal communications should be mentioned only in the text. The citation in the text should include both author and year. In the references list, articles should be ordered alphabetically by first author's name, then by date.

Examples of citation in the text:

Similar results have been obtained previously (Fernández 2005a, b; Rodrigo et al. 1992).

Andrade (1949) reported that...

According to Mario & Tinetti (1989), the principal factors are...

Moore et al. (1991) suggest that...

Examples of listings in References:

Journal article:

Mahaney, W.M.M., Wardrop, D.H. & Brooks, P. (2005). Impacts of sedimentation and nitrogen enrichment on wetland plant community development. *Plant Ecology*. 175, 2: 227-243.

Book chapter:

Campbell, J.G. (1981). The use of Landsat MS ata for ecological mapping. In: Campbell J.G. (Ed.) *Matching Remote Sensing Technologies and Their Applications*. Remote Sensing Society, London.

Lowell, E.M. & Nelson, J. (2003). Structure and Morphology of Grasses. In: R.F. Barnes et al. (Eds.). *Forages: An Introduction to Grassland Agriculture*. Iowa State University Press. Vol. 1. 25-50.

Complete book:

Jensen, W. (1996). *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*. Prentice-Hall, Inc., Saddle River, New Jersey.

Standard series:

Tutin, T.G. et al. (1964-80). *Flora Europaea*, Vol. 1 (1964); Vol. 2 (1968); Vol. 3 (1972); Vol. 4 (1976); Vol. 5 (1980). Cambridge University Press, Cambridge, UK

Institutional publications:

MAPYA (2000). *Anuario de estadística agraria*. Servicio de Publicaciones del MAPYA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), Madrid, Spain.

Legislative documents:

BOE (2004). Real Decreto 1310/2004, de 15 de enero, que modifica la Ley de aprovechamiento de residuos ganaderos. BOE (Boletín Oficial del Estado), no. 8, 15/104, Madrid, Spain.

Electronic publications:

Collins, D.C. (2005). Scientific style and format. Available at: <http://www.counckjncc.org/publications.cfm> [5 January 2005]

Articles not published but accepted for publication:

Such articles should be listed in References with the name of the journal and other details, but with "in press" in place of the year of publication.

Figures and tables

Numbering:

All figures (data plots and graphs, photographs, diagrams, etc.) and all tables should be cited in the text, and should be numbered consecutively.

Figure quality. Please send high-quality copies. Line thickness in the publication-size figure should be no less than 0.2 mm. In the case of greyscale figures, please ensure that the different tones are clearly distinguishable. Labels and other text should be clearly legible. Scale should be indicated by scale bars. Maps should always include indication of North, and of latitude and longitude. Colour figures can be published.

Figure size

Figures should be no more than 17.5 cm in width, or no more than 8.5 cm in width if intended to fit in a single column. Length should be no more than 23 cm. When designing figures, please take into account the eventual publication size, and avoid excessively white space.

Figure and table legends

All figures and tables require a legend. The legend should be a brief statement of the content of the figure or table, sufficient for comprehension without consultation of the text. All abbreviations used in the figure or table should be defined in the legend. In the submitted manuscript, the legends should be placed at the end of the text, after the references list.

Preparing the manuscript for submission

Text

The text should be submitted as a text file in Microsoft Word or a Word-compatible format.

Tables and figures

Each table and each figure should be submitted as a separate file, with the file name including the name of the table or figure (e.g. Table-1.DOC). The preferred format for data plots and graphs is EPS for vector graphics (though all EPS files must include a TIFF preview), and TIFF for greyscale figures and photographs (minimum resolution 300 dpi). If graphics files are submitted in the format of the original program (Excel, CorelDRAW, Adobe Illustrator, etc.), please ensure that you also include all fonts used. The figure or table legend should not be included in the file containing the figure or table itself; rather, the legends should be included (and clearly numbered) in the text file, as noted above. Scanned line drawings should meet the following requirements: line or bit-map scan (not greyscale scan), minimum resolution 800 dpi, recommended resolution 1200 - 1600 dpi. Scanned halftone drawings and photographs should meet the following requirements: greyscale scan, minimum resolution 300 dpi, recommended resolution 600 - 1200 dpi.

Manuscript submission

Please submit a digital copy of the files properly prepared to the e-mail address:

info@ibader.gal

Or send a) the original and two copies of the manuscript, b) copies of the corresponding files on CD-ROM or DVD for Windows, and c) a cover letter with author details (including e-mail address and fax number), to the following address:

IBADER,
Comité Editorial de la revista Recursos Rurais,
Universidad de Santiago,
Campus Terra s/n,
E-27002 Lugo,
Spain.

As noted above, the text and each figure and table should be submitted as separate files, with names indicating content, and in the case of the text file corresponding to the first author's name (e.g. Alvarez.DOC, Table-1.DOC, Fig-1.EPS). File names should not exceed 8 characters, and must not include accents or special characters. In all cases the program used to create the file must be clearly identifiable.

Copyright

Once the article is accepted for publication in the journal, the authors will be required to sign a copyright transfer statement.

